

**ESTUDIO DE METODOLOGÍAS PARA LA EVALUACIÓN DE
NORMAS DE CALIDAD Y COMPLEMENTO A ESTIMACIÓN
DE BENEFICIOS EN SALUD DERIVADOS DE LA
CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA**

**Estudio solicitado por Subsecretaría del Medio Ambiente
Licitación ID 608897-71-LE17**

INFORME FINAL

Santiago, 3 de Abril de 2018

Equipo de Trabajo

Luis Abdón Cifuentes Lira, Ingeniero Civil Estructural
Ph.D. en Ingeniería y Políticas Públicas
lac@ing.puc.cl

José Miguel Valdés, Ingeniero Civil Industrial
Especialidad Eléctrica
jmvaldes@uc.cl

Pablo Busch, Ingeniero Civil Industrial
Especialidad Ambiental
pmbusch@uc.cl

Camila Cabrera, Ingeniero Civil Industrial
M.Sc. en Política y Regulación Ambiental
c.cabrera@dictuc.cl

Tabla de Contenidos

Tabla de Contenidos.....	I
Lista de Tablas.....	IV
Lista de Figuras.....	VII
Acrónimos y Abreviaturas	IX
2.1 Objetivo general	2
2.2 Objetivos específicos.....	2
3.1 Evaluaciones de impacto revisadas	3
3.1.1 EEUU – 2015 – Ozono.....	4
3.1.2 EEUU – 2012- MP.....	10
3.1.3 EEUU – 2015 – Producción de ladrillos y otros productos estructurales de arcilla ..	18
3.1.4 EEUU – 2015 – Calefactores a leña	21
3.1.5 EEUU - 2011 – Calderas.....	24
3.1.6 Reino Unido – 2015 – MP y NO _x	29
3.1.7 Australia – 2013 – MP	33
3.1.8 México – 2014 – MP2.5.....	39
3.1.9 Colombia – 2017 – MP y otros gases	43
3.1.10 Unión Europea – 2014 – Clean Air	46
3.1.11 Canadá – 2016 – Multisector	49
3.2 Análisis comparativo de las evaluaciones revisadas.....	53
3.3 Comparación de metodología de los AGIES con estándares internacionales	69
3.4 Beneficios calculados en las evaluaciones internacionales revisadas	74
3.5 Sistematización de la información recopilada.....	80
4.1 Revisión de guías metodológicas y papers recientes sobre estimación de efectos en salud de la contaminación atmosférica.....	83
4.1.1 Material Particulado fino	84
4.1.2 Ozono	96
4.1.3 Dióxido de nitrógeno.....	99
4.2 Factibilidad de implementar métricas complementarias de salud: YLL, YLD y DALY	99
4.2.1 Métricas complementarias de salud: YLL, YLD y DALY.....	99

4.2.2	<i>Experiencia internacional</i>	108
4.2.3	<i>Factibilidad de implementación nacional</i>	115
4.3	Sistematización de información de métricas complementarias	118
5.1	Revisión de metodologías internacionales	121
5.1.1	<i>CEPAL-2007</i>	122
5.1.2	<i>WHO-2014- Métodos para la Esperanza de Vida</i>	123
5.1.3	<i>EEUU-2014-Tablas de Vida</i>	124
5.1.4	<i>INE-Chile</i>	124
5.2	Propuesta metodológica a nivel local	125
5.2.1	<i>Metodología estimación de la Esperanza de Vida</i>	125
5.2.2	<i>Implementación de la metodología propuesta</i>	129
5.3	Propuesta metodológica para la aplicación de la esperanza de vida en el cálculo de métricas de YLL e YLD	135
5.4	Aplicación metodología YLL e YLD al PDA de la RM.....	139
5.4.1	<i>Información utilizada</i>	139
5.4.2	<i>Resultados DALY</i>	144
5.5	Propuesta metodológica para ajuste de VSLY a partir de VSL	149
5.5.1	<i>Ajuste por edad</i>	150
5.5.2	<i>Descuento de valores futuros</i>	153
5.5.3	<i>Aplicación para el caso chileno</i>	154
6.1	Diferencias metodológicas en la evaluación de normas de calidad vs normas de emisión 157	
6.1.1	<i>Diferencias en la evaluación</i>	158
6.1.2	<i>Diferencias en la implementación</i>	163
6.2	Sectores emisores a considerar	163
6.3	Metodología para proyectar las emisiones en el tiempo	166
6.3.1	<i>Proyección del Nivel de Actividad</i>	167
6.3.2	<i>Proyección del Factor de Emisión</i>	176
6.4	Tasa de descuento y Horizonte de evaluación	178
6.4.1	<i>Tasa de Descuento</i>	178
6.4.2	<i>Horizonte de Evaluación</i>	182
6.5	Metodología general para evaluar normas de calidad	183

6.5.1	<i>Definición de Alcance</i>	183
6.5.2	<i>Inventario y proyección de emisiones</i>	185
6.5.3	<i>Determinación de concentración y de reducción de emisiones necesaria</i>	186
6.5.4	<i>Medidas para reducción de emisiones.....</i>	187
6.5.5	<i>Estimación de Costos.....</i>	189
6.5.6	<i>Estimación de Beneficios</i>	191
6.5.7	<i>Análisis Económico.....</i>	197
6.5.8	<i>Resumen cambios comparativos con Guía Metodológica AGIES 2013</i>	200
6.6	<i>Evaluación de beneficios en zonas de baja población</i>	204
6.6.1	<i>Criterio de mínimo estándar de salud</i>	205
6.6.2	<i>Métricas de salud unitarias</i>	207
6.6.3	<i>Monitoreo en zonas de baja población.....</i>	207
8.1	<i>Diccionario de BD adjunta</i>	221
8.2	<i>Clasificación de un inventario de emisiones</i>	224

Lista de Tablas

Tabla 0-1 Resumen de evaluaciones internacionales revisadas	XII
Tabla 0-2 Impactos cuantificados en evaluaciones internacionales revisadas	XIV
Tabla 0-3 Tipos de efectos considerados en evaluaciones internacionales según contaminante	XV
Tabla 0-4 Efectos cuantificados en últimos AGIES desarrollados en Chile	XVI
Tabla 0-5 CRF mortalidad Ozono utilizadas en evaluaciones revisadas	XVIII
Tabla 0-6 CRF mortalidad MP2.5 utilizadas en evaluaciones revisadas	XIX
Tabla 0-7 Tabla de Vida Chile 2015, sin distinguir por sexo	XXI
Tabla 0-8 Comparación casos de mortalidad, YLL, YLD y DALY evitados por grupo etario, PDA RM 2017	XXIII
Tabla 3-1 Casos evitados de la norma de calidad del aire O3 a 70ppb en 2025 ^{a,b}	8
Tabla 3-2 Beneficios estimados de la norma de calidad del aire O3 a 70ppb en 2025 ^{a,b}	9
Tabla 3-3 Beneficios identificados y no cuantificados	9
Tabla 3-4 Beneficios valorizados de establecer la norma de calidad del aire MP2.5 a 12 ug/m ³ en EEUU [MM USD 2006]. Tasa de descuento de 3%. ^{a, b, c}	15
Tabla 3-5 Beneficios valorizados de establecer la norma de calidad del aire MP2.5 a 12 ug/m ³ en EEUU [MM USD 2006]. Tasa de descuento de 7%. ^{a, b, c}	16
Tabla 3-6 Beneficios por toneladas evitadas en el sector producción de ladrillos y otros productos de arcilla [USD2011/ton]	19
Tabla 3-7 Estimación de casos evitados por efecto de NESHAP de ladrillos.....	20
Tabla 3-8 Beneficios identificados y no cuantificados	21
Tabla 3-9 Beneficios por toneladas evitadas en el sector calefactores residenciales a leña [USD2013/ton]	22
Tabla 3-10 Estimación de casos evitados por efecto de NSPS para calefactores a leña, promedio del período 2015-2020	23
Tabla 3-11 Otros efectos identificados y no cuantificados	24
Tabla 3-12 Beneficios por toneladas evitadas en grandes calderas [USD2008/ton]	25
Tabla 3-13 Estimación de casos evitados por efecto de NESHAP para grandes calderas	27
Tabla 3-14 Otros efectos identificados y no cuantificados	28
Tabla 3-15 Estándar hipotéticos de calidad del aire evaluados [ug/m3].....	34
Tabla 3-16 Ejemplo del rango de daño unitario según densidad	36
Tabla 3-17 CRF por contaminante y efecto utilizado en Australia	37
Tabla 3-18 Costos por efecto utilizados para reporte de NEPC [A\$2011]	38
Tabla 3-19 Beneficios valorizados para NSW 2036 y comparación con método por función de daño [Miles de A\$2011]	39
Tabla 3-20 Resultados valoración económica de reducción de MP _{2.5} en México.....	43
Tabla 3-21 Niveles máximos permisibles vigentes para material particulado [ug/m ³].....	43
Tabla 3-22 Niveles máximos permisibles de contaminante criterios a partir del 2018 [ug/m3] ..	44
Tabla 3-23 Niveles máximos permisibles a 2030 [ug/m3]	44
Tabla 3-24 Coeficientes dosis respuesta usados en Colombia por el Banco Mundial.....	45

Tabla 3-25 Parámetros para el cálculo de DALY por caso	46
Tabla 3-26 Resultados del costo de la contaminación en Colombia para un año.....	46
Tabla 3-27 Resultados Evaluación de Impacto en Europa. Escenario CLE-B3.....	49
Tabla 3-28 Situación 2014 de los grupos considerado en Canadá	50
Tabla 3-29 Límites de emisión establecidos para NOx	50
Tabla 3-30 Impactos cuantificados y Beneficios valorizados en RIA Canadá. Periodo 2016-2035 con tasa de descuento 3%	52
Tabla 3-31 Otros beneficios valorizados en RIA Canadá [MM CAD2015]. Periodo 2016-2035 con tasa de descuento 3%	52
Tabla 3-32 Resumen general de las evaluaciones revisadas.....	54
Tabla 3-33 Contaminantes secundarios con efectos cuantificados	55
Tabla 3-34 Contaminantes primarios considerados y en que contaminante secundario se considera su efecto	57
Tabla 3-35 Impactos cuantificados	58
Tabla 3-36 Tipo efectos en salud cuantificados por contaminante secundario y estudio	59
Tabla 3-37 Causas de mortalidad prematura consideradas por estudio y contaminante	60
Tabla 3-38 Causas de enfermedad crónica consideradas por estudio y contaminante	61
Tabla 3-39 Causas de acción médica consideradas por estudio para MP2.5	62
Tabla 3-40 Causas de acción médica consideradas por estudio para Ozono	62
Tabla 3-41 Tipos de actividad restringida consideradas por estudio y contaminante	63
Tabla 3-42 Otros impactos identificados explícitamente, Salud	64
Tabla 3-43 Otros impactos identificados explícitamente, Bienestar no-salud	67
Tabla 3-44 Efectos en salud considerados en los AGIES recientes en Chile	73
Tabla 3-45 Beneficios valorizados de cada estudio de evaluación de impacto	76
Tabla 3-46 Efectos valorizados en estudio de Colombia MP al año 2010	78
Tabla 3-47 Efectos valorizados en estudio de UE considerando efectos distintos a salud en el año 2025.....	79
Tabla 3-48 Valores de la Vida Estadística utilizados	80
Tabla 4-1 CRF Utilizados para estimar el efecto en Mortalidad Prematura del MP2.5.....	87
Tabla 4-2 CRF Utilizados para estimar el efecto en Acciones médicas del MP2.5	88
Tabla 4-3 CRF Utilizados para estimar el efecto en Enfermedad Crónica del MP2.5	93
Tabla 4-4 CRF Utilizados para estimar el efecto en Restricción actividad del MP2.5	94
Tabla 4-5 CRF Utilizados para estimar el efecto en Salud del MP10	95
Tabla 4-6 CRF Utilizados para estimar el efecto en Mortalidad prematura del Ozono.....	97
Tabla 4-7 CRF Utilizados para estimar el efecto en Acciones médicas del Ozono	97
Tabla 4-8 CRF Utilizados para estimar el efecto en Restricción de actividad del Ozono.....	98
Tabla 4-9 CRF Utilizados para estimar el efecto en Mortalidad prematura del NO ₂	99
Tabla 4-10 Esperanza de vida según grupo etario	103
Tabla 4-11 DALY considerados en evaluación colombiana	111
Tabla 4-12 DALY considerados en evaluación India	112
Tabla 4-13 Tasas de DALY utilizados en estudio sobre India.....	113

Tabla 4-14 Años de vida ganados por caso de mortalidad evitado asociado a la disminución de la exposición	115
Tabla 4-15 Resumen de estudios con métricas alternativas sistematizados	120
Tabla 5-1 Población por grupo etario y sexo, año 2015	130
Tabla 5-2 Cantidad Defunciones año 2015	131
Tabla 5-3 Tabla de Vida Chile 2015, sin distinguir por sexo	133
Tabla 5-4 Tabla de Vida Chile 2015, Hombres	133
Tabla 5-5 Tabla de Vida Chile 2015, Mujeres	134
Tabla 5-6 Valores de Pesos y Duración o Tasas recomendadas a utilizar para el cálculo de los YLD	138
Tabla 5-7 Casos de Morbilidad evitados por el PDA RM, 2017	141
Tabla 5-8 Esperanza de vida de la RM, 2015	143
Tabla 5-9 Reducciones promedio de concentración producto del PDA de la RM [$\mu\text{g}/\text{m}^3$].....	144
Tabla 5-10 Tasas de mortalidad de la RM para el 2015 y para el escenario del PDA al 2017 [muertes/1,000 hab]	144
Tabla 5-11 Comparación casos de mortalidad, YLL, YLD y DALY por grupo etario, PDA RM 2017	149
Tabla 5-12 Cambio en la esperanza de vida por el PDA de la RM [años].....	149
Tabla 5-13 Estimación del VSLY a partir del VSL para el caso chileno (EV=46.93)	154
Tabla 5-14 Análisis Beneficios del PDA RM según escenarios.....	156
Tabla 6-1 Efecto de la Incertidumbre del FEC en la evaluación de Normas de Calidad y Normas de Emisión	161
Tabla 6-2 Fuente de información para la obtención del Nivel de Actividad	169
Tabla 6-3 Clase económica PIB asociada a sectores económicos de un inventario de emisiones	173
Tabla 6-4 Fuente de información para la obtención del Factor de Emisión	176
Tabla 6-5 Alcances a definir en la evaluación de una Norma de Calidad	184
Tabla 6-6 Nivel de detalle a considerar en la evaluación de una Norma de Calidad	185
Tabla 6-7 Efectos en Salud considerados	192
Tabla 6-8 CRF a utilizar para estimar efectos en salud por exposición a MP2.5	194
Tabla 6-9 CRF a utilizar para estimar efectos en salud por exposición a Ozono (O_3).....	195
Tabla 6-10 Valores unitarios por caso de efecto evitado [UF/caso]	197
Tabla 6-11 Métricas y criterios de excedencia de normas de calidad en otros países	198
Tabla 6-12 Valores de Pesos y Duración o Tasas recomendadas a utilizar para el cálculo de los YLD	203
Tabla 6-13 Comunas identificadas sin monitoreo de concentración ambiental de MP2.5 y con alta concentración de MP2.5 anual en 2016 estimada	208
Tabla 8-1 Diccionario de Base de Datos de Estudios	221
Tabla 8-2 Diccionario de Base de Datos de CRF	222
Tabla 8-3 Diccionario de Base de Datos de Efectos (<i>EndPoint</i>).....	223
Tabla 8-4 Diccionario de Base de Datos de Impactos cuantificados	223
Tabla 8-5 Diccionario de Base de Datos de Otros impactos considerados	224

Tabla 8-6 Diccionario de Base de Datos de Otras Métricas	224
Tabla 8-7 Clasificación de la fuente emisora en base a sus características propias.....	225
Tabla 8-8 Clasificación de la fuente emisora en base a su sector económico y uso	225
Tabla 8-9 Estructura general propuesta en base a las características de la fuente emisora.....	226
Tabla 8-10 Estructura general propuesta en base al sector económico de la fuente emisora ..	227

Lista de Figuras

Figura 0-1 Metodología para AGIES	XIII
Figura 0-2 Distribución de beneficios de evaluaciones internacionales revisadas	XVII
Figura 0-3 DALY's evitados por el PDA de la RM	XXII
Figura 3-1 Flujo de la modelación para la estimación de beneficios e información requerida	6
Figura 3-2 Metodología de evaluación de la norma de calidad de MP2.5, EEUU	12
Figura 3-3 Distribución acumulada en el tiempo de muertes prematuras asociadas al MP2.5 ...	13
Figura 3-4 Diagrama del proceso de evaluación de la calidad del aire en Reino Unido.....	30
Figura 3-5 Densidad poblacional [hab/km ²] vs Costos de daño de PM2.5 primaria [A\$2011/tPM2.5]	35
Figura 3-6 Metodología de Evaluación de Impacto en Salud, México.....	41
Figura 3-7 Funciones Concentración-Respuesta para la estimación de mortalidad a largo plazo, México	42
Figura 3-8 Metodología para la Evaluación de Impacto, UE	48
Figura 3-9 Esquema del Marco Metodológico para la elaboración de un AGIES.....	70
Figura 3-10 Distribución porcentual de los efectos valorizados por estudio.....	77
Figura 3-11 Diagrama de las relaciones de las cinco bases de datos con información sistematizada	81
Figura 4-1 Función para descuento por edad utilizada en los primeros GBD	102
Figura 4-2 Marco conceptual del uso de indicadores DALY, YLD y YLL para calcular efectos de contaminación	108
Figura 4-3 Curva de sobrevivencia bajo distintos supuestos de riesgo	114
Figura 4-4 Diagrama de la relación de la base de datos de otras métricas con otras bases de datos	119
Figura 5-1 Diagrama de Lexis.....	126
Figura 5-2 Tasas de Mortalidad Chile, 2015 [casos/1,000 hab]	132
Figura 5-3 Esperanza de vida por rango etario y por región, en base a datos 2015	134
Figura 5-4 Esperanza de vida promedio por grupo etario, diferenciando por comuna [años] ..	135
Figura 5-5 Casos de mortalidad evitados al 2017 por el PDA RM	140
Figura 5-6 Acciones Médicas evitadas por grupo etario por el PDA RM, 2017.....	142
Figura 5-7 Días de Actividad restringida evitadas por grupo etario por el PDA RM, 2017	142
Figura 5-8 YLL evitados por el PDA de la RM	145
Figura 5-9 YLL por grupo etario, PDA RM 2017	146
Figura 5-10 YLD evitados por el PDA de la RM	146

Figura 5-11 YLD evitados por grupo etario y efecto morbilidad, PDA RM 2017	147
Figura 5-12 DALYs evitados por el PDA de la RM	148
Figura 5-13 Resultados de VSL según edad en EEUU, 1993-2000	151
Figura 5-14 VSLY según cohorte-ajustada y sección transversal, 1993-2000	151
Figura 5-15 WTP por una reducción del riesgo de mortalidad en un millón [USD2003]	152
Figura 5-16 VSLY vs tasa de descuento [x VSL]	155
Figura 5-17 Beneficios por año valorizando DALY	156
Figura 6-1 Incertidumbre del FEC	161
Figura 6-2 Ejemplo diferencias alcance Sectorial y Geográfico de Norma de Calidad y Norma de Emisión	162
Figura 6-3 Método para la determinación de las fuentes emisoras a incluir en un inventario de emisión	165
Figura 6-4 Método para determinar tasa de crecimiento para la proyección del nivel de actividad	168
Figura 6-5 Tasa de Descuento utilizada históricamente	181
Figura 6-6 Ejemplo curva de costos marginales por medida	190
Figura 6-7 Población y Concentración de MP2.5 anual estimada para comunas identificadas. Año 2016.....	209

Acrónimos y Abreviaturas

Instituciones

CDC:	Centro para el control y prevención de enfermedades de Estados Unidos
CEPAL:	Comisión Económica para América Latina y el Caribe
CELADE:	Centro Latinoamericano y Caribeño de Demografía
COCHILCO:	Comisión Chilena del Cobre
DEIS:	Departamento de Estadísticas e información de Salud, Ministerio de Salud de Chile
MMA:	Ministerio del Medio Ambiente de Chile
NRC:	Centro Nacional de Investigaciones de Estados Unidos
OCDE:	Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico
PNUMA:	Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente
SERNAGEOMIN:	Servicio Nacional de Geología y Minería
SONAMI:	Sociedad Nacional de Minería
USEPA:	Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos
WHO:	Organización Mundial de la Salud

Países

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

Monedas

CLP:	Pesos de Chile
COP:	Pesos de Colombia
EUR:	Euros
MMUSD:	Millones de Dólares de Estados Unidos
MXN:	Pesos de México
USD:	Dólares de Estados Unidos

Abreviaturas

ACB:	Análisis Costo Beneficio
ACE:	Análisis Costo Efectividad
AGIES:	Análisis General del Impacto Económico y Social
BS:	Beneficio Social

BSN:	Beneficio Social Neto
CEPA:	<i>Canadian Environmental Protection Act</i>
COI:	Costo de Tratamiento Médico, por sus siglas en inglés <i>"Cost of illness"</i>
CRF:	Función de Concentración-Respuesta, por sus siglas en inglés <i>"Concentration Response Function"</i>
CVD:	Enfermedades Cardiovasculares
DAP:	Disposición a Pagar (WTP)
DALY:	Año de vida perdidos ajustados por discapacidad, por sus siglas en inglés <i>"Disability-Adjusted Life Year"</i>
FE:	Factores de Emisión
FEC:	Factores Emisión-Concentración
GBD:	Carga global de enfermedades, por sus siglas en inglés <i>"Global Burden of Disease"</i>
GEI:	Gases de Efecto Invernadero
GHE:	Estimados de salud global de la OMS, por sus siglas en inglés <i>"Global Health Estimates"</i>
IPC:	Ingreso Per Cápita
NESHAP:	<i>"National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants"</i>
PAF:	Fracción Atribuible de la Población, por sus siglas en inglés <i>"Population Attributable Fraction"</i>
PPDA:	Plan de Prevención y Descontaminación Ambiental
PYMES:	Pequeñas y Medianas Empresas
RIA:	Análisis de Impacto Regulatorio, por sus siglas en inglés <i>"Regulatory Impact Analysis"</i>
RR:	Riesgo relativo
RSP:	Enfermedades Respiratorias Crónicas
SINCA:	Sistema de Información Nacional de Calidad del Aire
TIR:	Tasa Interna de Retorno
VAN:	Valor Actual Neto
VET:	Valor Económico Total
VVE (o VSL):	Valor de la Vida Estadística, o por sus siglas en inglés <i>"Value per Statistical Life"</i>
VOLY (o VSLY):	Valor del año de vida estadística perdida, por sus siglas en inglés <i>"Value per Statistical Life-Year"</i>
WTP:	Disposición a Pagar, por sus siglas en inglés <i>"Willingness to Pay"</i>
YLD:	Años de vida vividos con discapacidad, por sus siglas en inglés <i>"Years Lived with Disability"</i>
YLL:	Años de vida perdidos, por sus siglas en inglés <i>"Years of Life Lost"</i>

Formato

"." separador decimal

"," separador de miles

Resumen Ejecutivo

En el presente informe se presenta una revisión de estado del arte nacional e internacional en la temática de evaluación del impacto regulatorio de normas con impacto en la calidad atmosférica y una recopilación de nuevos estudios sobre efectos en salud por contaminación atmosférica. También se presenta una metodología para la estimación de la esperanza de vida y para el cálculo del indicador de años de vida vividos ajustados por discapacidad (DALY). Finalmente se presenta una metodología general para la evaluación de una norma de calidad del aire, incluyendo nuevas recomendaciones y actualizaciones respecto a la guía de elaboración de AGIES (MMA, 2013).

Se revisaron once evaluaciones de impactos internacionales que buscan representar la variedad de análisis existente, así como la mejor información disponible. Dado que actualmente los AGIES se basan en la guía metodológica (MMA, 2013), la cual a su vez se basa en el proyecto “Guía Metodológica para la Elaboración de un Análisis General de Impacto Económico y Social (AGIES) para Instrumentos de Gestión de Calidad del Aire” (GreenLabUC, 2011), se limitó la búsqueda a evaluaciones posteriores al año 2011. Asimismo, dada la extensa historia de la EPA de EEUU en el desarrollo de evaluaciones económicas de regulaciones de normas de emisión y de calidad se optó por incluir cinco evaluaciones consideradas como relevantes tras un análisis preliminar de los estudios identificados. Los otros seis estudios buscan demostrar alternativas a los enfoques realizados por la EPA, y corresponden a estudios realizados en Reino Unido, Australia, México, Colombia, la Unión Europea y Canadá.

En la siguiente tabla se presenta un resumen general de las once evaluaciones de impacto revisadas, incluyendo el sector de estudio específico, horizonte temporal, tasa de descuento y objetivo de la evaluación. La revisión más detallada de cada evaluación de impacto se puede encontrar en la Sección 3.1.

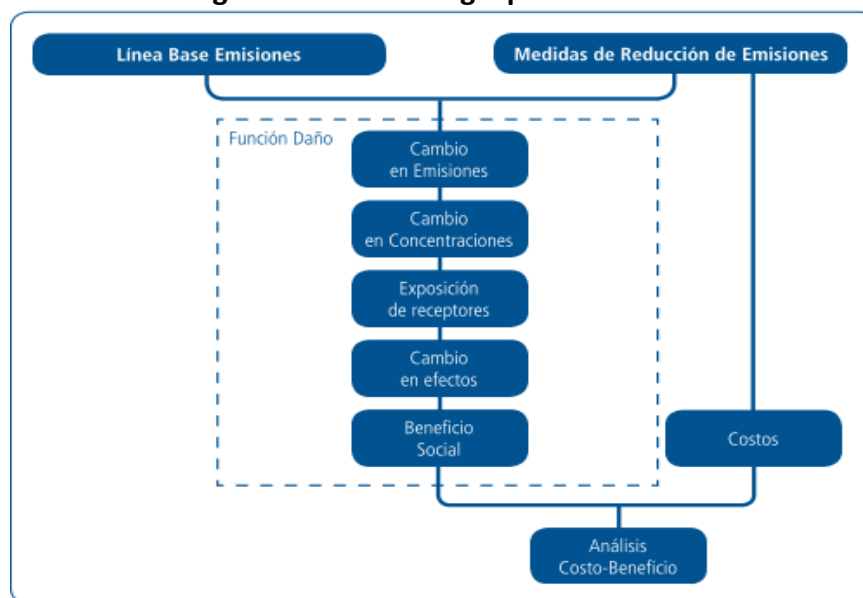
Tabla 0-1 Resumen de evaluaciones internacionales revisadas

Estudio	Horizonte evaluación	Tasa de descuento	Objetivo
EPA – 2015 – Ozono	2025	3% y 7%	Informar respecto a los costos y beneficios asociado a la nueva norma de calidad de Ozono
EPA – 2012 – MP	2020	3% y 7%	Informar respecto a los costos y beneficios asociado a la nueva norma de calidad de MP
EPA – 2015 – Ladrillos	2018	3% y 7%	Evaluar nueva norma de emisión para la producción de ladrillos y otros similares
EPA – 2015 – Calefactores a leña	Promedio 2015-2020	3% y 7%	Evaluar nuevo estándar de emisión para calefactores nuevos a leña y sus derivados
EPA – 2011 – Calderas	2014	3% y 7%	Evaluar norma de emisión para calderas y grandes fuentes
King's College London – 2015 – Reino Unido	2010	Declinante ^a	Estimación del impacto en la salud de las emisiones y contaminación en Londres. Estimación de beneficios por tonelada reducida.
NEPC – 2013 – MP Australia	2011-2036	7% ^b	Evaluación de norma de calidad de MP
INECC – 2014 – MP2.5 México	2010	n/a ^c	Estimación de beneficios por alcanzar estándar de emisión
World Bank – 2012 – MP Colombia	2009	3%	Estimación de impactos en salud de la contaminación
EMRC – 2014 - UE	2025 y 2030	4%	Estimación de beneficios netos de diferentes escenarios regulatorios
CEPA – 2016 – NOx Canadá	2016-2035	3%	Evaluación de normas de emisión para el sector cemento y para los equipos calderas y calefactores y motores estacionarios

- Tasa de descuento variante en el tiempo, en los primeros 30 años es de 3.5%, en los siguientes 45 años de 3.0% y posteriormente 2.5% (HMT, 2011).
- Tasa de descuento utilizada para la comparación de los beneficios y costos. La función de daño considera implícitamente la tasa de descuento de Reino Unido (ver nota a).
- No estiman costos de abatimiento. Respecto a los beneficios por abatimiento “se estiman solamente los casos de mortalidad evitada que estadísticamente ocurrirían en 2010, sin considerar los que se desarrollarán durante los siguientes 20 años” (INECC, 2014). No es necesario una tasa de descuento.

Se realizó una comparación, en cuanto a metodología, de los AGIES con las evaluaciones de impacto internacionales revisadas (ver Sección 3.3). Para esto se hizo revisión de tres AGIES elaborados recientemente por el MMA: norma de emisión para calderas, norma de calidad para MP10 y norma de calidad para SO₂. La siguiente figura presenta el diagrama general de la metodología empleada en los AGIES. Salvo las evaluaciones de México y Colombia, todas las metodologías siguen la misma lógica de estimar el cambio en las emisiones y a partir de ellas, estimar las diferencias en las concentraciones y cuantificar los beneficios de esta disminución, y compararlo con los costos de las medidas que dan pie a las reducciones.

Figura 0-1 Metodología para AGIES



Fuente: (MMA, 2013)

En la siguiente tabla se presenta un resumen de los tipos de impactos cuantificados, así como las sensibilidades realizadas y otras métricas incluidas. Se observa que dentro de los resultados principales se incluye principalmente los impactos en la salud humana, ya sea, por mortalidad o morbilidad, sólo en el RIA de la norma de Ozono¹ de la EPA, junto con el estudio de la UE y Canadá desarrollan esfuerzos por incluir otros beneficios. En todos los estudios se considera la mortalidad prematura, ya sea en forma de mortalidad (vidas perdidas) o de YLL (años de vida perdidos). Destacan estudios que calculan ambas métricas, reportando ambas como resultados principal (UE), o como métricas complementarias (RIA de MP y la evaluación realizada por King's College).

¹ Si bien no se recalculó los beneficios estimados para la última versión del modelo, se referencia versiones previas donde se realizaron cálculos preliminares que dan cuenta del orden de magnitud de los mismos.

Tabla 0-2 Impactos cuantificados en evaluaciones internacionales revisadas

Estudio	Incluido en resultados principales	Sensibilidades	Otras métricas
EPA – 2015 – Ozono	Mortalidad + Morbilidad (+ Orden de magnitud de impactos ambientales)	- 2 Niveles de norma - CRF mortalidad de ozono y MP	-
EPA – 2012 – MP	Mortalidad + Morbilidad	- 3 Niveles de norma - CRF Mortalidad de MP - Umbral de impacto de MP	- YLL
EPA – 2015 – Ladrillos	Mortalidad + Morbilidad + Desbeneficios por uso de energía + emisiones CO2	- 3 niveles de norma - CRF Mortalidad de MP - Umbral de impacto de MP	-
EPA – 2015 – Calefactores a leña	Mortalidad + Morbilidad	- CRF Mortalidad de MP - Umbral de impacto de MP	-
EPA – 2011 – Calderas	Mortalidad + Morbilidad	- 2 niveles de norma - CRF Mortalidad de MP	
King's College London – 2015 – Reino Unido	YLL + Morbilidad	-	- Mortalidad - Esperanza de vida al nacer
NEPC – 2013 – MP Australia	YLL	- 3 niveles para cada norma - Validación con otra metodología para ciertos centros urbanos	-
INECC – 2014 – MP2.5 México	Mortalidad	- 2 escenarios	-
World Bank – 2012 – MP Colombia	DALY (YLL + YLD)	-	-
EMRC – 2014 - UE	Mortalidad o YLL + Morbilidad + Otros (Cultivos y daño material)	- 7 escenarios - Mediana y media para valores de VOLY o VVE	-
CEPA – 2016 – NOx Canadá	Mortalidad + morbilidad+ Otros (Cultivos, daño material y visibilidad)	- Parámetros de modelación (tasa de descuento, tasa crecimiento de equipamiento, demanda por Low NOx Burner, entre otras)	-

Respecto a los tipos de efectos en la salud humana cuantificados, en cada estudio revisado los efectos y contaminantes considerado varían de acuerdo a los objetivos, información y recursos disponibles. En la siguiente tabla se presenta un resumen de los tipos de efectos considerados dentro de cada uno de las evaluaciones internacionales revisadas.

Tabla 0-3 Tipos de efectos considerados en evaluaciones internacionales según contaminante

Estudio	Mortalidad prematura			Enf. Crónica		Acciones médicas			Restricción actividad		
	MP 2.5	NO ₂	O ₃	MP 10	MP 2.5	MP 10	MP 2.5	O ₃	MP 10	MP 2.5	O ₃
EPA – 2015 – Ozono	✓		✓		✓		✓	✓		✓	✓
EPA – 2012 – MP	✓				✓		✓			✓	
EPA – 2015 – Ladrillos	✓				✓		✓			✓	
EPA – 2015 – Calefactores a leña	✓				✓		✓			✓	
EPA – 2011 – Calderas	✓		✓		✓		✓	✓		✓	✓
Kings's College London – 2015 – Reino Unido	✓	✓					✓				
NEPC – 2013 – MP Australia ^a	✓						✓				
INECC – 2014 – MP2.5 México	✓										
World Bank – 2012 – MP Colombia	✓			✓		✓			✓		
EMRC – 2014 - UE	✓		✓		✓		✓	✓		✓	✓
CEPA – 2016 – NOx Canadá	✓		✓				✓	✓		✓	✓

a. Considera sólo la evaluación principal basado en las funciones de costo.

Fuente: Elaboración propia

La siguiente tabla muestra los tipos de efectos cuantificados en los AGIES recientemente elaborados por el MMA. Chile, a diferencia las evaluaciones internacionales, no solo considera la mortalidad adulta, relacionada al MP2.5, sino también la mortalidad infantil asociada al MP10.

Tabla 0-4 Efectos cuantificados en últimos AGIES desarrollados en Chile

Tipo Efecto	Efecto	Causa	Contaminante	MMA-2017-Calderas	MMA-2017-MP10	MMA-2017-SO2 ^a
Mortalidad prematura	Mortalidad Prematura	Todas	MP10	✓	✓	
			MP2.5	✓	✓	
Enfermedad Crónica	Enfermedad Crónica	Bronquitis crónica	MP10	✓	✓	
Acciones médicas	Admisiones Hospitalarias	Asma	MP2.5	✓	✓	
			SO2			✓
		Cardiovascular	MP2.5	✓	✓	
		Enfermedad respiratoria crónica	MP2.5	✓	✓	
		Neumonía	MP2.5	✓	✓	
	Visitas médicas	Exacerbación de asma	SO2			✓
	Visitas sala emergencia	Respiratoria	MP2.5	✓	✓	
Restricción actividad	Días de actividad restringida	Todas	MP2.5	✓	✓	
	Días de actividad restringida menor		MP2.5	✓	✓	
	Días laborales perdidos		MP2.5	✓	✓	

a. El AGIES a la norma de calidad del SO₂ no reporta ningún beneficio ni costo asociado, pero teóricamente existen efectos (y CRF) para su cuantificación

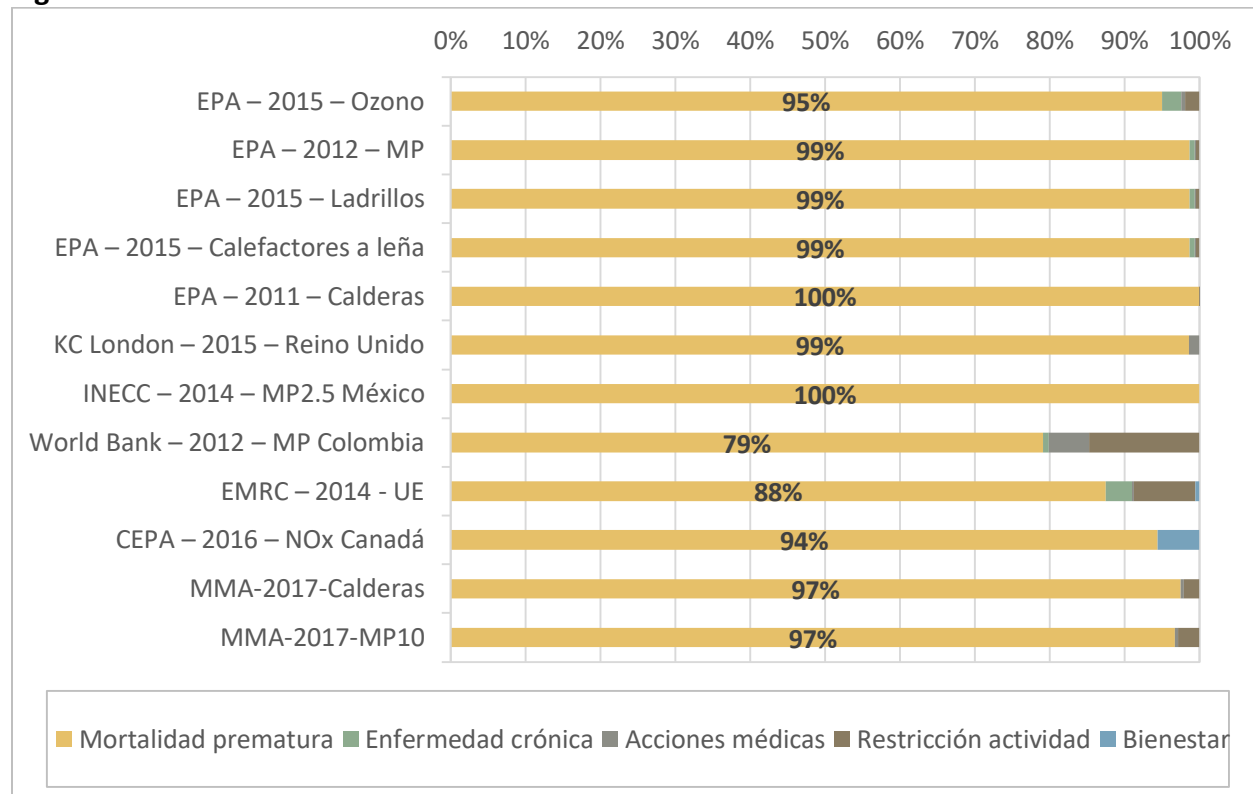
Fuente: En base a MMA (2017a, 2017b, 2017c)

En cuanto a la valoración de los impactos en salud, se utilizan valores económicos asociados a cada caso reportado. Para la mortalidad prematura se utiliza comúnmente el valor de la vida estadística (VVE), aunque en algunas evaluaciones se utiliza el valor del año de vida perdida (VOLY)², estos valores se estiman a partir de metodologías basadas en WTP. Para la cuantificación de los otros impactos se utilizan estimaciones de COI, el cual refleja los gastos directos de tratamiento, sin considerar otras pérdidas sociales o costos, tales como el malestar³.

La siguiente figura presenta la distribución de los beneficios valorizados entre tipos de efecto. Se observa que en todas las evaluaciones la mortalidad prematura representa casi la totalidad de los beneficios valorizados. La evaluación de impacto de la Unión Europea y Canadá son las únicas que estiman explícitamente otros beneficios a la salud, en particular al rendimiento de cultivos y daño de material, pero estos beneficios no alcanzan a representar más del 6% del total de beneficios cuantificados.

² En la UE se reporta la valorización de ambos resultados.

³ En Colombia se realiza un esfuerzo por incluir estos costos adicionales al COI.

Figura 0-2 Distribución de beneficios de evaluaciones internacionales revisadas

Nota: Se presenta el porcentaje de beneficios asociados a mortalidad prematura. Para los casos en que no se presentaba el detalle numérico por tipo de efecto, se asigna la distribución de acuerdo a lo descrito en el texto del estudio.

Se desarrolló el objetivo específico 2, de recopilación y sistematización de nuevos estudios sobre efectos en salud por contaminación atmosférica, funciones dosis respuesta, y coeficientes de riesgo unitario, para complementar los actualmente utilizados por el MMA (ver Sección 4.1).

En ella se revisaron múltiples fuentes bibliográficas con el fin de sistematizar los efectos de la contaminación atmosférica sobre la salud humana. El resultado de esta sistematización se basa en la información base de BenMAP, la cual se complementó con otros estudios identificados, destacando los esfuerzos realizados en el contexto del proyecto *Global Burden of Disease* que cuenta con una última sistematización de las CRF aplicadas a calidad del aire y sus efectos en distintas causas específicas (Burnett et al., 2014). En total se contabilizaron 62 estudios distintos con CRF de la base de datos de BenMAP y 30 a partir de la revisión de otros estudios, lo que contabiliza 92 estudios con una CRF asociada a los efectos a salud, 67.4% provenientes de BenMAP y 32.6% de otros estudios.

Las siguientes tablas muestran los CRF más utilizados, en las evaluaciones de impacto revisadas, para cuantificar la mortalidad prematura asociada al ozono y MP2.5, respectivamente. Destaca que la EPA estima la mortalidad prematura del MP2.5 utilizando los estudios de (Lepeule, Laden, Dockery, & Schwartz, 2012) y (Krewski et al., 2009), estos corresponden a estudios que actualizan

los valores recomendados por la Guía de AGIES en Chile actualmente: (Laden, Schwartz, Speizer, & Dockery, 2006) y (Pope III et al., 2002).

En particular, para la elección de un CRF adecuado conviene considerar los siguientes criterios (US-EPA, 2015c, sec. 6.3.3): Revisión entre pares académicos, Tipo de estudio, Periodo del estudio, Estacionalidad, Atributos de la población, Tamaño de la muestra, Ubicación y Contaminantes incluidos (primarios y secundarios).

Tabla 0-5 CRF mortalidad Ozono utilizadas en evaluaciones revisadas

Causa	Autor-Año CRF	Métrica	Rango Etario	Aumento RR por 10 ug/m3	Estudios donde se utilizó
Todas	Bell et al., 2005 ^b	D8HourMax	0-99	1.008	EPA – 2011 – Calderas
	Burnett et al., 2004	D1HourMean	0-99	1.008	CEPA-2016-Canada
	Katsouyanni et al., 2009	D8HourMean	0-99	1.003	EMRC – 2014 - UE
	Levy et al., 2005	D8HourMax	0-99	1.011	EPA – 2011 – Calderas
	Zanobetti and Schwartz, 2008	D8HourMax	0-99	1.005	EPA – 2015 – Ozono
Respiratoria	Jerrett et al., 2009 ^a	D8HourMax	30-99	1.046	EPA – 2015 – Ozono
Cardiopulmonar	Huang et al., 2005	D8HourMax	0-99	1.008	EPA – 2011 – Calderas
No accidental	Bell et al., 2004	D8HourMax	0-99	1.003	EPA – 2011 – Calderas
	Ito et al., 2005	D8HourMax	0-99	1.009	EPA – 2011 – Calderas
	Schwartz, 2005	D8HourMax	0-99	1.004	EPA – 2011 – Calderas
	Smith et al., 2009	D8HourMax	0-99	1.003	EPA – 2015 – Ozono

- a. El estudio de ozono utiliza este factor para estimar las muertes de largo plazo. Estas muertes son cuantificadas, pero no valorizadas para evitar doble conteo con la mortalidad de corto plazo obtenida a partir de Smith et al., 2009 y Zanobetti and Schwartz, 2008.
- b. Estudio de CRF recomendado en la guía de elaboración de AGIES (MMA, 2013)

Tabla 0-6 CRF mortalidad MP2.5 utilizadas en evaluaciones revisadas

Causa	Autor-Año CRF	Métrica	Rango Etario	Aumento RR por 10 ug/m3	Estudios donde se utilizó
Todas	Crouse et al., 2012	D24HourMean	25-99	1.099	CEPA-2016-Canada
	Krewski et al., 2009	D24HourMean	30-99	1.060	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2012 – MP; EPA – 2015 – Ladrillos; EPA – 2015 – Calefactores a leña; EMRC – 2014 – UE; NEPC – 2013 – MP Australia ^c
	Laden et al., 2006 ^a	D24HourMean	25-99	1.160	EPA – 2011 – Calderas
	Lepeule et al., 2012	D24HourMean	25-99	1.140	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2012 – MP; EPA – 2015 – Ladrillos; EPA – 2015 – Calefactores a leña
	Pope et al., 2000	D24HourMean	30-99	1.041	NEPC – 2013 – MP Australia ^{b,c}
	Pope et al., 2002 ^a	D24HourMean	30-99	1.060	EPA – 2011 – Calderas; King's College London – 2015 – Reino Unido; NEPC – 2013 – MP Australia; World Bank – 2012 – MP Colombia; MMA – 2017 – MP10; MMA – 2017 - Calderas
	Woodruff et al., 1997	D24HourMean	0-0	1.040	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2012 – MP; EMRC – 2014 – UE; MMA – 2017 – MP10^b; MMA – 2017 - Calderas^b
	Woodruff et al., 2006	D24HourMean	0-0	1.070	EPA – 2011 – Calderas
Cardiovascular	Stevens et al., 2008	D24HourMean	30-99	1.129	INECC – 2014 – MP2.5 México
Respiratoria	Lepeule et al., 2012	D24HourMean	30-99	1.090	INECC – 2014 – MP2.5 México
Cáncer de pulmón	Stevens et al., 2008	D24HourMean	30-99	1.151	INECC – 2014 – MP2.5 México

a. Estudio de CRF recomendado en la guía de elaboración de AGIES (MMA, 2013)

b. Utilizado para MP10

c. Utilizado en estudio de verificación, no considerado en los resultados principales.

En la Sección 4.2 se revisa la experiencia internacional sobre el uso de métricas de salud complementarias y se discute la factibilidad de utilizarlas en el contexto de los beneficios asociados a la reducción de la contaminación atmosférica en Chile. Las métricas más utilizadas son los YLL, que funcionan como una métrica alternativa de mortalidad. Los YLD, y por consiguiente los DALY, son utilizados generalmente para el desarrollo de estudios globales sobre la carga de enfermedades, y sólo estudios específicos los utilizan para la evaluación del impacto de la calidad del aire. Se destaca otra métrica alternativa que da cuenta del impacto de la mortalidad, y de la cual se observan una serie de artículos internacionales: la variación en la esperanza de vida al nacer. Artículos académicos, así como estudios y evaluaciones, son sistematizados en forma de base de datos para su consulta más detallada.

De acuerdo a los últimos consensos internacionales de los principales estudios que utilizan DALY como métricas (GBD y GHE de la OMS), estos se definen como una métrica que da cuenta de la brecha entre una salud perfecta y el estado actual de la salud, y no como el valor social de esta brecha. Se observa que estas métricas podrían ser utilizadas a nivel nacional, en la medida que se resuelva ciertos aspectos metodológicos. Estos son la determinación de los supuestos a utilizar (tablas de vida de referencia, pesos de las discapacidades, duración de las mismas), así como cuestiones del método como el manejo de los efectos agudos y el tipo de enfoque (incidencia o prevalencia) para la cuantificación de los casos de morbilidad. Dado los énfasis del análisis desarrollado a nivel local, se propone utilizar un enfoque de incidencia, utilizando pesos y duraciones de los efectos basados en los estudios internacionales, mientras que las tablas de vida se desarrollen a nivel local.

Respecto a las tablas de vida, el objetivo específico 3, en la Sección 5 se propone una metodología para estimar la esperanza de vida y su aplicación para el cálculo de los YLL e YLD. Se desarrolló un modelo con la aplicación de esta metodología utilizando el *software* de modelación *Analytica*. El modelo permite calcular la tabla de vida según los siguientes alcances parametrizados:

- **Alcance temporal:** Años 2011 a 2015
- **Alcance geográfico:** Nivel nacional, por región, por provincia o por comuna
- **Sexo:** Desagregado por hombre y mujer o agregado por ambos sexos
- **Grupo Etario:** Intervalos de un año hasta 80 años (0,1,2,...,79,80+), por quinquenios (0-1,1-4,5-9,10-14,80+) o por el cohorte utilizado por el MMA (0-1, 1-4, 5-13, 13-17, 18-29, 30-44, 45-64, 65, 74, 75+)

A continuación se presenta la tabla de vida para Chile utilizando datos de población, defunciones y nacimientos al 2015 a nivel nacional, sin distinguir por sexo. La esperanza de vida al nacer es de 79.7 años.

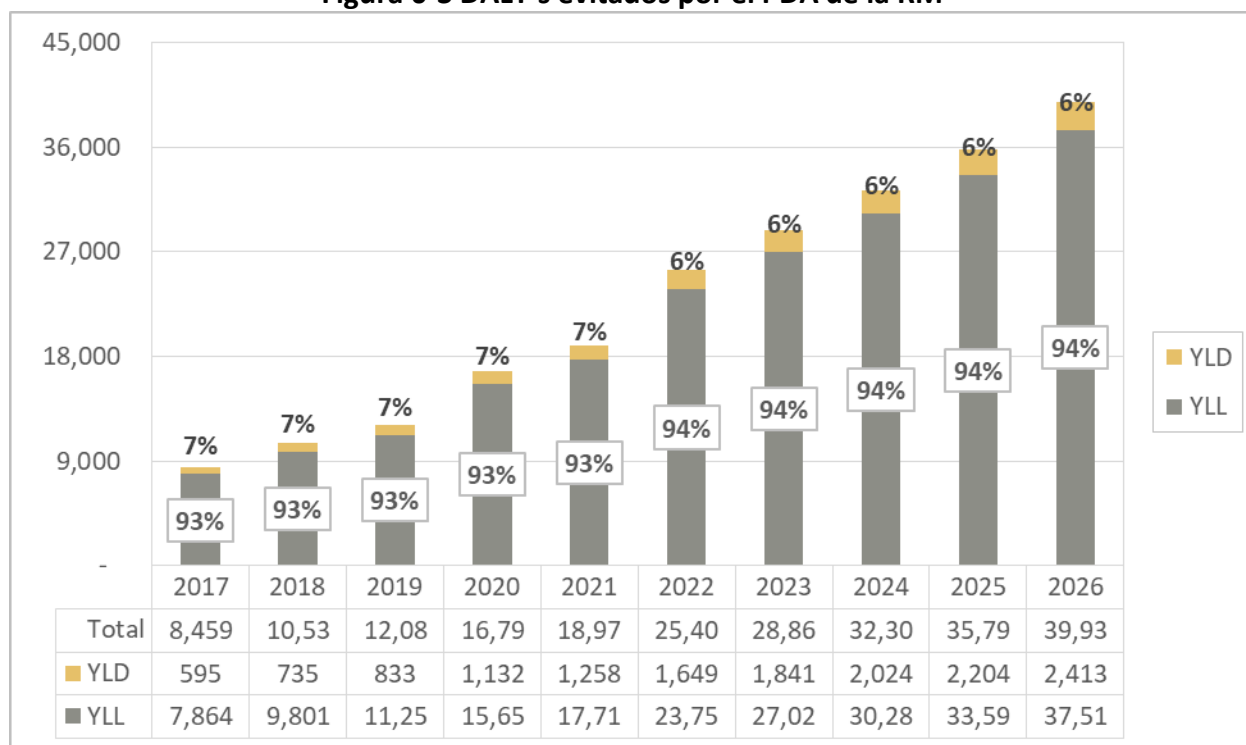
Tabla 0-7 Tabla de Vida Chile 2015, sin distinguir por sexo

Grupo etario	n	m _x	q _x	l _x	d _x	L _x	T _x	e _x
0-1	1	0.0069	0.68%	100,000	-	100,000	7,969,356	79.7
1-4	4	0.0003	0.10%	99,316	684	395,750	7,869,356	79.2
5-9	5	0.0001	0.07%	99,214	102	495,793	7,473,606	75.3
10-14	5	0.0002	0.08%	99,140	74	495,511	6,977,813	70.4
15-19	5	0.0005	0.23%	99,056	84	495,065	6,482,302	65.4
20-24	5	0.0006	0.30%	98,824	232	493,535	5,987,237	60.6
25-29	5	0.0007	0.37%	98,530	294	491,910	5,493,702	55.8
30-34	5	0.0008	0.41%	98,169	360	489,929	5,001,792	51.0
35-39	5	0.0011	0.57%	97,768	402	487,848	4,511,863	46.1
40-44	5	0.0016	0.82%	97,211	557	484,661	4,024,014	41.4
45-49	5	0.0024	1.17%	96,415	795	480,134	3,539,353	36.7
50-54	5	0.0037	1.82%	95,288	1,127	473,627	3,059,219	32.1
55-59	5	0.0055	2.74%	93,550	1,738	463,415	2,585,591	27.6
60-64	5	0.0087	4.24%	90,991	2,559	448,618	2,122,176	23.3
65-69	5	0.0141	6.83%	87,137	3,855	426,128	1,673,558	19.2
70-74	5	0.0225	10.66%	81,184	5,952	391,042	1,247,430	15.4
75-79	5	0.0359	16.47%	72,526	8,658	340,977	856,388	11.8
80+	w	0.1067	100%	60,584	11,942	515,411	515,411	8.5

También se desarrolló un modelo de la aplicación de la metodología de cálculo de los DALY (YLL e YLD) utilizando como referencia la evaluación del PDA de la RM, normativa evaluada por el MMA.

A continuación se presentan los resultados de esta evaluación, realizada a partir de la metodología propuesta en la Sección 5.3 y utilizando la esperanza de vida estimada para la RM. Se observa que dentro de los DALY, los YLL (casos de mortalidad) representan el 93 a 94% del indicador.

Figura 0-3 DALY's evitados por el PDA de la RM



A continuación, se presenta una tabla comparativa de la distribución de los efectos evitados por grupo etario. Se observa que los casos de mortalidad evitada se concentran principalmente en los adultos mayores, dado sus tasas de mortalidad más elevadas. Al considerar la esperanza de vida asociada a la mortalidad se le otorga mayor valor a las muertes evitadas en grupos etarios menores, aumentando su relevancia. Se observa por ejemplo, el aumento del 2% en muertes evitadas al 8.2% en DALY evitados de los menores a 1 año, y el descenso de los adultos mayores a 65 años de 82.7% de las muertes evitadas al 57.1% en DALY evitados.

Tabla 0-8 Comparación casos de mortalidad, YLL, YLD y DALY evitados por grupo etario, PDA RM 2017

Grupo Etario	Muertes	% Muertes	YLL	% YLL	YLD	% YLD	DALY	% DALY
Menores a 1 año	9	2.0%	692	8.8%	3	0.4%	695	8.2%
1-4 años	0	0.0%	0	0.0%	10	1.7%	10	0.1%
5-12 años	0	0.0%	0	0.0%	22	3.7%	22	0.3%
13 - 17 años	0	0.0%	0	0.0%	13	2.2%	13	0.2%
18 - 29 años	0	0.0%	0	0.0%	111	18.6%	111	1.3%
30 -44 años	8	1.8%	384	4.9%	134	22.5%	518	6.1%
45-64 años	59	13.5%	2,065	26.3%	194	32.7%	2,260	26.7%
65-74 años	81	18.5%	1,395	17.7%	50	8.5%	1,445	17.1%
Mayores a 75 años	281	64.2%	3,327	42.3%	58	9.7%	3,385	40.0%
Total	437	100%	7,864	100%	595	100%	8,459	100%

Se desarrolló una metodología para obtener el VSLY a partir del VSL con el fin de estimar beneficios con los años de vida perdidos (en lugar de utilizar los casos de mortalidad). Esta metodología se aplicó sobre el valor del VSL utilizado actualmente en los AGIES de calidad del aire. Cabe destacar que el método propuesto considera utilizar un valor invariante del VSLY, es decir que todas las edades tengan el mismo valor. Aun así la literatura internacional no ha determinado si es que existe una tasa de descuento que refleje la preferencia por años cercanos en el tiempo, en este sentido se propone realizar una sensibilización con valores entre 0 y 6%.

Al valorizar los DALY asociados al PDA de la RM utilizando el valor de VSLY estimado, los beneficios anualizados del plan resultan entre 2,023-6,091 MMUSD (dependiendo de la tasa de descuento que se utilice para calcular el valor de los VSLY a partir del VSL), distinto al valor de 4,984 MMUSD estimado en el AGIES a partir de los casos de mortalidad y el VSL utilizado en el PDA de 15,351 UF al 2015. Esta diferencia se explica porque la gran mayoría de las muertes se concentra en adultos mayores, y al valorizarlas utilizando el VSLY y los DALY se ven desfavorecidas por tener una esperanza de vida menor a la esperanza de vida del grupo utilizado para estimar el VSL. No obstante, los beneficios totales del PDA siguen superando a sus costos, obteniéndose una razón beneficio-costos de 1.2 en el peor de los casos⁴.

Con respecto al objetivo específico 4, se propone una metodología general para la evaluación de normas de calidad del aire (ver Sección 6.1). Las normas de calidad del aire se diferencian de las normas de emisión principalmente en cuanto a la facilidad y certeza en la estimación de los costos y beneficios. Por su parte, las normas de calidad son más directas en la evaluación de sus beneficios, pero existe mayor incertidumbre respecto a sus costos; en caso contrario las normas de emisión tienen mayor certeza en sus costos y mayor incertidumbre en sus beneficios. Esto genera diferencias en cuanto a la evaluación, implementación y fiscalización de cada normativa. Se debe destacar que a pesar de estas diferencias, la metodología a nivel general es similar para ambas, según lo presentando en la Figura 0-1.

⁴ En el AGIES del PDA se da una razón de beneficios en salud con costos totales de 3.0

Respecto a los sectores a incluir en la evaluación, se recomienda seguir los lineamientos presentados en el Manual de Inventarios (MMA, 2017d). En este manual, la estructura de los sectores es dinámica y se define de acuerdo a dos parámetros:

- **Características de la fuente emisora:** Tipo de equipo, tipo de emisión, combustible que usa, tipo fuente (i.e. estacionaria, móvil, etc.)
- **El sector o actividad económica en que se usa la fuente:** Industria, residencial, transporte, etc.

Las características de la fuente emisora se relacionan con el factor de emisión y el sector económico al nivel de actividad. Esta diferenciación es útil en cuanto a la metodología para la proyección de emisiones. Esta consiste en proyectar ambos parámetros de las emisiones⁵, a nivel de sector en base a medidas concretas del plan para el factor de emisión, y proyecciones oficiales o registros históricos para el nivel de actividad. El principal fin de la proyección es considerar y regular, con un enfoque proactivo, sectores emisores importantes a futuro.

Se propone una metodología general para proyectar el nivel de actividad en base a distintas alternativas priorizadas según su confiabilidad. Esta metodología se aplica de manera más concreta para los sectores emisores más relevantes: combustión residencial de leña, transporte en ruta, industrias y minería.

Se decidió utilizar los lineamientos presentados en el Manual de Inventarios y proyectar las emisiones según estos sectores por las siguientes razones:

- La metodología va en concordancia con el manual de elaboración de inventarios de emisiones.
- Se incluyen fuentes emisoras relevantes en el contexto nacional; como fuentes fijas, transporte y calefacción.
- Se prioriza la inclusión de fuentes emisoras con relevancia en las emisiones totales, lo que afecta directamente la calidad del aire.
- Existe una metodología específica para estimar emisiones de cada sector en base a un factor de emisión y nivel de actividad
- La estructura dinámica permite diferenciar explícitamente el nivel de actividad (sector económico) y el factor de emisión (características de la fuente) para cada fuente emisora, lo que facilita la metodología para proyectar sus emisiones en el tiempo

En la evaluación de normas de calidad del aire se propone la utilización de la tasa de descuento social de Chile, establecida en un valor de 6%, pudiéndose realizar análisis de sensibilidad con tasas de 3% y 10%. Se propone también realizar el análisis costo-beneficio en un año base, establecido como el primer año donde todas las medidas se encuentran vigentes. En este año se deben comparar los costos anualizados, calculados a partir del costo total de cada medida y su

⁵ Factor de emisión y nivel de actividad

vida útil, con los beneficios valorizados producto del cambio en la exposición a contaminación atmosférica.

La metodología general para la evaluación de normas de calidad se realizó en base la guía metodológica de AGIES (MMA, 2013), aplicada para las condiciones particulares de una norma de calidad. Las actualizaciones importantes respecto a la guía metodológica son las siguientes:

- Se debe considerar el retraso (*lag*) en la valorización de los casos de mortalidad por exposición a MP2.5. Esta consideración solo afecta la valorización de los casos de mortalidad, no su cuantificación.
- Se incluyen funciones de concentración respuesta (CRF) de mortalidad prematura por MP2.5 más actualizadas y utilizadas internacionalmente. En particular se recomienda el uso de las CRF utilizadas por la EPA, correspondientes a Lepeule et al. (2012) y Krewski et al. (2009), las cuales indican incremento en el riesgo de 14% y 6% por cada aumento de concentración en 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Se recomienda realizar escenarios de evaluación con ambas CRF, dada la relevancia de los casos de mortalidad por MP2.5 en las evaluaciones nacionales.
- Se recomienda utilizar el método de año base para comparar costos anualizados con beneficios.
- Se recomienda la inclusión de métricas adicionales en la evaluación, en particular el cálculo de los años de vida perdidos ajustados por discapacidad (DALY).

Con respecto a la evaluación de beneficios en zonas de baja población, si bien es cierto que los beneficios de una normativa en estas zonas podrían no justificar los costos de implementación, la normativa debiera implementarse por un criterio de mínimo estándar de salud. Esto se respalda según lo establecido en la ley 19.300 de Chile, en lo recomendado por la EPA y en los lineamientos generales de la OMS. Adicionalmente se propone el reporte de métricas de salud unitarias, que permiten la comparación entre zonas independiente de su población.

1. Antecedentes

El Ministerio del Medio Ambiente (MMA), es el encargado del diseño y aplicación de políticas, planes y programas en materia ambiental, así como de la protección y conservación de la diversidad biológica y de los recursos naturales renovables e hídricos, promoviendo el desarrollo sustentable, la integridad de la política ambiental y su regulación normativa (DS N°8 /2010 MMA). La política ambiental tiene por objetivo atender y resolver los problemas "ambientales" que tanto el gobierno como la ciudadanía consideran prioritarios.

El Departamento de Economía Ambiental (DEA) del MMA, tiene dentro de sus funciones asesorar al Ministro del Medio Ambiente en la elaboración de presupuestos ambientales sectoriales, promoviendo su coherencia con la política pública ambiental y en el desarrollo de instrumentos económicos para la gestión ambiental y la sustentabilidad. En atención a este mandato, el DEA está comprometido con la generación de herramientas económicas e información ambiental que permitan el diseño, evaluación e implementación eficiente de políticas públicas impulsadas por el Ministerio, aportando estratégicamente a la toma de decisiones y promoviendo la transversalidad de los tres pilares del desarrollo sustentable.

Actualmente, el DEA desarrolla un programa de Evaluación de Ambiental de Políticas Públicas, cuyo objetivo central es apoyar la gestión del Ministerio con información relevante respecto a su intervención pública y así perfeccionar el desarrollo e implementación de políticas futuras. Dentro de sus objetivos específicos se encuentran:

- Elaborar y consensuar metodologías de análisis que permitan una mejor evaluación de la política ambiental
- Evaluar el impacto, eficiencia, y efectos distributivos de la política pública ambiental tanto ex-ante como ex-post para proponer mejoras para futuras implementaciones.

Consistentemente con estos objetivos, el estudio propuesto pretende mejorar y actualizar las metodologías a utilizar para la estimación de beneficios en salud incluida en los Análisis General de Impacto Económico y Social (AGIES). Al respecto cabe destacar que en la actualidad el MMA cuenta con una guía metodológica para la elaboración de AGIES para instrumentos de calidad del aire (MMA, 2013), el cual se basa en los estudios realizados por GreenLabUC (2011, 2012). El presente informe pretende dar cuenta de posibles actualizaciones a dicha guía en vista de las evaluaciones y nueva evidencia científica que se ha desarrollado desde la elaboración de dichos estudios.

2. Objetivos del estudio

De acuerdo a las bases técnicas del estudio, los objetivos son:

2.1 Objetivo general

Diseñar una propuesta metodológica para la evaluación de normas de calidad ambiental en el medio atmosférico y complementar metodologías de efectos en salud utilizadas actualmente en las evaluaciones económicas de dichas normas.

2.2 Objetivos específicos

1. Revisar evaluaciones de impacto regulatorio de normas de calidad y de emisión en el medio atmosférico a nivel internacional y nacional.
2. Recopilar y sistematizar nuevos estudios sobre efectos en salud por contaminación atmosférica, funciones dosis respuesta, y coeficientes de riesgo unitario, para complementar los actualmente utilizados por el Ministerio del Medio Ambiente.
3. Proponer metodología para estimación de esperanza de vida según tramos de edad a definir, sexo y zona geográfica (resolución a definir, entre nacional, regional, provincial o comunal).
4. Considerando los antecedentes de los objetivos 1 y 2, proponer una metodología para evaluar normas de calidad ambiental en el medio atmosférico.

3. Evaluaciones de impacto regulatorio de normas de calidad y de emisión en medio atmosférico

La finalidad de esta sección es la revisión del estado del arte nacional e internacional en la temática de evaluación del impacto regulatorio de normas con impacto en la calidad atmosférica, para dar cumplimiento al objetivo específico 1 (ver Sección 2.2).

Para ello se realiza una primera revisión de diez evaluaciones de impactos internacionales que buscan representar la variedad de análisis existente, así como la mejor información disponible. Dado que actualmente los AGIES se basan en la guía metodológica (MMA, 2013), la cual a su vez se basa en el proyecto “Guía Metodológica para la Elaboración de un Análisis General de Impacto Económico y Social (AGIES) para Instrumentos de Gestión de Calidad del Aire” (GreenLabUC, 2011), se limitó la búsqueda a evaluaciones posteriores al año 2011. Asimismo, dada la extensa historia de la EPA de EEUU en el desarrollo de evaluaciones económicas de regulaciones de normas de emisión y de calidad, se optó por incluir cinco evaluaciones consideradas como relevantes tras un análisis preliminar de los estudios identificados. Los otros cinco estudios buscan demostrar alternativas a los enfoques realizados por la EPA, y corresponden a estudios realizados en Reino Unido, Australia, México, Colombia y la Unión Europea.

La revisión de cada uno de los estudios se presenta en la Sección 3.1, mientras que en la Sección 3.2 se presenta un análisis comparativo de estos estudios. Recién en la Sección 3.3 se realiza una comparación entre los estudios internacionales con los AGIES realizados a nivel nacional, para ello se comparan con tres AGIES desarrollados durante el año 2017. En la Sección 3.4 se comparan los resultados, tanto a nivel absoluto como el peso relativo, de cada uno de los tipos de efectos valorizados. En la última Sección (3.5) de este capítulo se presenta una descripción de la base de datos que acompaña al presente documento, de forma que el usuario de ellas las pueda utilizar efectivamente.

3.1 Evaluaciones de impacto revisadas

Los gobiernos se ven enfrentados a crecientes desafíos para diseñar sistemas regulatorios que promuevan y protejan el bienestar de sus ciudadanos. Un creciente número de países han desarrollado requerimientos de análisis regulatorio para comprobar la efectividad de la regulación medioambiental en la búsqueda de este objetivo. Por ejemplo, una encuesta del 2005 realizada por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE) indica que, de los 30 países que la conformaban en ese entonces, 25 requerían análisis regulatorio y 15 requerían demostrar que los beneficios de las intervenciones justifican los costos (L A Robinson, 2008).

La OCDE introduce el concepto del Análisis del Impacto Regulatorio (RIA⁶), como un enfoque sistemático para la evaluación crítica de los efectos (positivos o negativos) de regulaciones actuales, propuestas y alternativas no-regulatorias. Se consideró relevante que la muestra de evaluaciones a analizar incluya una diversidad de enfoques, pero que a su vez representen el estado del arte internacional. Debido a la larga historia de los EEUU en este tema, se seleccionaron diferentes normas de calidad y emisión que pudieran dar cuenta de los diferentes enfoques metodológicos y su variación en el tiempo. A su vez se seleccionaron estudios de Reino Unido, Australia, México, Colombia y la Unión Europea, de forma de comparar los enfoques y rescatar las mejores prácticas internacionales.

3.1.1 EEUU – 2015 – Ozono

Tras una revisión de la evidencia científica la administración estadounidense concluyó que la norma de calidad primaria del ozono, vigente al año 2015, no provee protección a la salud con un margen de seguridad suficiente (US-EPA, 2015c). Asimismo, también concluye que es necesario revisar la norma secundaria de calidad para aumentar la protección contra impactos relacionados a la vegetación y el bienestar público (US-EPA, 2015c). Por esta razón, la EPA revisó ambos estándares proponiendo establecerlos en un máximo de 70 ppb para el promedio en 3 años del cuarto máximo valor de los promedios de 8 horas consecutivas⁷. En este contexto la EPA conduce un proceso de revisión de la norma, cuyas conclusiones respecto a los beneficios y costos de ella, son consolidadas en el Análisis del Impacto Regulatorio de la Revisión Final del Estándar de Calidad Ambiental Nacional para el Ozono Troposférico⁸ (US-EPA, 2015c).

En este contexto se desarrolla un análisis de costos y beneficios para dos escenarios de norma: la norma revisada (70 ppb) y un escenario alternativo de mayor exigencia (65 ppb). En cuanto a los beneficios, la EPA desarrolla dos capítulos diferenciando los impactos en salud de los impactos en el bienestar público.

Respecto a los beneficios en salud la EPA guía el desarrollo de sus conclusiones en torno a tres preguntas:

1. ¿Cuáles efectos en la salud serían evitados mediante la reducción del ozono en el ambiente tras alcanzar los distintos escenarios?
2. ¿Cuál es el valor económico de estos beneficios?
3. ¿Cuáles son los co-beneficios asociados a la reducción de MP2.5 producto de la reducción de los precursores del ozono (específicamente NOx)?

El RIA considera diversas actualizaciones de los parámetros utilizados en la modelación con respecto a la evaluación del impacto de la norma anterior (US-EPA, 2008). Además de valores

⁶ *Regulatory Impact Analysis*

⁷ Las normas de calidad actual consideran una concentración límite de 75 ppb de ozono medidos de la misma forma.f

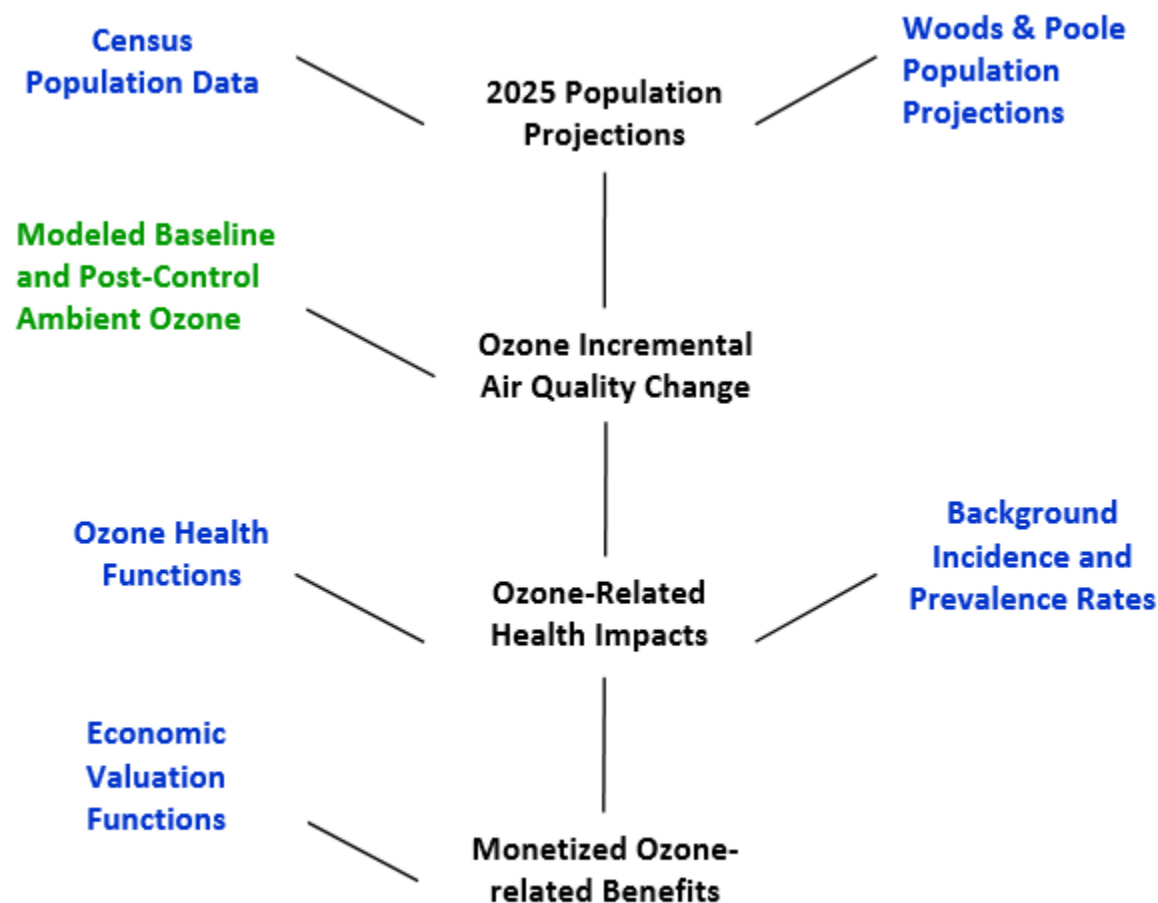
⁸ *Regulatory Impact Analysis of the Final Revisions to the National Ambient Air Quality Standards for the Ground-Level Ozone.*

actualizados específicos de EEUU, como la población o el valor de la vida estadística (VVE), se consideran actualizaciones asociados a los impactos:

- Nuevos estudios asociado a la mortalidad prematura en el corto plazo: (Smith, Xu, & Switzer, 2009) y (Zanobetti & Schwartz, 2008).
- Estimación de la mortalidad prematura en el largo plazo utilizando el estudio de Jerret et al. (2009).
- Modificación del set de estudios y sus coeficientes para la estimación de los efectos asociados a la exacerbación del asma y las admisiones hospitalarias por causas respiratorias.
- Nuevos estudios para la cuantificación de efectos de morbilidad por ozono.
- Variación en los estudios y coeficientes para la evaluación de los beneficios asociados a MP2.5, de acuerdo con lo expuesto en el RIA de MP (US-EPA, 2012a). Más información de esto en la sección 3.1.2.

Para calcular los beneficios asociados a la norma, la EPA sigue una metodología basada en estimar los cambios en diferentes efectos específicos asociados al cambio en la calidad del aire, para luego sumar aquellos impactos en la salud que no se superpongan. Esta metodología se limita sólo a aquellos impactos en la salud donde el meta-análisis de diferentes estudios concluya que existe una relación causal o probablemente causal. En la Figura 3-1 se presenta el flujo de la modelación seguida para la estimación de los beneficios, se observa que la mayoría de la modelación se realiza dentro del programa BenMAP-CE, y sólo los escenarios de modelación de la calidad del aire son información desarrollados de forma exógena al modelo.

Figura 3-1 Flujo de la modelación para la estimación de beneficios e información requerida



Blue identifies a user-selected input within the BenMAP-CE program

Green identifies a data input generated outside of the BenMAP-CE program

Fuente: (US-EPA, 2015c)

Respecto a los escenarios, el RIA distingue⁹ un escenario para todo el territorio salvo California, y un escenario especial para California. Esto último responde a las proyecciones que estiman que la norma no podría ser alcanzada en California en el año 2025, sino que sólo podría ser alcanzada en torno al año 2038. Cabe destacar que el análisis costo beneficio realizado fue sólo para un año, siguiendo un método de pulso comparando los costos anualizados de alcanzar el estándar en un año específico con los beneficios asociados a la reducción de la concentración en el mismo año, en lugar de la estimación del valor presente neto de un flujo de costos y beneficios. El año evaluado es uno en que la norma de calidad ya haya sido alcanzada, esto es 2038 para California, y 2025 para el resto de los estados.

⁹ De forma adicional a los escenarios de la norma en 70 ppb y 65 ppb

Aunque la EPA considera que el método del valor presente neto es más informativo y completo, este es bastante más intensivo en el uso de recursos y contiene incertidumbres mayores asociadas a los supuestos que se deben realizar. Entre estos supuestos se destaca:

- **Definición del horizonte de modelación**, la cual no es directa desde las medidas a implementar y está sujeta a incertidumbres.
- **Tiempos de implementación de las medidas**, los resultados son sensibles al año en que se implementa una medida. El análisis de normas de calidad presume cuáles serán las medidas que serán necesarias para alcanzar con los estándares en el futuro, decidir que años entran estas medidas representa una fuente más de incertidumbre. En cambio, la EPA utiliza el costo equivalente uniforme anual, que entrega una estimación del costo anualizado para cualquier año tras la entrada de la norma.
- **El impacto de la norma en la reducción de las tasas de mortalidad y su impacto en las tablas de vida de la población**. Existen impactos endógenos en la modelación del impacto de la reducción de la mortalidad por efectos de la norma, lo cual implica que las tablas población por cohorte de edad podrían variar de forma relevante. La modelación de lo anterior implica que se debe conocer el cambio de la calidad del aire año a año, lo cual representa un desafío de modelación importante, además de una nueva fuente de incertidumbre.

La EPA cuantifica y valoriza una serie de impactos en salud¹⁰, especificando que los impactos cuantificados sólo representan una fracción del total de los impactos identificados, pudiendo existir además otros efectos adicionales. Los estudios de donde se desprenden las CRF¹¹ seleccionadas para los impactos, deben cumplir con una serie de atributos que garantizan que asocian correctamente el efecto con el contaminante, teniendo un buen balance entre la cobertura de población y la correspondencia con el contaminante de interés. Se observa en la literatura de que estudios que cumplen con los atributos pedidos concluyen diferentes CRF para el mismo impacto, en estos casos son cuantitativamente combinados o se deriva una estimación más robusta en base a técnicas de *pooled*.

Respecto a la valorización de los impactos, para los casos de mortalidad se utiliza el valor de la vida estadística, el cual se deriva de un meta-análisis de 26 estudios publicados entre 1974 y 1991 que utilizan la técnica de WTP, que concluyó con un valor de 4.8 millones de USD1990 (al ingreso de 1990). Este valor es equivalente a 10 millones de USD2011 al año 2025. La cuantificación de los otros impactos se obtiene utilizando estimaciones de COI, el cual refleja los gastos directos de tratamiento, sin considerar otras pérdidas sociales o costos, tales como el malestar.

¹⁰ Respecto a los impactos en vegetación y bienestar social, la EPA no presenta resultados en el análisis final, argumentando que estimaciones previas demostraron que la valorización de estos impactos es menor en comparación con los impactos de salud. Sin embargo, destaca que en el RIA preliminar se cuenta con resultados de la estimación que dan cuenta del orden de magnitud de estos beneficios, los cuales estarían en torno a los 900 millones USD2011 (US-EPA, 2014, sec. 6.A), lo cual representa cerca de un 13% de los beneficios totales calculados finalmente.

¹¹ *Concentration Response Function*

Cabe destacar que si bien algunos de los efectos en morbilidad son cuantificados y valorizados, en la versión final del RIA sólo se presenta la cuantificación de estos, argumentando que la valorización conjunta de la morbilidad representa en torno al ~4% de los beneficios, siendo la principal fuente de beneficios la reducción de la mortalidad prematura.

Tabla 3-1 Casos evitados de la norma de calidad del aire O3 a 70ppb en 2025^{a,b}

Tipo Efecto	Efecto	Cont	Coef. Bajo ^c	Coef. Alto ^d
Mortalidad prematura	Mortalidad corto plazo	O3	96	160
	Mortalidad largo plazo (30+)		340	
	Mortalidad adultos	MP2.5	220	500
	Mortalidad infantil		<1	
Acciones médicas	Admisión hospitalaria, respiratoria (65+)	O3	180	
	Visita emergencia por asma		510	
	Exacerbación asma (6-18)		220k	
	Ataque corazón no fatal	MP2.5	28	260
	Admisión hospitalaria, respiratorio		66	
	Admisión hospitalaria, cardiovascular (18+)		80	
	Visita emergencia por asma		120	
	Bronquitis aguda (8-12)		340	
	LRS (7-14)		4400	
	URS (9-11)		6300	
Exacerbación asma (6-18)		7000		
Restricción actividad	Días de restricción de actividad menor (18-65)	O3	450k	
	Días de escuela perdidos (5-17)		160k	
	Días de trabajo perdidos (18-65)	MP2.5	28k	
	Días de restricción de actividad menor (18-65)		170k	
Total				

a. Resultados de escenario para la norma propuesta, también se cuenta con resultados asociados a un escenario alternativo 65 ppb

b. Resultados para 2025 incluyen todo el territorio de EEUU salvo California

c. En coeficiente bajo se considera los CRF propuestos por Smith et al. (2009) para ozono y Krewski et al. (2009) para MP2.5. Para ataques de corazón no fatales se refiere a Peters et al. (2001).

d. En coeficiente alto se considera los CRF propuestos por Zanobetti and Schwartz (2008) para ozono y Lepeule et al. (2012) para MP2.5. Para ataques de corazón no fatales se refiere a un estimado derivado de un pooled de 4 estudios.

Fuente: Elaboración propia en base a resultados presentados en (US-EPA, 2015c)

Tabla 3-2 Beneficios estimados de la norma de calidad del aire O3 a 70ppb en 2025^{a,b}

Contaminante	Tasa de descuento= 3%		Tasa de descuento= 7%	
	Coef. Bajo ^c	Coef. Alto ^d	Coef. Bajo ^c	Coef. Alto ^d
Ozono	1,000	1,700	1,000	1,700
MP2.5	2,100	4,700	1,900	4,200
Total	3,100	6,400	2,900	5,900

a. Resultados de escenario para la norma propuesta, también se cuenta con resultados asociados a un escenario alternativo 65 ppb

b. Resultados para 2025 incluyen todo el territorio de EEUU salvo California

c. En coeficiente bajo se considera los CRF propuestos por Smith et al. (2009) para ozono y Krewski et al. (2009) para MP2.5. Para ataques de corazón no fatales se refiere a Peters et al. (2001).

d. En coeficiente alto se considera los CRF propuestos por Zanobetti and Schwartz (2008) para ozono y Lepeule et al. (2012) para MP2.5. Para ataques de corazón no fatales se refiere a un estimado derivado de un pooled de 4 estudios.

Fuente: Elaboración propia en base a resultados presentados en (US-EPA, 2015c)

Se observa que la mayor parte de los beneficios valorizados provienen de la reducción de la mortalidad asociada al MP2.5, como un co-beneficio, en lugar del beneficio directo de la reducción del ozono. Cabe destacar que, si se consideran sólo los beneficios por muertes prematura evitadas del ozono, se cuenta con un orden de magnitud similar a la estimación de costos que reporta el RIA (1.4 billones de USD2011¹²).

El RIA incluye análisis complementarios de los resultados, considerando la distribución en macrozonas de los resultados, así como un análisis cualitativo de las principales incertidumbres.

En la Tabla 3-3 se listan otros efectos identificados, pero que por limitación de información y métodos no fueron cuantificados durante el desarrollo del RIA de ozono, destacan los impactos de otros contaminantes, así como los impactos sobre el bienestar social.

Tabla 3-3 Beneficios identificados y no cuantificados

Tipo Efecto	Cont.	Efecto	Causa
Salud	MP2.5	Enfermedad Crónica	Cáncer
			Bronquitis crónica (+26)
		Visitas sala emergencia	Cardiovascular
		Otros efectos	Cardiovascular
			Respiratoria
		Efectos reproductivos y de desarrollo	Reproductivo
		Admisiones hospitalarias	Cerebrovascular (50-79)
	NO ₂	Visitas médicas	Síntomas respiratorios agudos (7-14)
			Exacerbación del asma (4-18)
		Admisiones hospitalarias	Asma Enfermedad respiratoria crónica (+65)

¹² Costos estimados mediante el uso de costos equivalentes uniformes anuales, estimados con una tasa de descuento de 7%.

Tipo Efecto	Cont.	Efecto	Causa
		Otros efectos	Respiratoria
		Mortalidad prematura	Todas
		Visitas sala emergencia	Respiratoria
	Ozono	Admisiones hospitalarias	Cardiovascular
		Visitas sala emergencia	Cardiovascular
		Visitas médicas	Cardiovascular
		Reducción de productividad en trabajadores en terreno	Todas (18-65)
		Otros efectos	Respiratoria
		Mortalidad prematura	Respiratoria (30-99)
		Efectos reproductivos y de desarrollo	Reproductivo
Bienestar	NOx	Ecosistemas	Acidificación
			Cambio Climático
		Infraestructura	Daño material
		Ecosistemas	Enriquecimiento de nitrógeno
		Visibilidad	Visibilidad
	Ozono	Ecosistemas	Crecimiento y reproducción vegetal
	VOC	Ecosistemas	Todas
		Infraestructura	Daño material
		Visibilidad	Visibilidad

Fuente: Elaboración propia en basa a (US-EPA, 2015c)

3.1.2 EEUU – 2012- MP

En esta evaluación de impacto se busca analizar la implementación de una norma de calidad del MP2.5 más estricta. Actualmente en EEUU existen dos normas de calidad asociadas al MP2.5, una que limita el promedio anual a 15 ug/m³ y una que limita que el percentil 98 del promedio de 24 horas no supere los 35 ug/m³. En este análisis de impacto se analizan los beneficios de implementar una norma anual de 12 ug/m³, manteniendo el nivel de la norma diaria¹³. Todo el análisis de costos y beneficios de esta regulación fueron consolidados en el Análisis del Impacto Regulatorio de la Revisión Final del Estándar de Calidad Ambiental Nacional para el Material Particulado¹⁴ (US-EPA, 2012a), el cual tiene como objetivo informar sobre los costos y beneficios estimados de la implementación de la norma¹⁵.

¹³ Este RIA en particular estudia tres niveles diferentes de la norma: el establecido, uno más estricto (11 ug/m³) y uno más laxo (13 ug/m³)

¹⁴ *Regulatory Impact Analysis for the Final Revisions to the National Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter*

¹⁵ En las normas de calidad primaria el objetivo es la protección de la salud de la población y, por lo tanto, el análisis económico no influye en el estándar que se ponga en los límites.

Respecto a los beneficios en salud, la EPA los estima para el año 2020 asumiendo que se alcanza los estándares definidos en la regulación. La EPA (2012a) guía la caracterización de los resultados de la norma en torno a dos preguntas:

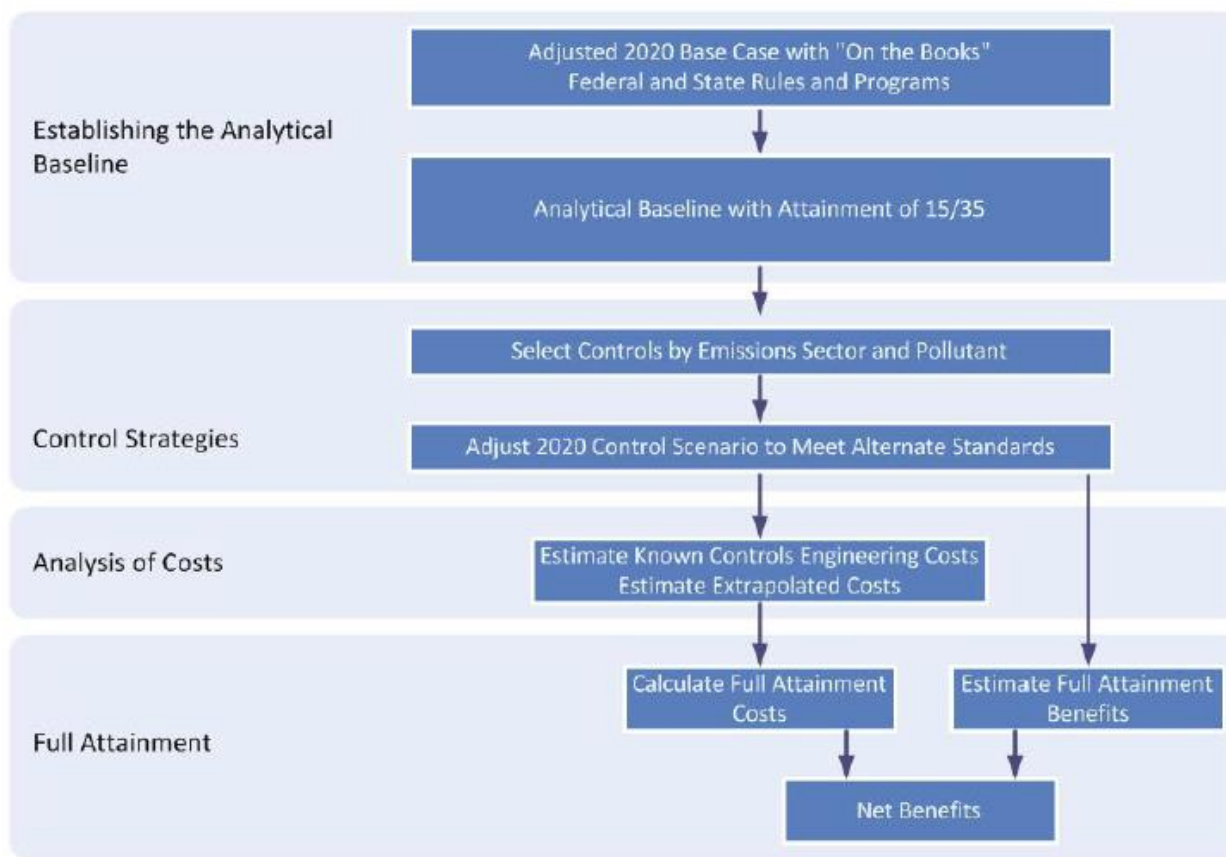
1. ¿Cuáles efectos en la salud serían evitados mediante la reducción del MP2.5 en el ambiente resultante de reducir las emisiones directas de MP2.5 y de sus precursores tras alcanzar los distintos escenarios?
2. ¿Cuál es el valor económico de estos efectos?

Esta evaluación de impacto contiene diversas actualizaciones en su metodología (US-EPA, 2012a), con respecto a la evaluación de impacto anterior (US-EPA, 2006). Las actualizaciones de interés son:

- Actualización del coeficiente de mortalidad de MP2.5 a largo plazo. Se reemplaza el coeficiente de mortalidad del estudio de Laden et al. (2006) por el del estudio de Lepeule et al. (2012). Asimismo, se reemplaza el de Pope et al. (2002) por el de Krewski et al. (2009).
- Incorporación de nuevos estudios de morbilidad, los cuales asocian exposición a corto plazo a MP2.5 con efectos a la salud respiratorios y cardiovasculares.
- Ya no se utiliza el supuesto que de bajo cierto umbral de concentración de MP2.5 no existen efectos en salud.

Para realizar la cuantificación de los efectos en la salud, la EPA sigue un enfoque basado en funciones de daño, este enfoque estima variaciones en cada efecto de la salud, asignando valores bajo el supuesto de que cada efecto es independiente de los otros. Luego para obtener los beneficios totales basta con sumar todos los beneficios de los efectos que no se superponen entre ellos.

En la Figura 3-2 se presenta la metodología general utilizada en la evaluación de esta norma de calidad. Esta consiste en establecer una línea base de comparación considerando el criterio de calidad actual (15/35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Luego se seleccionan estrategias de control de emisiones para lograr el nuevo estándar anual de 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, los cuales tienen diversos costos y beneficios asociados (frente a la línea base).

Figura 3-2 Metodología de evaluación de la norma de calidad de MP2.5, EEUU

Fuente: (US-EPA, 2012a)

Los efectos en salud se evaluaron según la cantidad de casos evitados de mortalidad prematura, acciones médicas y restricciones de actividad. Se consideraron principalmente efectos en mortalidad prematura, bronquitis, enfermedades respiratorias y enfermedades cardiovasculares. Todos los efectos evaluados se presentan en la Tabla 3-5.

Para cuantificar los casos en salud evitados se utilizó un modelo Log-Lineal, ya que este es el más apropiado para ajustar los coeficientes de riesgo (US-EPA, 2012a). Para la valorización de los efectos en mortalidad se utilizó un único valor de vida estadística, sin distinguir por características de la población, igual a 9.6 Millones de USD al 2020¹⁶ (US-EPA, 2012a). En caso de no contar con estudios de valorización de otros efectos, se utilizó la metodología de costo de tratamiento (COI¹⁷) para valorizarlos.

¹⁶ Se proyectó utilizando el crecimiento esperado del GDP (*Gross Domestic Product*) y la elasticidad ingreso-disposición a pagar (0.4).

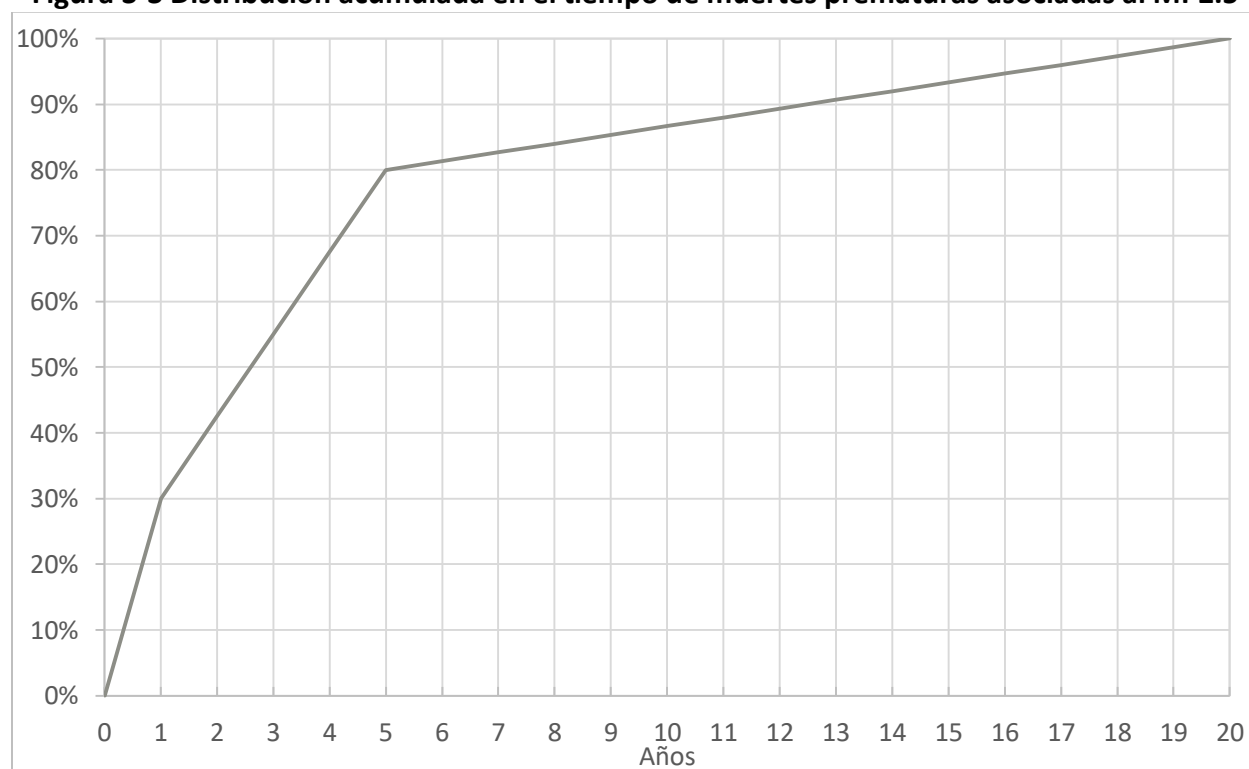
¹⁷ *Cost of illness*

Se consideró el retraso (*lag*) de las muertes ocurridas, con un 30% de ellas el primer año, un 50% adicional distribuido entre los años 2-5 y el 20% restante distribuido hasta 20 años después¹⁸ (US-EPA-SAB, 2004). La consideración de este retraso en las muertes se utiliza para dar cuenta de la temporalidad y distribución (entre causas) de las muertes prematuras asociadas a un episodio de exposición a altas concentraciones de MP2.5. La distribución temporal de las muertes propuesta por la EPA busca reflejar la contribución de cada causa a la mortalidad total, donde (US-EPA, 2012a, Chapter 5.A.1).:

- Un 30% ocurre el primer año, asociado a la mortalidad a corto plazo
- Un 50% adicional ocurre distribuido entre los años 2 y 5, asociado a las muertes cardiopulmonares
- El 20% adicional restante ocurre distribuido entre los años 6 y 20, asociado a enfermedades respiratorias de largo plazo y a cáncer de pulmón

La Figura 3-3 presenta gráficamente esta consideración temporal en la ocurrencia de las muertes prematuras asociadas al MP2.5. Todas las muertes ocurren dentro de un periodo de 20 años posterior a la exposición.

Figura 3-3 Distribución acumulada en el tiempo de muertes prematuras asociadas al MP2.5



Fuente: Elaboración propia

¹⁸ El 50% entre los años 2 y 5 se distribuye uniformemente en cada año, al igual que el 20% entre los años 6 y 20.

Se debe tener en cuenta que considerar el retraso en las muertes no afecta el total de casos de mortalidad asociados al MP_{2.5}, solo su temporalidad. Considerar este retraso tiene implicancias en la valoración, de acuerdo a la tasa de descuento que se esté utilizando.

Si no se considera este retraso en las muertes, se sobreestiman los beneficios. De acuerdo a un análisis realizado por la EPA, si no se considera el retraso y se utiliza una tasa de descuento del 7%, los beneficios valorizados resultan ser un 22.5% más altos (US-EPA, 2012a, Chapter 5.A.1).

La Tabla 3-5 presenta el resumen de los beneficios valorizados de establecer la norma de calidad para el MP_{2.5} en 12 ug/m³ para EEUU. En el estudio se presentan estos resultados para distintos niveles de la norma (11, 12 y 13 ug/m³), distintas tasas de descuento (3% y 7%) y distintos coeficientes de mortalidad prematura del MP_{2.5} (Lepeule et al., 2012) y (Krewski et al., 2009)). Por simplicidad la Tabla 3-5 solo presenta los resultados distinguiendo por coeficiente de mortalidad, con una tasa de descuento de 7% y con la norma en 12 ug/m³.

Tabla 3-4 Beneficios valorizados de establecer la norma de calidad del aire MP2.5 a 12 ug/m³ en EEUU [MM USD 2006]. Tasa de descuento de 3%.^{a, b, c}

Tipo Efecto	Efecto	Casos	Valor
Mortalidad Prematura	Mortalidad adultos		
	- (Krewski et al., 2009) (30+)	460	4,000
	- (Lepeule et al. 2012) (25+)	1000	9,000
	Mortalidad infantil (<1)		
	- (Woodroof et al., 1997)	1	11
Acción Médica	Infarto no fatal (18+)		
	- (Peters et al., 2001)	480	55
	- "Pooled Estimate" 4 estudios	52	6
	Admisión hospitalaria, respiratoria (todos)		
	- "Pooled Estimate" 5 estudios	110	3
	Admisión hospitalaria, cardiovascular (18+)		
	- "Pooled Estimate" 5 estudios	140	5.3
	LRS (7-14)		
	- (Schwartz and Neas, 200)	11,000	0.24
	URS (9-11)		
	- (Pope et al., 1991)	16,000	0.54
Restricción de actividad	Exacerbación de asma (6-18)		
	- "Pooled Estimate" 2 estudios	40,000	2.3
	Bronquitis aguda (8-12)		
	- (Dockery et al., 1996)	870	0.42
	Sala emergencia, asma (todos)		
	- "Pooled Estimate" 3 estudios	230	0.10
	Días laborales perdidos (18-65)		
	- (Ostro, 1987)	71,000	11
	Días de actividad restringida menor (18-65)		
	- (Ostro & Rothschild, 1989)	420,000	29

a. Sólo considera beneficios asociados a la reducción de la concentración de MP2.5.

b. Existen escenarios alternativos para norma igual a 11 y 13 ug/m³.

c. También existe escenario con beneficios valorados con una tasa de descuento de 3%

Fuente: Elaboración propia en base a resultados presentados en (US-EPA, 2012a),

Tabla 3-5 Beneficios valorizados de establecer la norma de calidad del aire MP2.5 a 12 ug/m³ en EEUU [MM USD 2006]. Tasa de descuento de 7%.^{a, b, c}

Tipo Efecto	Efecto	Casos	Valor
Mortalidad Prematura	Mortalidad adultos		
	- (Krewski et al., 2009) (30+)	460	3,600
	- (Lepeule et al. 2012) (25+)	1000	8,100
	Mortalidad infantil (<1)		
	- (Woodroof et al., 1997)	1	11
Acción Médica	Infarto no fatal (18+)		
	- (Peters et al., 2001)	480	54
	- "Pooled Estimate" 4 estudios	52	5.9
	Admisión hospitalaria, respiratoria (todos)		
	- "Pooled Estimate" 5 estudios	110	3
	Admisión hospitalaria, cardiovascular (18+)		
	- "Pooled Estimate" 5 estudios	140	5.3
	LRS (7-14)		
	- (Schwartz and Neas, 200)	11,000	0.24
	URS (9-11)		
	- (Pope et al., 1991)	16,000	0.54
Restricción de actividad	Exacerbación de asma (6-18)		
	- "Pooled Estimate" 2 estudios	40,000	2.3
	Bronquitis aguda (8-12)		
	- (Dockery et al., 1996)	870	0.42
	Sala emergencia, asma (todos)		
	- "Pooled Estimate" 3 estudios	230	0.10
	Días laborales perdidos (18-65)		
	- (Ostro, 1987)	71,000	11
	Días de actividad restringida menor (18-65)		
	- (Ostro & Rothschild, 1989)	420,000	29

d. Sólo considera beneficios asociados a la reducción de la concentración de MP2.5.

e. Existen escenarios alternativos para norma igual a 11 y 13 ug/m³.

f. También existe escenario con beneficios valorados con una tasa de descuento de 3%

Fuente: Elaboración propia en base a resultados presentados en (US-EPA, 2012a),

De la Tabla 3-5 se puede inferir que la gran mayoría de los beneficios corresponden a reducciones de casos de mortalidad prematura. En ambos escenarios de mortalidad adulta, su valorización está en torno al 98% del total de beneficios. La elección del coeficiente de mortalidad prematura a utilizar determina en gran manera el total de beneficios valorizados, contabilizándose más del doble de beneficios al utilizar el coeficiente del estudio de Lapeule et al. (2012) , frente al del Krewski et al. (2009).

A pesar de que los efectos en salud distintos a mortalidad prematura no sean relevantes en términos de beneficios valorizados, se debe destacar la gran cantidad de casos evitados de enfermedades y malestar asociados al sistema cardiovascular y respiratorio. Asimismo, se destaca que los costos reflejados en estas estimaciones, no representan el verdadero costo social, sino que son sub-estimaciones de estos basados en los costos de la enfermedad (COI).

En esta evaluación de impacto se realizó un análisis de influencia para determinar los principales componentes que agregan incertidumbre en un análisis de estimación de beneficios por salud. De acuerdo al análisis (US-EPA, 2012a)¹⁹, los componentes más importantes son el valor de la vida estadística, la función concentración–respuesta y el cambio en la concentración de MP. A su vez, los componentes con menos importancia en la incertidumbre son la población y la valorización de los efectos de morbilidad.

En este estudio no se cuantificaron ni valorizaron efectos asociados a la reducción de la exposición al ozono, SO₂ y NO₂ (US-EPA, 2012a). Diversos estudios indican que los beneficios valorizados de estos efectos son mucho más pequeños que los asociados al MP2.5 ((US-EPA, 2010a), (US-EPA, 2010b), (US-EPA, 2010c))²⁰.

Alternativamente, otra forma de observar los beneficios fue la cuantificación de los años de vida ganados por la regulación (US-EPA, 2012a). El cálculo de esta métrica adicional requiere calcular las muertes evitadas por tramo de edad, y tener estimaciones de la esperanza de vida por tramo de edad. La siguiente ecuación explica la metodología de cálculo utilizada:

$$\text{Años de Vida Ganados} = \sum_i^N EV_i * M_i$$

Donde:

-EV_i: Esperanza de vida del tramo de edad “i”

-M_i: Muertes evitadas en el tramo de edad “i”

-i: Intervalos de tramos de edad

La esperanza de vida se puede definir como el valor esperado de años restantes de una persona, dado que ya alcanzó cierta edad (US-EPA, 2012a). La esperanza de vida incrementa con los tramos de edad más avanzados, ya que estos ya superaron la probabilidad de muerte en edades anteriores. Se debe tener en consideración que se utiliza el supuesto de que la esperanza de vida no incrementa significativamente por la reducción de muertes evitadas por la norma de calidad de aire.

Para calcular las muertes evitadas por tramo de edad, se utilizaron tasas de mortalidad por tramo de edad y una misma función de concentración respuesta (CRF) para todo tramo (US-EPA, 2012a). Dado que las tasas de mortalidad de tramos más viejos son mayores, las muertes evitadas tienden a concentrarse en esta cohorte de la población. Los resultados de la evaluación indican

¹⁹ Capítulo 5.5.6

²⁰ Estos tres estudios corresponden a las evaluaciones de impacto realizadas por la EPA a estos contaminantes. La baja significancia de estos efectos frente a los del MP2.5 se indica textual en la evaluación de impacto del MP2.5 (US-EPA, 2012a)

una ganancia en promedio de 16 años de vida por individuo²¹, para una norma de calidad de MP2.5 en 12 ug/m³ en EEUU (US-EPA, 2012a).

Otro beneficio adicional que se presentan en esta evaluación de impacto corresponde al porcentaje de muertes totales reducidas atribuibles a la regulación. Este indicador se calcula dividiendo el total de muertes prematuras evitadas por el número total de muertes de la zona. El cálculo se realizó por cohorte de edad, y las reducciones varían entre 0.8% para 25-29 años y 0.65% para 85-99 años²².

3.1.3 EEUU – 2015 – Producción de ladrillos y otros productos estructurales de arcilla

Tras un análisis del mercado de ladrillos, la EPA concluyó que existe una falla de mercado, pues los productores no consideran el costo de las externalidades producidas por las emisiones generadas durante la fabricación de ladrillos (US-EPA, 2015a). La norma establece que para mercurio y material particulado se deben alcanzar el máximo estándar tecnológico de control alcanzable (MACT²³), mientras que para los contaminantes de gases ácidos se deben alcanzar los estándares basados en salud (HBS²⁴).

Luego de establecer los mecanismos de control esperados, se estiman reducciones de 308 ton/año de MP, 72 ton/año de SO₂ y un aumento en las emisiones de NO_x de 46 ton/año. La EPA procede a evaluar el impacto en la salud que tiene la norma en base a estos cambios en las emisiones. En esta evaluación la EPA considera solamente los beneficios de salud obtenidos por la reducción de MP2.5 como contaminante primario, así como los impactos de NO_x y SO₂ como precursores del MP2.5. Al respecto la EPA establece que por limitaciones de datos, tiempo y recursos, no se han podido cuantificar o monetizar beneficios de categorías relevantes, incluyendo beneficios asociados con la potencial reducción a otros contaminantes dañinos para la salud, efectos en ecosistemas y visibilidad. Esto de ninguna forma significa que no hayan beneficios asociados, sino que dada las limitaciones existentes sólo se puede realizar un análisis cualitativo (US-EPA, 2015a).

El RIA sigue una metodología por función de daño, pues dado las limitaciones analíticas y de información no es posible realizar la modelación de calidad del aire. Utilizando la metodología de estimación en base a beneficios por toneladas evitada, la cual se detalla en el documento *“Technical Support Document (TSD): Estimating the Benefit per Ton of Reducing PM2.5 Precursors from 17 Sectors”* (US-EPA, 2013), actualizando con los antecedentes levantados durante la evaluación de la norma de MP (US-EPA, 2012a) (ver Sección 3.1.2). Estos beneficios consideran el efecto en la salud de los precursores del MP2.5, considerando la emisión directa de MP2.5,

²¹ Utilizando el coeficiente de mortalidad por MP_{2.5} de Lepeule et al. (2012). Si se utiliza el coeficiente de Krewski et al. (2009) se obtiene un promedio de 15 años de vida ganados por individuo.

²² Utilizando el coeficiente de mortalidad por MP_{2.5} de Lepeule et al. (2012). Si se utiliza el coeficiente de Krewski et al. (2009) se obtienen reducciones de 0.35% para 30-34 años y 0.29% para 85-99 años.

²³ *Maximum achievable control technology standards*

²⁴ *Health-bases standards.*

respecto a su aporte a la concentración de MP2.5. La metodología considera la distribución de las fuentes por sector, las características de cada contaminante primario, y la población expuesta.

La EPA realiza el análisis para un solo año, el 2018, considerando el costo anualizado de las tecnologías asociadas y comparando con los beneficios en salud por la reducción de la emisión directa de MP2.5, SO₂ y NO_x (US-EPA, 2015a). Implícitamente en los costos por toneladas utilizados, se cuantifica y valoriza una serie de impactos en salud, aunque se destaca que más del 98% de los beneficios es por la reducción de la mortalidad prematura, mientras el resto se asocia a efectos de morbilidad. Dado el peso específico de la mortalidad dentro de los resultados del análisis, la EPA utiliza dos estudios diferentes para estimar el riesgo relativo asociado al MP2.5, uno más bajo (Krewski et al., 2009) y otro más alto (Lepeule et al., 2012). Los resultados del beneficio por tonelada se presentan en la Tabla 3-6.

Tabla 3-6 Beneficios por toneladas evitadas en el sector producción de ladrillos y otros productos de arcilla [USD2011/ton]

Contaminante	Tasa de descuento= 3%		Tasa de descuento= 7%	
	(Krewski et al., 2009)	(Lepeule et al., 2012)	(Krewski et al., 2009)	(Lepeule et al., 2012)
MP2.5	260,000	600,000	240,000	540,000
SO₂	41,000	92,000	37,000	83,000
NO_x	6,300	14,000	5,700	13,000

Fuente: (US-EPA, 2015a)

El valor de la vida estadística es el derivado de un meta-análisis de 26 estudios publicados entre 1974 y 1991 que utilizan la técnica de WTP, que concluyó con un valor de 4.8 millones de USD1990 (al ingreso de 1990). Este valor es equivalente a 9.7 millones de USD2011 al año 2018. La cuantificación de los otros impactos se obtiene utilizando estimaciones de COI, el cual refleja los gastos directos de tratamiento, sin considerar otras pérdidas sociales o costos, tales como el malestar.

Cabe destacar que no todos los beneficios ocurren el mismo año, pues se utiliza como supuesto la existencia de un *lag* en la mortalidad asociada al M2.5, considerando que un 30% ocurre en el primer año, un 50% entre los años 2 y 5, y un 20% entre los años 6 y 20 (US-EPA-SAB, 2004). Para contabilizar los beneficios futuros se utilizan dos tasas de descuento diferentes: 3% y 7%. En base a lo anterior, se presentan en la Tabla 3-6 los beneficios por toneladas utilizados en la evaluación.

Bajo este escenario²⁵ los beneficios totales se estiman entre 84 y 190 millones de USD2011 (con tasa de 3%) o entre 76 y 170 millones de USD 2011 (con tasa de 7%). De forma adicional se realiza una estimación de los casos evitados en base a los resultados de RIA de MP (US-EPA, 2012a), con el fin de dar un orden de magnitud de la cuantificación de los beneficios, los cuales se presentan en la Tabla 3-7.

²⁵ La EPA también considera la modelación de otros dos escenarios regulatorios alternativo, uno cuyos beneficios totales son menores y otro cuyos beneficios son mayores.

Tabla 3-7 Estimación de casos evitados por efecto de NESHAP²⁶ de ladrillos

Tipo Efecto	Efecto	Casos evitados
Mortalidad prematura	Mortalidad adultos	
	- (Krewski et al., 2009)	10
	- (Lepeule et al., 2012)	22
Acciones Médicas	Visita emergencia por asma	
	- "Pooled estimate" de 3 estudios	5
	Bronquitis aguda (8-12)	
	- (Dockery et al., 1996)	15
	LRS (7-14)	
	- (Schwartz and Neas, 2000)	190
	URS (9-11)	
	- (Pope et al., 1991)	270
	Exacerbación asma (6-18)	
	- "Pooled estimate" de 2 estudios	280
Restricción actividad	Admisión hospitalaria, respiratorio	
	- "Pooled estimate" de 5 estudios	3
	Admisión hospitalaria, cardiovascular (18+)	
	- "Pooled estimate" de 5 estudios	3
	Ataque corazón no fatal	
	- (Peters et al., 2001)	10
	- "Pooled estimate" de 4 estudios	1
Restricción actividad	Días de trabajo perdidos (18-65)	
	- (Ostro, 1987)	7,500
	Días de restricción de actividad menor (18-65)	
	- (Ostro & Rothschild, 1989)	1,300

Fuente: (US-EPA, 2015a)

Las estimaciones del cambio en las emisiones consideran el aumento en el consumo de energía necesaria, el cual se estima que será principalmente de electricidad. De esta forma se considera que habrá un aumento en el consumo de energía equivalente a 461,329 MMBTU/año, los cuales además del aumento de emisiones de MP2.5, NO_x y SO₂, implican aumento en las emisiones de CO₂. En base a la matriz generadora de EEUU la EPA cuantifica el aumento de emisiones de CO₂ en algo más de 25 mil toneladas. Al no haber un costo social establecido para las emisiones de dióxido de carbono, la EPA utiliza 4 escenarios diferentes: \$13, \$43, \$64 y \$120 USD2011/ton. Con estos costos sociales, se observa un costo social que se encuentra entre 0.32 y 3.1 millones de USD2011/año, el cual es muy menor en comparación con los beneficios por salud.

Los costos sociales anuales de implementar la norma de emisión fueron estimados en 27 millones de USD2011, utilizando una tasa de descuento de 7%. Aun cuando se agreguen los costos sociales del carbono, los beneficios en salud estimados son muy superiores. A esto se agrega el hecho de que sólo se cuantifican y valorizan una parte de los beneficios, sin considerar impactos en salud diferentes, los impactos en la salud de los otros contaminantes, ni el impacto en el bienestar de las emisiones. En la Tabla 3-8 se presentan otros beneficios identificados y no cuantificados en el

²⁶ National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants

RIA. Sin embargo, se destaca que la EPA aclara que la lista no pretende ser exhaustiva, ni en los efectos considerados ni en los contaminantes que pueden tener impacto.

Tabla 3-8 Beneficios identificados y no cuantificados

Categoría Impacto	Tipo Efecto	Contaminante	Efecto
Salud	Enfermedad Crónica	MP2.5	Bronquitis crónica (26+)
			Cáncer
	Acciones médicas		Visita emergencia, cardiovascular
	Otros médicos		Efectos reproductivos y de desarrollo
			Otros efectos, cardiovascular
			Otros efectos, respiratorios

Fuente: Elaboración propia en base a (US-EPA, 2015a)

3.1.4 EEUU – 2015 – Calefactores a leña

La EPA realizó un RIA para evaluar la revisión de un nuevo estándar de rendimiento para nuevas fuentes (NSPS²⁷) para estufas residenciales a leña, y promulgar un nuevo NSPS para otros artefactos calefactores a leña o derivados. Los nuevos NSPS tienen exigencias respecto a las emisiones de MP2.5, y luego de su implementación se espera que haya reducciones relevantes asociado a la norma (US-EPA, 2015b).

La norma contiene fases de implementación graduales, las cuales se implementarán consecutivamente entre los años 2015 y 2020. La EPA sigue una metodología de costo beneficio, considerando el promedio anual de los costos y beneficios anuales asociados a la implementación de la norma entre el período 2015 y 2020. Sin perjuicio de lo anterior, la EPA calcula los costos para un período de diez años posteriores (hasta el 2029), mientras que los beneficios se estiman hasta el año 2048²⁸, estos resultados son presentados en los anexos, pero no son considerados en los resultados finales, limitándose a sólo presentar los resultados promedios del período 2015-2020²⁹. Los resultados presentados corresponden al promedio de los costos anualizados y al promedio de los beneficios anuales, es decir, se comparan los costos y los beneficios en un “año promedio ficticio” que representa el promedio entre el año 2015 y 2020.

La modelación desarrollada por la EPA estima que la implementación de la norma tendrá reducciones promedio de 8,300 ton/año de MP2.5, 46,000 ton/año de CO, 9,300 ton/año de VOC, además de una cantidad indeterminada de reducciones de carbono negro y otros contaminantes dañinos para la salud (US-EPA, 2015b). De estas reducciones sólo se cuantifican y valorizan los beneficios en salud (morbilidad y mortalidad) asociadas a la reducción de las concentraciones de MP2.5 por la emisión directa de MP2.5, es decir no se incluye el efecto de otros contaminantes como precursores de MP2.5 y ozono. Asimismo, tampoco incluye dentro de la cuantificación

²⁷ *New source performance standards*

²⁸ La EPA considera que los artefactos tienen una vida útil de 20 años, y luego equipos que fueron comprados en el 2029, aún siguen siendo utilizados el 2048.

²⁹ Este período calza con los mayores costos y las menores reducciones (US-EPA, 2015b).

beneficios distintos a los de la salud humana. A pesar de lo anterior, si realiza una descripción cualitativa de los impactos no cuantificados.

Dada las limitaciones de tiempo, recursos e información; la EPA opta por una metodología basada en funciones de daño, a partir de las cuales se deriva un beneficio por tonelada reducida de MP2.5, que representa la valorización de los impactos evitados en mortalidad y morbilidad que se estiman a partir de la reducción de una tonelada. Los detalles metodológicos presentan en detalle en el “TSD para la estimación de beneficios-por-tonelada de reducir MP2.5 y sus precursores para 17 sectores” (US-EPA, 2013). Cabe destacar que en este RIA sólo se considera el impacto de las emisiones directa de MP2.5 para el sector “Calefactores residenciales a leña” del TSD. Los valores utilizados para la evaluación se presentan en la Tabla 3-9.

Tabla 3-9 Beneficios por toneladas evitadas en el sector calefactores residenciales a leña [USD2013/ton]

Contaminante	Tasa de descuento= 3%		Tasa de descuento= 7%	
	(Krewski et al., 2009)	(Lepeule et al., 2012)	(Krewski et al., 2009)	(Lepeule et al., 2012)
MP2.5	410,000	920,000	370,000	830,000

Fuente: (US-EPA, 2015a)

Los beneficios consideran los mismos antecedentes utilizados durante la elaboración del RIA para la norma de calidad de MP, es decir, considera los mismos efectos y utiliza las mismas CRF para la estimación del número de casos evitados por efecto. Cabe destacar que sobre el 98% de los beneficios estimados corresponde a la reducción de la mortalidad, mientras que el porcentaje restante considera los beneficios asociados a la reducción de los casos de morbilidad y restricción de actividad.

Es relevante destacar que los resultados son especialmente sensibles al VVE, y la EPA desprende el valor utilizado de un meta-análisis de 26 estudios desarrollados entre 1974 y 1991, equivalente a 4.8 millones (USD1990). Este valor es actualizado para el año de interés y para la moneda base utilizando la trayectoria observada³⁰ de los parámetros de interés, tales como la inflación y el crecimiento del ingreso. Para el presente estudio se considera un VVE de 8.5 millones (USD2013) para el año de análisis (US-EPA, 2015b). Cabe destacar que se considera un *lag* para los casos de morbilidad de acuerdo a las recomendaciones del SAB (US-EPA-SAB, 2004). Para los casos de morbilidad se utiliza un método de COI, que tiende a subvalorar el real costo social de los casos de salud.

En base a los beneficios por tonelada presentados en la Tabla 3-9 se estiman que los beneficios totales alcanzarían entre los 3,400 y 7,600 millones de USD2013 (con tasa de 3%) o entre 3,100 y 6,900 millones de USD2013 (con tasa de 7%). Estos beneficios estarían sub-estimados pues sólo considera algunos de los impactos de la contaminación, y sólo de las emisiones directas de

³⁰ O proyectada cuando se quiere utilizar un valor en el futuro.

MP2.5. Para entregar una magnitud de los beneficios, la EPA presenta también los casos promedios evitados por efecto, los cuales se sintetizan en la Tabla 3-10.

Por su parte, en la Tabla 3-11 se presentan otros impactos identificados, pero que no fueron cuantificados. Se destaca que se entrega una descripción cualitativa de ellos en el RIA, basados en estudios científicos publicados. La lista presentada por la EPA no es exhaustiva y se espera que existan otros impactos no considerados o efectos de otros contaminantes reducidos.

Con todo lo anterior, la norma resulta tener un beneficio neto significativo, dado que los costos estimados están en torno a los 46 millones de USD2013 (con tasa de descuento de 7%) o en torno a 40 millones de USD2013 (con tasa de descuento de 3%). Es decir, en torno a 2 órdenes de magnitud menor que los beneficios estimados.

Tabla 3-10 Estimación de casos evitados por efecto de NSPS para calefactores a leña, promedio del período 2015-2020

Tipo Efecto	Cont.	Efecto	Casos evitados	
Mortalidad prematura	MP2.5	Mortalidad (adultos) - (Krewski et al., 2009) - (Lepeule et al., 2012)	360 810	
Acciones Medicas		Ataque corazón no fatal (18+) - (Peters et al., 2001) - "Pooled Estimate" 4 estudios	390 42	
		Admisión hospitalaria, respiratorio (todos) - "Pooled Estimate" 5 Estudios con diferentes tramos de edad	92	
		Admisión hospitalaria, cardiovascular (+18) - "Pooled Estimate" 5 estudios	110	
		Visita emergencia, respiratorio (todos) - "Pooled Estimate" 3 estudios	180	
		Bronquitis aguda (8-12) - "Pooled Estimate" 3 estudios	550	
		Exacerbación asma (6-18) - "Pooled Estimate" 2 Estudios	25,000	
		LRS (7-14) - (Schwartz and Neas, 2000)	7,000	
		URS (9-11) - (Pope et al., 1991)	10,000	
		Restricción actividad	Días de trabajo perdidos (18-65) - (Ostro, 1987)	48,000
			Días de restricción de actividad menor (18-65) - (Ostro & Rothschild, 1989)	280,000

Fuente: (US-EPA, 2015a)

Tabla 3-11 Otros efectos identificados y no cuantificados

Categoría Impacto	Tipo Efecto	Contaminante	Efecto
Salud	Mortalidad Prematura	VOC (precursor)	Mortalidad prematura
	Enfermedad Crónica	MP2.5	Bronquitis crónica (26-99)
			Cáncer
	Acciones Medicas		Visita Emergencia, cardiovascular
	Otros médicos		Efectos reproductivos y de desarrollo
			Otros efectos, cardiovascular
			Otros efectos, respiratorio
			VOC (precursor)
		Otros efectos, respiratorio	
Bienestar		MP2.5	Visibilidad
		BC	Cambio climático
		VOC (precursor)	Ecosistemas
			Visibilidad

Fuente: (US-EPA, 2015b)

3.1.5 EEUU - 2011 – Calderas

La EPA promulgó dos normas de emisión diferenciadas para calderas, una para las grandes fuentes, las cuales deben alcanzar niveles que reflejen las máximas tecnologías de control alcanzables (MACT), mientras que para las calderas industriales, comerciales e institucionales (ICI) se diferencia entre las emisiones de mercurio y materia orgánica particulada, las cuales deben alcanzar un nivel equivalente a MACT. Para la emisión de otros contaminantes atmosféricos se utilizan estándares equivalentes a las tecnologías de control generalmente disponibles (GACT³¹). Ambas normas son analizadas en conjunto en el RIA de la norma de emisión para calderas ICI y procesos de combustión (US-EPA, 2011)³².

Luego de establecer los mecanismos de control esperados, la EPA estima que las reducciones de emisión de las grandes fuentes que deben alcanzar un nivel equivalente a MACT en el 2014 son de: 29 mil ton/año de MP, 440 mil ton/año de SO₂, 112 mil ton/año de HCl, 820 ton de HF, 2,800 libras/año de mercurio, 2,700 ton/año de otros metales y 23 gramos de dioxinas/furanos (TEQ). Mientras que para las otras calderas estima reducciones de: 678 ton/año de MP2.5, 3,200 ton/año de SO₂, 1,100 ton/año de CO, 340 ton/año, 8 ton/año de HF, 90 libras/año de mercurio, 320 ton/año de otros metales y menos de 1 gramos/año de dioxinas y furanos (TEQ) (US-EPA, 2011).

Los beneficios cuantificados y valorizados corresponden a los casos evitados de mortalidad prematura y morbilidad, asociados a la disminución de la exposición a MP2.5 y Ozono. Las reducciones de las emisiones de MP2.5 responden no sólo a las restricciones específicas de MP,

³¹ GACT: *General Available Control Technology*

³² Si bien existe una revisión de los resultados finales en vista de nuevas fuentes de emisión y los ajustes finales de la norma (US-EPA, 2012b), estos se basan en la metodología y descripciones realizadas en el RIA desarrollado en el año 2011.

sino que también contabiliza las emisiones evitadas como co-beneficios de la norma impuesta a otros contaminantes, como las reducciones de las emisiones de SO₂. Las reducciones de ozono contabilizadas provienen de la reducción de las emisiones de VOC como precursores.

Si bien no se cuantifican ni valorizan los beneficios asociados a otros contaminantes, esto no implica que no existan otros beneficios. A modo de ejemplo, varios de los contaminantes cuyas emisiones serán reducidas como consecuencia de la aplicación de la norma, son conocidos por ser, o probablemente ser, cancerígenos para el ser humano. De esta forma la norma tendría como beneficio la reducción del riesgo de cáncer (US-EPA, 2011). Asimismo, también se cuenta con una serie de beneficios en el bienestar por la reducción de la emisión de contaminantes atmosféricos, los cuales tampoco son cuantificados, limitándose a dar una descripción cualitativa.

La metodología se basa en un método de “función de daño”, que resulta de una simplificación del método de impacto de análisis. En este método se estiman beneficios unitarios por tonelada reducida para cada contaminante primario, lo anterior se realiza según los impactos del MP2.5 en la salud humana para los contaminantes primarios MP2.5 y SO₂, así como también los impactos del ozono en la salud para los VOC emitidos. Este RIA es previo al RIA de la revisión de la norma de MP en el año 2012. De esta forma gran parte de las CRF corresponden a los utilizados en el RIA de MP anterior (US-EPA, 2006), sin embargo, considera actualizaciones realizadas durante el RIA del reglamento para el transporte federal (US EPA, 2010).

Tabla 3-12 Beneficios por toneladas evitadas en grandes calderas [USD2008/ton]

Contaminante	Tasa de descuento= 3%		Tasa de descuento= 7%	
	(C.A. Pope et al., 2002)	(Laden et al., 2006)	(C.A. Pope et al., 2002)	(Laden et al., 2006)
MP2.5	72,000	180,000	65,000	160,000
SO₂	46,000	110,000	42,000	100,000

Fuente: (US-EPA, 2011)

Los beneficios son valorizados para un año, mediante el uso del VVE para las muertes, y una metodología COI para los efectos de morbilidad. El valor de la vida estadística coincide con el valor utilizado en todos los estudios de EEUU presentados en el presente informe, siendo estimado para el año de comparación (2014), en base a las proyecciones esperadas, en 9.1 millones de USD2008.

Para la norma aplicable a grandes calderas, los beneficios totales se estiman entre 22,000 y 54,000 millones de USD2008 (con tasa de 3%) o entre 20,000 y 49,000 millones de USD 2008 (con tasa de 7%). Los beneficios asociados a la disminución de las emisiones de VOC, y la consiguiente disminución de la exposición a ozono, están entre los 3.3 y 15 millones de USD2008.

Para las calderas ICI de tamaño no mayor, se observan reducciones significativamente menores, que se traducen en menores beneficios. Los beneficios esperados de dichas reducciones alcanzan entre 210 y 520 millones de USD2008 (con tasa de 3%) o entre 190 y 470 millones de USD2008

(con tasa de 7%). Para la norma de calderas más pequeñas no se calcula el impacto de las reducciones de ozono, pues presumiblemente es bastante menor.

Los casos evitados en base a las CRF presentadas en el (US EPA, 2010) son presentadas con el fin de dar un orden de magnitud de la cuantificación de los beneficios, los cuales se sintetizan en la Tabla 3-13.

Tabla 3-13 Estimación de casos evitados por efecto de NESHAP para grandes calderas

Tipo Efecto	Cont.	Efecto	Casos Grandes calderas	Casos Otras calderas ^a		
Mortalidad prematura	MP2.5	Mortalidad (adultos) - (C.A. Pope et al., 2002) - (Laden et al., 2006)	2,500 6,500	24 61		
		Mortalidad (<1) - (Woodruff et al., 2006)	10	0		
		O3	Mortalidad (todos) - (Bell, Mcdermott, Zeger, & Samet, 2004) - (Joel Schwartz, 2005) - (Huang, Dominici, & Bell, 2005) - (Bell, Dominici, & Samet, 2005) - (Kazuhiko Ito, De Leon, & Lippmann, 2005) - (Levy, Chemerynski, & Sarnat, 2005)	0 1 1 1 2 2	-	
	Acciones Medicas		MP2.5	Bronquitis crónica (+27) - (Abbey et al., 1995)	1600	17
				Ataque corazón no fatal (+18) - (Peters et al., 2001)	4,000	40
				Admisión hospitalaria, respiratorio (todos) - "Pooled Estimate" 5 Estudios	610	6
				Admisión hospitalaria, cardiovascular (+18) - "Pooled Estimate" 3 Estudios	1300	13
		Visita emergencia, respiratorio (<18) - (Norris et al., 1999)		2,400	21	
Bronquitis aguda (8-12) - (Dockery et al., 1996)		3,700		38		
Exacerbación asma (6-18) - "Pooled Estimate" 2 Estudios		41,000		420		
LRS (7-14) - (Schwartz and Neas, 2000)		44,000		460		
URS (9-11) - (Pope et al., 1991)		34,000		350		
O3		Admisión hospitalaria, adulto respiratorio - "Pooled Estimate" 5 Estudios	3	-		
	Admisión hospitalaria, infante respiratorio - (Burnett et al., 2001)	2				
	Visita emergencia, respiratorio - "Pooled Estimate" 2 Estudios	2				
Restricción actividad	MP2.5	Días de trabajo perdidos (18-65) - (Ostro, 1987)	310,000	3,200		
		Días de restricción de actividad menor (18-65) - (Ostro & Rothschild, 1989)	1,900,000	19,000		
	O3	Días de escuela perdidos (5-17) - "Pooled Estimate" 2 Estudios	810	-		
		Días de restricción de actividad menor (18-65) - (Ostro & Rothschild, 1989)	2,300			

a. Para la norma de calderas ICI no mayores, no se cuantifican los efectos asociados al ozono.

Fuente: (US-EPA, 2011)

Los costos estimados para las grandes calderas están en torno a los 1,500 millones de USD2008, mientras que para las otras calderas se estima que los costos alcanzan los 490 millones de USD2008. Esto se traduce en beneficios netos esperados de entre 20,500 y 52,500 millones de USD2008 a 3% entre 18,500 y 47,500 millones de USD2008 a 7%, para la norma de grandes calderas³³, mientras que para las otras calderas los beneficios netos valorizado están entre los -280 y 30 millones de USD2008 a una tasa de 3% y entre -300 y -20 millones de USD2008 para una tasa de 7%. Se destaca, sin embargo, que hay múltiples otros efectos no valorizados. Los cuales se presentan en la siguiente tabla:

Tabla 3-14 Otros efectos identificados y no cuantificados

Categoría Impacto	Tipo Efecto	Contaminante	Efecto
Salud	Mortalidad prematura	Ozono	Mortalidad prematura
		SO2	Mortalidad prematura
	Acciones médicas	MP2.5	Admisión hospitalaria, cardiovascular
			Exposición a UVb
		Ozono	Visita emergencia, respiratorio
			Exposición a UVb
		SO2	Admisión hospitalaria, respiratorio
			Exacerbación de asma
	Otros médicos	Hg	Visita emergencia, respiratorio
			Otros efectos, respiratorios
			Otros efectos, respiratorios
			Otros efectos, respiratorios
			Daño mercurio, cardiovascular
			Problemas de aprendizaje
			Problemas reproductivos
			Retraso en desarrollo
Bienestar	Bienestar	MP2.5	Desorden neurológico
			Aumento en la metilación de mercurio
			Cambio climático
		Ozono	Daño material, infraestructura
			Visibilidad
		SO2	Ecosistema
		Hg	Ecosistema, acidificación
			Ecosistema, animales y aves
			Ecosistema, pesca

Fuente: Elaboración propia en base a (US-EPA, 2011)

³³ La revisión realizada un año después del RIA estima que los beneficios netos están entre 23,000 y 59,000 millones de USD2008 para una tasa de 7%, o entre 26,000 y 65,000 millones de USD2008, para una tasa de 3% (US-EPA, 2012b).

3.1.6 Reino Unido – 2015 – MP y NO_x

El departamento para asuntos de medio ambiente, alimento y ruralidad de Gran Bretaña (DEFRA, por sus siglas en inglés³⁴) elaboró una guía metodológica para la valoración de cambios en la calidad del aire (DEFRA, 2013). Esta guía es utilizada para la evaluación económica y social de regulaciones con incidencia en la calidad del aire. En ella se reconocen cuatro tipos de efectos (DEFRA, 2013):

1. **Salud:** Mortalidad y morbilidad
2. **Amenidad:** Satisfacción de las personas
3. **Productividad:** Detrimento de capital humano y natural
4. **Ecosistemas:** Efectos en el medio ambiente

Al respecto, el DEFRA (2013) comenta que los efectos en salud han sido los más estudiados y valorados, por lo que están incluidos como el núcleo de los beneficios en la guía. Por su parte, los efectos en amenidad no tienen gran relevancia al no ser detectables en concentraciones ambientales normales, mientras que la cuantificación de efectos en productividad y ecosistemas sigue en periodo de estudio.

En la guía se da la recomendación de proyectar los niveles de concentración ambiental a futuro, para evaluar el impacto a futuro de la aplicación de medidas de mitigación. Para esto se pueden utilizar técnicas de tendencias y estadística o utilizar proyecciones de las emisiones en base a crecimientos del nivel de actividad por sector (DEFRA, 2013).

En Reino Unido se utilizan típicamente dos metodologías para la evaluación del efecto en salud de la calidad del aire: Costos de daño (*Damage Cost*) y Evaluación de impacto (*Impact Pathway*) (DEFRA, 2013). La evaluación de impacto implica consecutivamente estimar las emisiones del escenario base y regulatorio, su implicancia en términos de concentración ambiental, evaluación de efectos a la salud usando funciones concentración-respuesta y finalmente valoración de los efectos calculados. La metodología de costos de daño considera utilizar costos unitarios, previamente calculados en base a evaluaciones de impacto, por tonelada de contaminante emitido. Dependiendo del nivel de sofisticación de los antecedentes y metodologías, estos costos pueden depender de la ubicación geográfica y del tipo de fuente emisora.

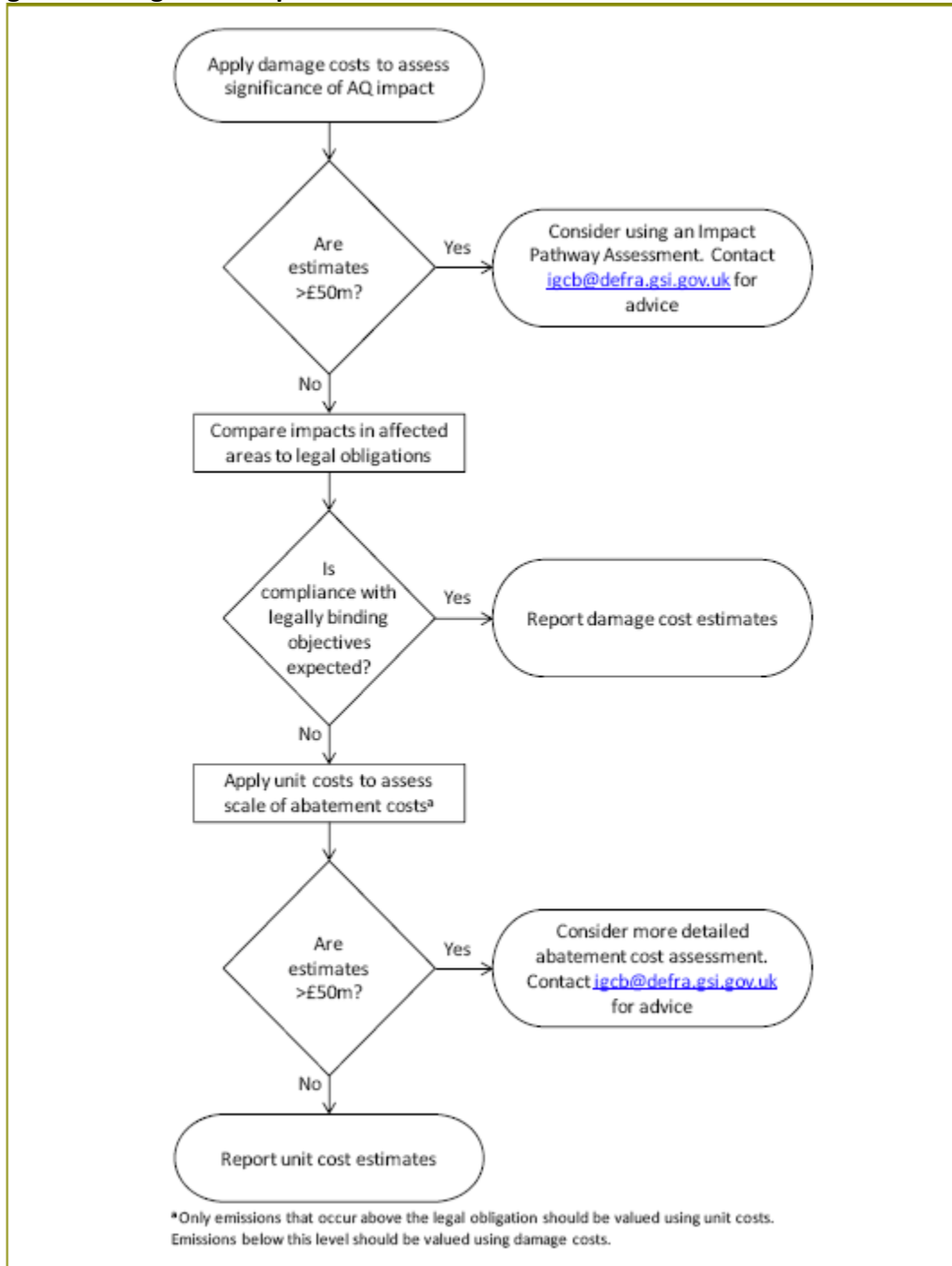
Si bien la evaluación de impacto permite estimar con mayor confiabilidad el impacto de la calidad del aire, requiere de un mayor uso de recursos y tiempo. Por su parte la ventaja principal de la metodología de costos de daño es que permite estimar los efectos de la calidad del aire, siendo bastante menos intensiva en el uso de recursos. La Figura 3-4 presenta un diagrama de proceso que indica cuando utilizar cada metodología en Reino Unido. Para localidades con costos o beneficios estimados en la calidad del aire menores a 50 millones de libras esterlinas³⁵, se

³⁴ DEFRA: *Department for Environment Food & Rural Affairs*

³⁵ Se deben calcular a priori utilizando la metodología costos de daño (ver Figura 3-4)

recomienda utilizar la metodología costos de daño, en caso contrario se debe realizar una evaluación de impacto con mayor detalle.

Figura 3-4 Diagrama del proceso de evaluación de la calidad del aire en Reino Unido



Fuente: (DEFRA, 2013)

Para la mortalidad prematura asociada al MP2.5, la guía recomienda utilizar el coeficiente de mortalidad del estudio de Pope et al. (2002), correspondiente a un aumento en el riesgo relativo de 6% por 10 ug/m³.

Estas recomendaciones fueron utilizadas para evaluar un plan de regulación para Londres, cuyo objetivo era disminuir en 10% las emisiones (Walton et al., 2015). En esta evaluación de impacto se cuantifica además el impacto en mortalidad de largo plazo asociada a la exposición de NO₂, utilizando un aumento en el riesgo relativo del 3.9% por 10 ug/m³ NO₂. Este coeficiente se obtiene del recomendado por la WHO (2013b) a partir del estudio de Hoek et al. (2013) (5.5%) y considerando el 30% de efectos sobrepuestos con el MP2.5. Así, el único efecto evaluado en este estudio para NO₂ corresponde a la mortalidad prematura.

Cabe destacar que al momento de valorizar, Walton et al. (2015) optan por estimar de forma independiente también la mortalidad de corto plazo asociada a la exposición de NO₂, entregando de esta forma un rango de beneficios esperados que consideran en su límite inferior los efectos asociados al MP2.5 y mortalidad de corto plazo de NO₂, y en su límite superior los efectos asociados al MP2.5 y la mortalidad de largo plazo de NO₂. Las muertes estadísticas de corto y largo plazo no son aditivas, pues las de largo plazo contienen a las de corto plazo (Walton et al., 2015).

La metodología utilizada para estimar los efectos en salud de la contaminación en Londres (Walton et al., 2015) utiliza el aumento porcentual en riesgo relativo por cada 10 ug/m³ y el cambio en concentración. La concentración se calcula como el promedio ponderado de cada zona³⁶ por el total de habitantes en ella. El riesgo relativo se debe ajustar para utilizar la concentración ponderada:

$$RR(C) = RR_{estudio}^{C/10}$$

Donde:

- RR(C): Riesgo relativo ajustado
- RR_{estudio}: Riesgo relativo obtenido de algún estudio, y expresado por 10 ug/m³
- C: Concentración promedio ponderada por el total de habitantes

Luego se calcula la fracción atribuible:

$$AR = \frac{RR - 1}{RR}$$

Luego, en base a la desagregación espacial de las tasas de incidencia, se calculan las muertes adicionales por contaminación multiplicando la tasa de incidencia por la fracción atribuible.

³⁶ Londres se dividió en 25,053 zonas en las cuales se utilizó la concentración ambiental modelada en LAEI2000 (información disponible en: <https://data.london.gov.uk/dataset/london-atmospheric-emissions-inventory-2010>)

Una vez calculadas las muertes atribuibles a la concentración ambiental, se calcula el total de años de vida perdidos³⁷ de manera similar al RIA de MP de la EPA (2012a) (ver Sección 3.1.2). La esperanza de vida se trabaja desagregada por grupo etario y por sexo. De forma adicional a la mortalidad, se calcula efectos de morbilidad para MP2.5, en específico se consideran las admisiones hospitalarias respiratorias y cardiovasculares, sin especificar causas específicas.

Una métrica interesante que se calculó en este estudio fue el aumento en la esperanza de vida al reducir la concentración ambiental en 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Para esto se utilizó la recomendación de la EPA para considerar el retraso (*lag*) de las muertes ocurridas, con un 30% de ellas el primer año, 50% entre los años 2-5 y el 20% restante hasta 20 años después. (US-EPA-SAB, 2004).

En este estudio también se realizó un análisis de atribución de muertes y acciones hospitalarias a las siguientes fuentes de emisión: fuentes móviles y fuentes fijas. Para esto se contaba con la concentración ambiental atribuible a cada fuente, considerando también una fracción no atribuible a ninguna (de estas dos fuentes).

Para la valoración de los efectos en salud se utilizaron los valores recomendados en la guía de la DEFRA (2013), actualizados a precios actuales³⁸ (Walton et al., 2015). Al evaluar los beneficios a largo plazo, es importante considerar la temporalidad de estos. Se utilizaron los siguientes supuestos (Walton et al., 2015):

- Se considera la esperanza de vida de cada grupo etario como horizonte temporal
- Valoración de efectos a la salud crece 2% al año, bajo el supuesto que la disposición a pagar por salud aumenta junto al crecimiento económico
- Efectos ocurridos en el futuro deben traerse al presente utilizando las tasas de descuento decrecientes propuestas en el *Green Book* del HMT³⁹ (HMT, 2011, n. Tabla 6.1).

En el trabajo de Walton et al. (2015), también se desprenden funciones de daño unitarias para utilizar. Estas funciones distinguen dos tipos de costo por toneladas: “*core*” y “*expanded*”. La primera considera los costos que resultan de la estimación de los efectos principales y con mayor evidencia científica de sustento. Para el caso del MP2.5 se consideran la mortalidad prematura y las admisiones hospitalarias por causas respiratorias y cardiovasculares, sin especificar causas específicas. Para NO_x se considera la mortalidad de corto plazo. Los costos expandidos consideran las restricciones de actividad⁴⁰ asociadas a la exposición de MP2.5, mientras que para NO_x se considera la mortalidad prematura asociada a la exposición de largo plazo, considerando la sobreposición del 30% de las muertes estadísticas con las muertes estadísticas asociadas al MP2.5, y descontando también las muertes prematuras de corto plazo para evitar el doble conteo con los costos por toneladas “*core*”.

³⁷ Los años de vida perdidos se utiliza como resultado principal de la evaluación, junto con las muertes a “edad típica”

³⁸ Los precios utilizados para cada efecto se presentan en el anexo 7 de (Walton et al., 2015)

³⁹ HMT: *Her Majesty's Treasury*. Departamento de economía y finanzas de REINO UNIDO.

⁴⁰ Cuidan de no considerar los días de hospitalización, para evitar doble conteos

3.1.7 Australia – 2013 – MP

El *National Environment Protection Council* (NEPC) es el organismo australiano que se crea en 1994, con el fin de generar medidas nacionales de protección ambiental⁴¹, y evaluar y reportar la efectividad de la implementación de dichas medidas. En el año 2013 se preparó para el NEPC un proyecto cuyo objetivo es proveer una evaluación económica de cumplir con diferentes estándares de MP, incluyendo los estándares actuales (Marsden Jacob Associates, 2013a). El estudio va en línea con las recomendaciones realizadas por la NEPC de actualizar los límites establecidos en el plan nacional de aire limpio, permitiendo explorar los beneficios y costos asociados a distintos niveles de norma.

El análisis considera la norma anual y diaria para MP10 y MP2.5 para tres estándares distintos (ver Tabla 3-15). En torno a la modelación de estos escenarios se desarrolla la investigación que busca responder las siguientes preguntas:

- ¿Cuál es el total de reducción de emisiones de MP necesarias para alcanzar los distintos estándares de calidad del aire?
- ¿Cuáles son las medidas de abatimiento posibles a nivel nacional?
- ¿Cuáles son los efectos en emisiones y calidad del aire de implementar todas las medidas posibles?
- ¿Cuál es el beneficio económico neto de cumplir con los distintos estándares de calidad del aire?
- ¿Cuál es el beneficio económico neto de implementar todas las medidas de abatimiento posibles?
- ¿Cuál es el beneficio económico neto de implementar todas las medidas de abatimiento económicamente rentables?
- ¿Qué reducciones de MP son necesarias para alcanzar las metas de reducción de la exposición?
- ¿Cuál es el beneficio de salud monetizado de implementar un nuevo marco para el plan de aire limpio basado en la reducción de la exposición de MP?

⁴¹ Incluye normas de calidad atmosférica.

Tabla 3-15 Estándar hipotéticos de calidad del aire evaluados [ug/m3]

Contaminante	Norma	Concentración ^a
MP10	Anual ^b	20
		16
		12
	Diaria (se puede superar 5 veces)	50
		40
		30
MP2.5	Anual	10
		8
		6
	Diaria (percentil 98)	25
		20
		15

a. En **negrita** se presentan los actuales niveles considerados en la norma.

b. MP10 sólo tiene norma diaria.

Fuente: (Marsden Jacob Associates, 2013a)

El estudio se enfoca exclusivamente en la emisión primaria de MP, dada las dificultades metodológicas de incluir las emisiones de contaminantes precursores dentro del modelo utilizado. Por lo demás se argumenta que al utilizar un enfoque de menor-costos para la selección de medidas, las seleccionadas serían en su mayoría medidas atinentes a fuentes primarias de MP, esto de acuerdo al RIA del MP desarrollado en EEUU (US-EPA, 2012a).

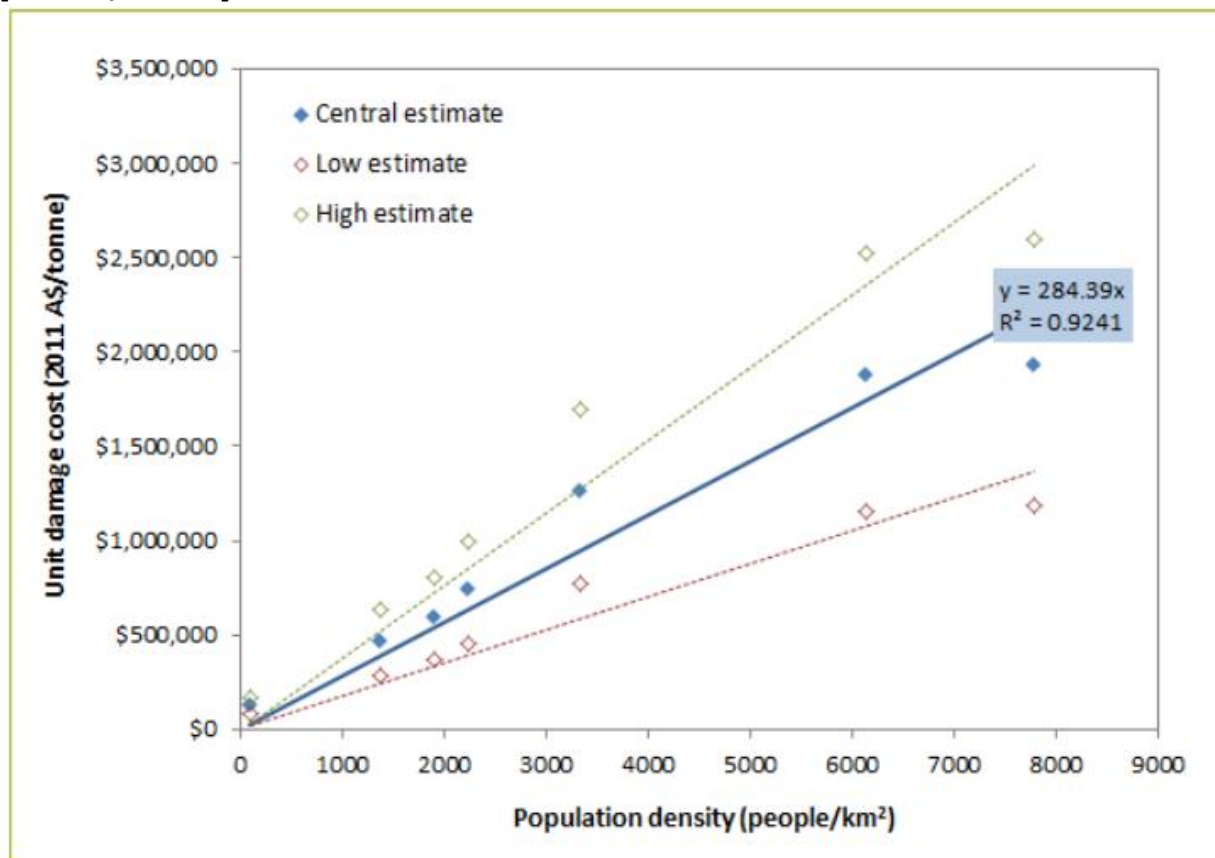
Si bien reconoce que una metodología basada en la evaluación de impacto ⁴² es más recomendable para monetizar los impactos de la regulación, por su uso detallado de información local, opta por utilizar una metodología basada en funciones de daño. Para ello se argumenta que cada paso de la evaluación de impacto está sujeta a una alta incertidumbre, además de ser intensiva en el uso de información. La función de daño es generalmente derivada de una evaluación de impacto, pero es generalizada para simplificar su uso (Marsden Jacob Associates, 2013a).

La función de daño a utilizar se obtiene desde los resultados de los costos por daño de la calidad del aire para el Reino Unido del año 2012, publicados por DEFRA. Del análisis de estos datos se generan funciones de daño en base a la densidad poblacional, transfiriendo los costos de la contaminación⁴³ de Reino Unido a Australia, considerando la diferencia en el valor del año de vida (NSW EPA, 2013). La función de daño se obtiene a partir de la relación entre los costos por daño y la densidad poblacional, tal como se puede observar en la Figura 3-5.

⁴² Referida como *Impact Pathway*

⁴³ Alternativamente se pueden considerar como los beneficios de la reducción

Figura 3-5 Densidad poblacional [hab/km²] vs Costos de daño de PM2.5 primaria [A\$2011/tPM2.5]



Fuente: (NSW EPA, 2013)

El uso de una función de daño basado en datos de otro país conlleva una serie de supuestos importantes respecto a la validez de esta información para Australia. Al respecto NSW-EPA (2013) destaca:

- Incertidumbre respecto al uso de las CRF en Australia
- Las funciones de daños utilizan las tasas de incidencia de Reino Unido, es probable que las tasas de incidencia base sean diferentes por múltiples razones: estado de salud, esperanza de vida, incidencia de fumadores, etc.
- La función de daño considera inherentemente datos de Reino Unido, tales como la relación entre la ubicación de las fuentes y la población, características geográficas y meteorológicas

Asimismo, también destaca que la función de daño sólo considera determinados impactos (mortalidad y morbilidad por admisiones hospitalarias respiratorias y cardiovasculares por exposición aguda), sin considerar una serie de otros efectos que podrían resultar relevantes. Al respecto, NSW-EPA (2013) identifica los siguientes efectos no considerados:

- Efectos en ecosistemas (por acidificación y eutrofización)
- Impactos de contaminación transfronteriza
- Efectos en edificaciones culturales o históricas
- Potencial de morbilidad adicional por exposición aguda a MP
- Potencial de mortalidad adicional en niños por exposición aguda a MP
- Potenciales efectos de morbilidad por exposición crónica (largo plazo) a MP y otros contaminantes
- Efectos por exposición al ozono, incluyendo tanto impactos en salud como en bienestar
- Cambios en visibilidad
- Efectos macroeconómicos por reducción en el rendimiento de cultivos y daño a edificaciones

Cabe destacar que la función de daño se basa en el valor de los años de vida (VOLY⁴⁴) en lugar del valor de la vida estadística. Es decir, el daño es calculado a partir de los años de vida perdidos y no a partir de las vidas perdidas. En el caso australiano el VOLY se estiman en \$288,911 [A\$2011], el cual se puede estimar desde el valor de la vida estadística de 6 millones [A\$2006] considerando una tasa de descuento de 3% y una esperanza de vida restante promedio de 40 años (Marsden Jacob Associates, 2013a).

Dado que la función de daño es dependiente de la densidad poblacional, el criterio que se considera para limitar el área de interés resulta relevante. Por ejemplo, si una ciudad se limita por su límite urbano se espera que tenga una densidad poblacional mayor a si se limita por algún sistema de regionalización política, donde la misma población se distribuye en una superficie mayor. Para evitar esta discrecionalidad la NSW EPA (2013) calcula la densidad poblacional para las principales urbes australianas utilizando criterios uniformes para determinar la población y superficie de cada una de ellas y, por consiguiente, recomendando valores de daño unitarios para cada una de ellas. De esta forma una zona con alta densidad tendrá un daño unitario mayor que un área de baja densidad, lo anterior se puede observar en la Tabla 3-16.

Tabla 3-16 Ejemplo del rango de daño unitario según densidad

Área	Superficie [km ²]	Población [hab]	Densidad [hab/km ²]	Daño unitario [A\$2011/ton]
Sydney	4,064	4,028,525	991	280,000
Melbourne	5,679	3,847,567	677	190,000
Perth	3,367	1,670,952	496	140,000
Not significant Urban Area – South Australia	980,973	264,882	0.3	76

Fuente: Datos desde (NSW EPA, 2013)

⁴⁴ Value of Life Year

En el análisis para la NEPC (Marsden Jacob Associates, 2013a), se utilizan estos mismos valores para evaluar las diferentes alternativas. Los beneficios estimados mediante esta metodología alcanzan un total de 34.5 billones [A\$2011]⁴⁵, destacando que solamente una parte de las reducciones necesarias es posible de alcanzar con las medidas planteadas. Los beneficios de las medidas posibles planteadas alcanzan 17.2 billones [A\$2011] con un costo de 6.5 billones [A\$2011]. Los beneficios restantes serían cumplidos con medidas adicionales que hagan los estados de forma independiente para alcanzar los estándares.

A modo de verificación de estos resultados se desarrolla una evaluación de impacto simplificada, cuyos detalles se presentan en el volumen 2 del estudio (Marsden Jacob Associates, 2013b). Esta metodología se implementa en doce locaciones comparables con locaciones analizadas bajo la metodología en base a función de daño. Los efectos, el coeficiente y su referencia base se presenta en la Tabla 3-17.

Tabla 3-17 CRF por contaminante y efecto utilizado en Australia

Tipo Efecto	Contaminante	Efecto	Coeficiente (β)	Referencia
Mortalidad prematura por exposición largo plazo	MP10	Mortalidad, todas las causas (30+)	0.004	(C Arden Pope et al., 1995)
	MP2.5	Mortalidad, todas las causas (30+)	0.006	(Krewski et al., 2009)
Morbilidad por exposición aguda ^a	MP10	HA – Respiratoria (0-1)	0.003	(Environment Protection and Heritage Council, 2005)
		HA – Respiratoria (15-64)	0.003	
		HA – Respiratoria (65+)	0.003	
		HA – Cardiac Disease (65+)	0.0019	
		ER – Asma (1-14)	0.002	(Jalaludin, Khalaj, Sheppard, & Morgan, 2008)
	MP2.5	HA – Respiratoria (0-1)	0.006	(Environment Protection and Heritage Council, 2005)
		HA – Respiratoria (15-64)	0.003	
		HA – Respiratoria (65+)	0.004	
		HA – Cardiovascular Disease (65+)	0.003	
		ER – Asma (1-14)	0.0015	(Jalaludin et al., 2008)

a. La estimación de casos asociados a morbilidad sólo se realiza para NSW. Para el resto de los estados sólo se calculan los casos de mortalidad.

Fuente: (Marsden Jacob Associates, 2013b)

⁴⁵ Evaluados a 25 años, hasta el 2036, con una tasa de descuento de 7%.

Se observa que mientras que para los efectos de mortalidad se usan referencias internacionales basadas en estudios desarrollados en EEUU, para los impactos en morbilidad se consideran estudios locales. La valorización de los impactos considera un valor de la vida estadística derivado de un meta-análisis de estudios locales desarrollados entre el 2008 y el 2011. Por su parte el costo de morbilidad es desarrollado a partir de estudios locales, considerando no sólo el costo de tratamiento, sino que agregando el costo por productividad perdida y la pérdida de calidad de vida por morbilidad. El resumen de los valores utilizados se presenta en la Tabla 3-18.

Tabla 3-18 Costos por efecto utilizados para reporte de NEPC [A\$2011]

Efecto	Costo hospitalización		Costo Productividad		Costo Calidad de vida		Costo Total		
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Mediana
Mortalidad ^a	-	-	-	-	-	-	3.7	8.1	6.0
Asma ER	345	2,760	-	-	6	364	351	3,124	1,738
CV (65+)	2,898	7,038	317	770	296	719	3,194	7,757	5,475
Cardiac	5,382	11,454	589	1,253	550	2,596	6,226	14,676	9,991
Respiratoria (<15, 65+)	3,450	6,900	-	-	326	649	3,775	7,549	5,662
Respiratoria (15-64)	3,450	6,900	378	755	325	649	4,152	8,304	6,228
BRO (65+)	5,796	11,040	634	1,208	439	2,363	6,235	13,403	9,819

a. En millones de [A\$2006]

Fuente: (Marsden Jacob Associates, 2013b)

En base a los antecedentes anteriores se desarrolló el análisis siguiendo la metodología por análisis de impacto, obteniéndose beneficios en promedio 50% mayor. De acuerdo a los consultores del estudio, esta diferencia se encuentra dentro de un margen razonable, destacando que confirmaría la hipótesis de que el costo estimado por función de daño representa un supuesto conservador en cuanto a los beneficios por salud.

En la Tabla 3-19 se presentan los resultados para el año 2036 de las reducciones, observándose tanto la comparación entre ambos métodos (coincide con la mayor diferencia regional), como el peso relativo de cada uno de los efectos. Se observa que aun considerando los costos de productividad perdida y de la disminución de calidad de vida, los beneficios de morbilidad son significativamente menores que los beneficios asociados a la mortalidad evitada.

Tabla 3-19 Beneficios valorizados para NSW 2036 y comparación con método por función de daño [Miles de A\$2011]

Tipo efecto	Efecto	Casos evitados	Beneficios valorizados	Distribución
Morbilidad por exposición aguda	HA – Respiratoria (0-1)	17.8	101	0.00%
	HA – Respiratoria (15-64)	18.2	114	0.00%
	HA – Respiratoria (65+)	45.9	260	0.01%
	HA – Cardiovascular Disease (65+)	83.4	456	0.01%
	ER – Asma (1-14)	3.3	6	0.00%
	HA – Cardiac Disease (65+)	54.7	547	0.02%
Mortalidad prematura	Crónica	303.8	3,392,434	99.96%
Total usando análisis de impacto, sin ajuste de población			3,393,918	100%
Total usando análisis de impacto, con ajuste de población			2,245,472	
Total usando función de daño			945,844	

Fuente: (Marsden Jacob Associates, 2013a)

3.1.8 México – 2014 – MP2.5

México cuenta con un programa de gestión de la calidad del aire, llamado “Programa para mejorar la calidad del aire de la Zona Metropolitana del Valle de México” (ProAire). Los instrumentos de gestión ambiental ProAire establecen medidas a corto, mediano y largo plazo para mejorar la calidad del aire en una determinada región⁴⁶.

El programa ProAire 2002-2010 de la zona metropolitana del valle de México generó un estudio de evaluación y seguimiento (Mugica, Figueroa, & Hernández, 2010). En este estudio se estimaron beneficios en salud del programa de mejoramiento en la calidad del aire del MP10 y ozono. Para la evaluación del impacto en salud se solicitó el desarrollo de un estudio que determinara el estado actual de conocimiento sobre efecto en salud asociados a la calidad del aire, el cual fue elaborado por Riojas et al. (2009). El impacto en salud del programa ProAire 2011-2020 se desarrolló en base a los resultados y metodología propuesta en el estudio de Riojas et al. (2009).

La guía para la elaboración de programas ProAire (SEMARNAT, 2015) propone la utilización del modelo BenMAP para la estimación de impactos económicos y en salud de la exposición a la contaminación atmosférica.

El estudio más reciente de evaluación de impacto en salud por contaminación atmosférica en México fue realizado también por (Riojas, Álamo, Texcalac, & Romieu, 2014). En este estudio se realiza una evaluación de impacto con los siguientes pasos:

1. Modelar un escenario de reducción de la contaminación atmosférica
2. Identificación de la población expuesta y el escenario base

⁴⁶ Obtenido de: <https://www.gob.mx/semarnat/acciones-y-programas/programas-de-gestion-para-mejorar-la-calidad-del-aire>

3. Seleccionar las funciones concentración-respuesta
4. Estimación de los impactos en salud

Se evaluaron los efectos en salud del MP₁₀ y O₃, considerando tres niveles de contaminación anual para cada uno (Riojas et al., 2014):

- PM₁₀:
 - 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, de acuerdo a lo recomendado por la WHO
 - 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, de acuerdo a lo recomendado por la unión europea
 - 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, que corresponde a la norma de México Federal
- O₃:
 - 0.05 ppm
 - 0.06 ppm
 - 5% de reducción del promedio anual del año 2005

Similar a la metodología empleada en Reino Unido (ver Sección 3.1.6), se intersectaron espacialmente mapas de población con mapas de concentración anual, y para cada zona de interés se obtuvo la concentración promedio ponderada por la cantidad de habitantes⁴⁷.

Para la estimación de los impactos en salud utilizan un modelo log-lineal en base a los coeficientes de concentración-respuesta. Para estimar los efectos en mortalidad corto plazo del MP₁₀ y O₃ utilizan los coeficientes presentados en el estudio de ESCALA⁴⁸ (Romieu et al., 2012).

Se reportan resultados de mortalidad a corto plazo para los siguientes efectos:

- Todas las causas
- Cardiopulmonar
- Respiratorio
- Cardiovascular
- Cerebrovascular

En la publicación en el diario oficial de las normas de MP (DOF, 2014b) y ozono (DOF, 2014a) se hace referencia al impacto en salud cuantificado en el estudio de Riojas et al. (2009). En particular, en el estudio se establece que un límite de 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (promedio anual) del MP₁₀ evitaría 1,038 defunciones al año (Riojas et al., 2009). Este límite corresponde al establecido en la norma de MP₁₀ para el promedio anual (DOF, 2014b).

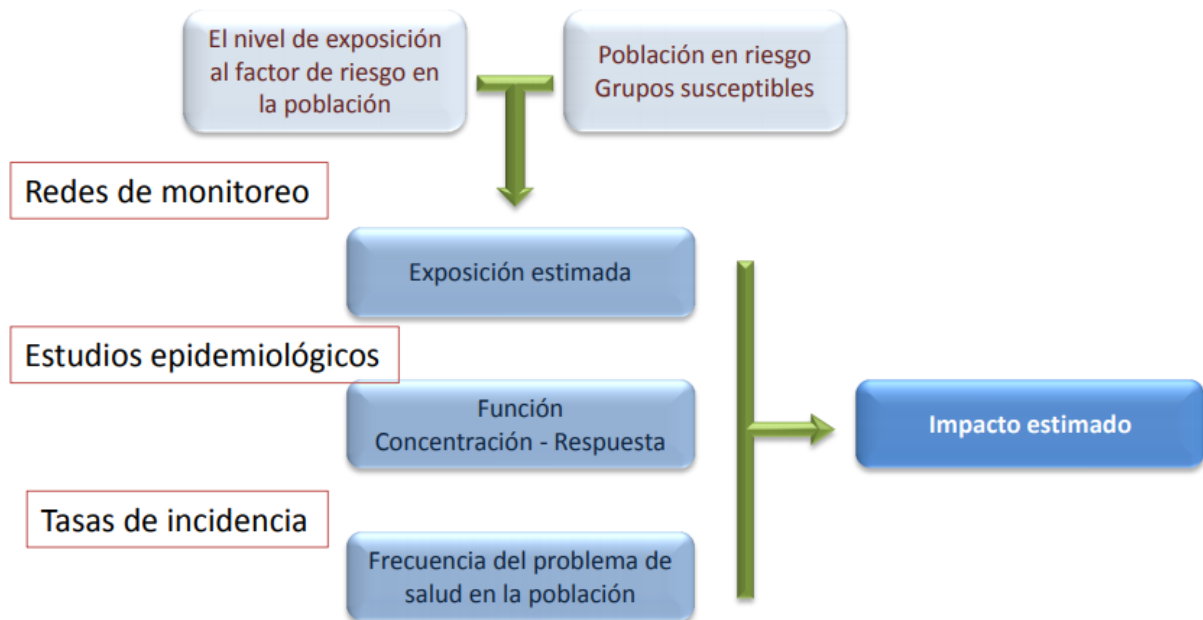
En el marco del foro de Contaminación Atmosférica y Salud en la Zona Metropolitana del Valle de México, Riojas expuso la metodología para evaluar impactos en salud en México (Riojas,

⁴⁷ Dado que los “polígonos” de cada mapa no coinciden espacialmente entre sí, se deben agregar en “polígonos” comunes.

⁴⁸ ESCALA: Estudio de Salud y Contaminación del Aire en Latinoamérica

2016), como se presenta en la Figura 3-6. Esta metodología es similar a la empleada en otros países, la cual evalúa los impactos en salud mediante funciones de concentración-respuesta y tasas de incidencia base.

Figura 3-6 Metodología de Evaluación de Impacto en Salud, México



Fuente: Foro de Contaminación Atmosférica y Salud en la Zona Metropolitana del Valle de México (Riojas, 2016)

No se presenta una metodología clara de cómo valorizar los beneficios en salud, más que la referencia al modelo BenMap. En la Figura 3-7 se presentan las funciones de Concentración-Respuesta utilizadas por Riojas en el marco del foro de la contaminación atmosférica (Riojas, 2016).

Figura 3-7 Funciones Concentración-Respuesta para la estimación de mortalidad a largo plazo, México

	Causa (CIE 10)	Grupos de edad	RR / OR * (IC 95%)	Referencia
PM_{2.5}	Todas las causas (A00-R99)	≥ 30y	<u>1.06</u> (1.04-1.08) <u>1.14</u> (1.07 – 1.22)	Hoek <i>et al.</i> , 2013 Lepeule <i>et al.</i> , 2012
	IHD (I20-I25)	≥ 30y	1.15 (1.11-1.2)	Krewski <i>et al.</i> , 2009
	CDV (I00-I99)	≥ 30y	<u>1.14</u> (1.09-1.18) <u>1.12</u> (1.08-1.15)	Chen <i>et al.</i> , 2008 Pope <i>et al.</i> , 2004
	CDP (I10-I70, J00-J98)	≥ 30y	1.09 (1.06-1.12)	Krewski <i>et al.</i> , 2009
PM₁₀	Todas las causas (A00-R99)	≥ 30y	1.043 (1.026-1.061)	Kunzli <i>et al.</i> , 2000
	Todas las causas (A00-R99)	≥ 1m, < 1y	1.04 (1.02-1.07)	Woodruff <i>et al.</i> , 1997
	Respiratorias (J00-J98)	≥ 1m, < 1y	1.162 (1.054-1.278)	Woodruff <i>et al.</i> , 2008
O₃	Respiratorias (J00-J98)	≥ 30y	1.04 (1.013-1.067)	Jerrett <i>et al.</i> , 2009

* *Por cada 10 unidades de cambio de la concentración del contaminante*

Fuente: Foro de Contaminación Atmosférica y Salud en la Zona Metropolitana del Valle de México (Riojas, 2016)

En otro estudio realizado por el Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC), se realizó una evaluación de los beneficios si se redujera las concentración anual de MP2.5 a los valores de 15 ug/m³ o 10 ug/m³ (INECC, 2014). Estos corresponden a los límites de la norma de México⁴⁹ y al recomendado por la OMS, respectivamente.

Para la valoración de los casos de mortalidad prematura se utilizó el valor de vida estadística (VSL) igual a \$1.65 MM USD al 2010, obtenido de EEUU (Kochi, Hubbell, & Kramer, 2006) y ajustado a México utilizando el ingreso nacional bruto per cápita.

Se calcularon solamente los casos de mortalidad evitada ocurridos por la exposición a contaminación atmosférica de MP2.5 en 2010 (INECC, 2014). Para esto se sumaron los casos de mortalidad por enfermedades cardiovasculares, cáncer de pulmón y enfermedades pulmonares obstructivas crónicas⁵⁰. Para realizar la evaluación de impacto se utilizó el modelo BenMap.

⁴⁹ NOM-025-SSA1-1993

⁵⁰ Para la población mayor a 30 años

La Tabla 3-20 presenta los principales resultados del estudio. Se observa que el escenario normativo más estricto reporta mayores beneficios.

Tabla 3-20 Resultados valoración económica de reducción de MP_{2.5} en México

Métrica	Escenario	
	15 ug/m ³	10 ug/m ³
Mortalidad prematura (> 30 años) [casos evitados]	1,317	2,170
Beneficios monetarios [miles de millones de pesos 2010]	27	45

Fuente: (INECC, 2014)

3.1.9 Colombia – 2017 – MP y otros gases

En Agosto del 2017, el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS) colombiano puso en consulta pública⁵¹ el proyecto normativo mediante el cual se adopta la norma de calidad del aire ambiental con un enfoque preventivo. Dicha norma considera revisar la norma actual de calidad del aire. El año 2010 la legislación colombiana aumenta su exigencia para la calidad del aire en cuanto a la concentración permisible de material particulado igualando el nivel del objetivo intermedio 2 (OI2) de las guías para la calidad del aire de la OMS (2005), los cuales se puede observar en la Tabla 3-21.

La revisión propuesta considera la actualización de los límites permisibles para los gases al mismo OI2 al año 2018 (Tabla 3-22), y una propuesta de niveles futuros a alcanzar el OI3 de los principales contaminantes criterios para el año 2030 (Tabla 3-23).

Tabla 3-21 Niveles máximos permisibles vigentes para material particulado [ug/m³]

Contaminante	Nivel Máximo Permisible	Tiempo de exposición
PST	100	Anual
	300	Diario
MP10	50	Anual
	100	Diario
MP2.5	25	Anual
	30	Diario

Fuente: Resolución 610 de 2010 expedida por MADS-Colombia

⁵¹ <http://www.minambiente.gov.co/index.php/atencion-al-publico/consultas-publicas#proyectos> - Fecha revisión: Octubre 2017.

Tabla 3-22 Niveles máximos permisibles de contaminante criterios a partir del 2018 [ug/m3]

Contaminante	Nivel máximo Permissible	Tiempo de exposición	Excedencias permitidas en un año calendario
MP10	50	Anual	
	75	24 horas	12%*
MP2.5	25	Anual	
	37	24 horas	12%*
SO ₂	50	24 horas	
	350	1 hora	
NO ₂	40	Anual	
	200	1 hora	
O ₃	100	8 horas	
CO	5,000	8 horas	
	35,000	1 hora	

Fuente: (MADS - Colombia, 2017b)

Tabla 3-23 Niveles máximos permisibles a 2030 [ug/m3]

Contaminante	Nivel máximo permisible de largo plazo	Tiempo de Exposición
MP10	30	Anual
MP2.5	15	Anual
SO ₂	20	24 horas
NO ₂	40	Anual

Fuente: (MADS - Colombia, 2017b)

En el documento técnico de apoyo a la norma⁵² (MADS - Colombia, 2017a) se incluye una breve sección respecto a los impactos que tendría la aplicación de la norma. Esta sección no cuantifica ninguno de los costos asociados a la norma y se limita a describir las inversiones que sería necesarias:

“Las inversiones ambientales en general que deben darse estarán enfocadas a:

- *Desintegración física vehicular de vehículos de más de 20 años.*
- *Mejoramiento de la malla vial*
- *Mejoramiento de los combustibles*
- *Sustitución de combustibles convencionales por unos más limpios*
- *Ingreso y uso de mejores tecnologías vehiculares*
- *Implementación de mejores técnicas disponibles para la reducción de emisiones en el sector industrial*
- *Aumento y modernización de la infraestructura de monitoreo de la calidad del aire.”*

Fuente: (MADS - Colombia, 2017a)

Respecto a los beneficios se presenta como antecedente el estudio Costos en Salud Asociados a la Degradación Ambiental, el cual cifra que la mortalidad por causas relacionadas con la contaminación del aire, está en torno a 7,690 muertes/año. Por su parte, los costos de la

⁵² Documento incluido como antecedente de la norma para la consulta pública.

mortalidad se estiman 13.85 billones de pesos colombianos. En base a estos antecedentes, estiman que los beneficios de alcanzar la norma de calidad propuesta al 2030 son de 831 mil millones de pesos colombianos, y de 461 muertes/año⁵³. A la fecha el consultor no ha conseguido el estudio citado, aunque publicaciones en la página del organismo que lo elaboró (DNP), publica que la cuantificación de los casos se hace en base a las estimaciones del GBD. Por su parte, la valorización se basa en los estudios previos realizados por el Banco Mundial, en los cuales también se realiza una valorización de los impactos de la contaminación atmosférica en la salud de la población.

El último de estos estudios (The World Bank, 2012) estima los casos de mortalidad prematuro por efecto del MP en 5,027 muertes/año y el costo total de los efectos de salud del MP (mortalidad + morbilidad) en 5.7 billones de pesos colombianos⁵⁴. Este estudio considera los coeficientes presentados en la Tabla 3-24, los cuales se desprenden desde (C.A. Pope et al., 2002) para mortalidad y para morbilidad de (B. Ostro, 1994) y (Abbey et al., 1995).

Tabla 3-24 Coeficientes dosis respuesta usados en Colombia por el Banco Mundial

Annual health effect	Dose-response coefficient	Per 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ annual average ambient concentration of:
Mortality (% change in cardiopulmonary and lung cancer mortality)	0.8%	PM _{2.5}
Chronic bronchitis (% change in annual incidence)	0.9%	PM ₁₀
Hospital respiratory admissions (per 100,000 population)	1.2	PM ₁₀
Emergency room visits (per 100,000 population)	24	PM ₁₀
Restricted activity days (per 100,000 adults)	5,750	PM ₁₀
Lower respiratory illness in children (per 100,000 children)	169	PM ₁₀
Respiratory symptoms (per 100,000 adults)	18,300	PM ₁₀

Fuente: (The World Bank, 2012)

Se observa que los efectos de morbilidad se asocian a las emisiones de MP10. El Banco Mundial en el informe destacan que los datos de medición en Colombia son principalmente de MP10, habiendo sólo algunas estaciones de monitoreo experimental de MP2.5. En base a estas muestras se desprende un factor de 0.5 para estimar la concentración de MP2.5 en base a la concentración de MP10 (The World Bank, 2012).

De forma complementaria el Banco Mundial estima los DALY⁵⁵ por efecto utilizando los mismos parámetros con que fueron calculados en un estudio previo (Larsen, 2004a).

⁵³ Equivalentes al 6% de las muertes bases citadas por el documento.

⁵⁴ Equivalentes a 3.2 millones USD al 2012, utilizando un valor de 1,795 pesos colombianos por USD. Obtenido de: <http://x-rates.com/average/?from=COP&to=USD&amount=1&year=2012>

⁵⁵ *Disability-adjusted life year*

Tabla 3-25 Parámetros para el cálculo de DALY por caso

	Disability Weight	Average Duration of Illness
Mortality	1.0	(7.5 years lost)
Lower respiratory Illness - Children	0.28	10 days
Respiratory Symptoms – Adults	0.05	0.5 days
Restricted Activity Days - Adults	0.1	1 day
Emergency Room Visits	0.30	5 days
Hospital Admissions	0.40	14 days*
Chronic Bronchitis	0.2	20 years

* Incluye días de hospitalización y período de recuperación tras la hospitalización.

Fuente: (Larsen, 2004b)

Respecto a la valorización, esta considera la metodología de WTP para estimar el VVE, el cual alcanza 1,008 millones de pesos colombianos⁵⁶ al 2012. Para los efectos de morbilidad se utiliza la suma del COI por efecto y el WTP asociado a la valorización de los costos del malestar y otros costos no incluidos en el COI. Esto se basa en un ratio COI/WTP observado en un estudio desarrollado en Bogotá en el 2009.

Tabla 3-26 Resultados del costo de la contaminación en Colombia para un año

Tipo Efecto	Efecto	Costo unitario ^a	Casos	Costo ^b	DALY
Mortalidad	Mortalidad adultos	1,008,000	5,027	4,519	37,703
Acciones Médicas	Bronquitis crónica	5,897	4,675	40	10,285
	Admisión hospitalaria	5,853	9,492	56	152
	Visita Emergencia	312	186,208	58	838
	LRI (niños)	224	374,314	84	2,433
	Visita, respiratoria (adultos)	1.08	104,225,594	113	7,817
Restricción actividad	Restricción actividad (adultos)	26	32,748,479	839	9,825
Total				5,708	64,354

a. En miles de pesos colombianos 2012

b. En miles de millones de pesos colombianos 2012

Fuente: (The World Bank, 2012)

Los resultados del estudio se presentan en la Tabla 3-26, donde se observa que la mortalidad representa el 79% de los costos, mientras que la restricción de actividad representa un 15%. El 6% restante se distribuye entre los distintos efectos de morbilidad asociados a acciones médicas. Sin embargo, en términos de DALY la mortalidad representa un 58.5%, mientras que la bronquitis crónica representa un 16.0% y la restricción de actividad un 15.2%.

3.1.10 Unión Europea – 2014 – Clean Air

El proyecto riesgos en salud de la contaminación atmosférica en Europa (HRAPIE, por sus siglas en inglés⁵⁷) se implementó para levantar nuevos antecedentes de los efectos en salud, y

⁵⁶ Equivalentes a 561 mil USD al 2012, utilizando un valor de 1,795 pesos colombianos por USD. Obtenido de: <http://x-rates.com/average/?from=COP&to=USD&amount=1&year=2012>

⁵⁷ *Health risk of air pollution in Europe*

cuantificación, de la contaminación atmosférica para apoyar la revisión de las políticas de calidad del aire en Europa (Héroux et al., 2015). De este estudio surgieron varias recomendaciones para la gestión de la calidad del aire (WHO, 2013a). Algunas recomendaciones del proyecto son (Héroux et al., 2015):

- Efectos a largo plazo del MP2.5 se dan en todo el rango de concentraciones, sin considerar umbra de no efecto
- Establecer un umbral de 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (promedio anual) para cuantificar efectos a largo plazo del NO_2
- Considerar un retraso (*lag*) de los efectos en el tiempo al momento de valorizarlos. Una alternativa es utilizar el retraso propuesto por la EPA (US-EPA-SAB, 2004) (ver Sección 3.1.2)

El 2005 en Europa se realizó un programa de calidad del aire (CAFE, por sus siglas en inglés⁵⁸), el cual generó una serie de guías metodológicas para evaluar regulaciones de calidad del aire. En base a la guía metodológica de costo-beneficio del programa CAFE (Holland, Hunt, Hurley, Navrud, & Watkiss, 2005) y a las recomendaciones del proyecto HRAPIE (WHO, 2013a)⁵⁹ se elaboró un análisis costo beneficio de los escenarios de regulación del aire en Europa al 2025-2030 (EMRC, 2014).

Los escenarios de regulación surgen del acuerdo *Clean Air Policy Package* adoptado por la comisión europea en 2013 (EC, 2013). Los escenarios de regulación son la legislación actual (CLE, por sus siglas en inglés⁶⁰), máxima reducción técnicamente posible (MTFR, por sus siglas en inglés⁶¹) y escenarios intermedios entre estos dos extremos. Así también, los escenarios se distinguen por su año de cumplimiento: 2025 o 2030 (EMRC, 2014). Una definición más detallada de los escenarios se puede encontrar en (IIASA, 2013), donde también se estiman los costos de ellos.

El análisis de costos y beneficios se realiza para cada escenario propuesto, y se presentan resultados de beneficios y costos incrementales entre escenarios⁶². Esta metodología permite distinguir el escenario más cercano al punto donde los beneficios marginales de la reducción igualan a los costos marginales de esta⁶³ (EMRC, 2014).

La Figura 3-8 presenta la metodología general utilizada en el estudio, la cual es similar a la utilizada en otros países. Un aspecto destacable es la inclusión de otros efectos de la contaminación atmosférica, como el daño a cultivos y edificios.

⁵⁸ *Clean Air For Europe*

⁵⁹ La metodología propuesta por el programa CAFE se ha ido refinando con los años

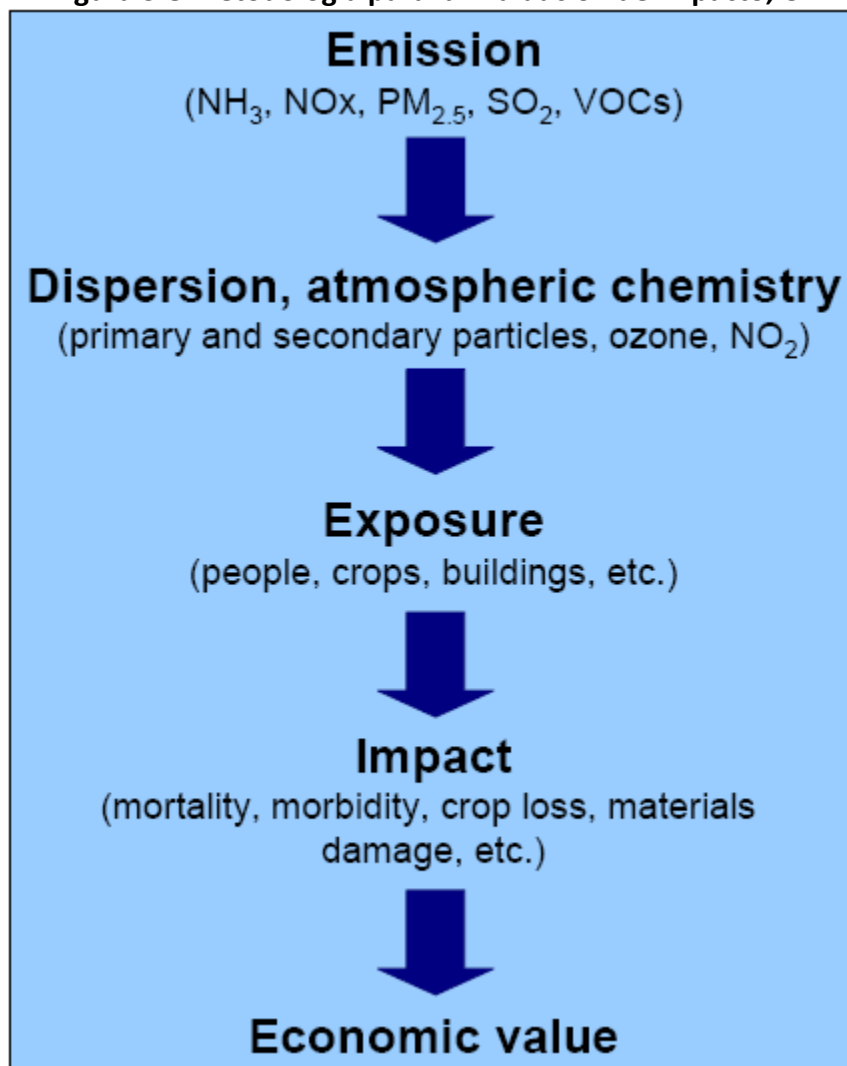
⁶⁰ *Current Legislation*

⁶¹ *Maximum Technically Feasible Reduction*

⁶² Por ejemplo: Se presenta que pasar del escenario B1 al B2 (más estricto) reporta los siguientes beneficios y costos incrementales

⁶³ Este corresponde a un criterio de eficiencia económica comúnmente utilizado.

Figura 3-8 Metodología para la Evaluación de Impacto, UE



Fuente: (EMRC, 2014)

Los efectos en salud considerados y la función concentración respuesta utilizados fueron los recomendados por el proyecto HRAPIE (WHO, 2013a). Los efectos cuantificados y valorizados se presentan en la Tabla 3-27. Se observa que los beneficios asociados a la mortalidad prematura son considerablemente mayores a los beneficios de otros efectos. Los beneficios y casos evitados corresponden a la recomendación de pasar del escenario de legislación actual (CLE) al escenario B3.

Se valorizaron otros efectos distintos a salud de la contaminación atmosférica, en particular efectos de daño a materiales por depositación ácida y reducción del rendimiento de cultivos por la presencia de ozono. La metodología para su valoración consiste en utilizar valores de daños marginales por tonelada de contaminante emitido (EMRC, 2014). Los resultados de pasar del

escenario CLE al B3 son de \$279 y \$143 MM de Euros al 2005 por año para los efectos en cultivos y daño a materiales, respectivamente. Estos valores corresponden al 0.41% y 0.21% de los beneficios correspondientes a la mortalidad prematura del MP2.5 (ver Tabla 3-27).

Tabla 3-27 Resultados Evaluación de Impacto en Europa. Escenario CLE-B3

Contaminante	Tipo Efecto	Efecto	Casos Salud Evitados	Beneficios valorizados [MM \$EUR2005/año]
Ozono	Mortalidad prematura	Mortalidad Prematura	1,229	\$71
	Acciones médicas	Admisiones Hospitalarias	7,137	\$15
	Restricción actividad	Días de actividad restringida	5,844,191	\$245
	Bienestar ^a	Ecosistemas ^b	-	\$143
MP_{2.5}	Mortalidad prematura	Mortalidad Prematura	61,838	\$67,453 ^c
	Enfermedad Crónica	Enfermedad Crónica	203,269	\$2,699
	Acciones médicas	Admisiones Hospitalarias	37,208	\$83
		Visitas médicas	1,623,649	\$68
	Restricción actividad	Días laborales perdidos	66,368,976	\$6,106
SO₂	Bienestar ^a	Infraestructura ^d	-	\$279

a. Efecto distinto a salud

b. Reducción del rendimiento de cultivos

c. Este valor se calcula utilizando el valor de la vida estadística. En el estudio presentan también resultados utilizando el valor de un año de vida.

d. Daño de materiales por depositación ácida

Fuente: (EMRC, 2014)

Para la valoración de las muertes, se utilizan dos métricas: valor de la vida estadística (VSL⁶⁴) y valor de un año de vida (VOLY⁶⁵). Se ha recomendado utilizar la métrica VOLY como oficial para la estimación de beneficios, y presentar resultados con ambas por transparencia (Holland et al., 2005).

3.1.11 Canadá – 2016 – Multisector

En Canadá se realizó una evaluación de impacto para implementar regulaciones de calidad del aire en el sector cemento y en dos tipos de equipos utilizados en diversos sectores: calderas y calefactores; y motores estacionarios (CEPA, 2016). Así, en esta evaluación se analizan por separado los siguientes grupos:

1. Sector cemento
2. Calderas y calefactores
3. Motores estacionarios

⁶⁴ Value of Statistical Life

⁶⁵ Value of a Life Year

El 2014 se publicó una propuesta de evaluación de impacto (CEPA, 2014), la cual estuvo abierta a consultas de la sociedad. En base a las recomendaciones recibidas durante esta etapa se elaboró la evaluación de impacto definitiva, publicada en 2016 (CEPA, 2016), la cual se analiza en este informe.

La regulación consistía en normas de emisión específicas para cada grupo. Para el sector cemento se limita la emisión de NOx y SO₂, y para las calderas y calefactores, y motores estacionarios se limita la emisión de NOx solamente. La relevancia de los grupos considerados se presenta en la Tabla 3-28, donde destacan los equipos de motores estacionarios con altas emisiones de NOx.

Tabla 3-28 Situación 2014 de los grupos considerado en Canadá

Sector/Equipo	Contaminante	Emisiones 2014 [miles de ton]	Porcentaje de emisiones del sector industrial
Cemento	Nox	25	3%
	SO ₂	15	2%
Calderas y calefactores	Nox	22	2.8%
Motores estacionarios	Nox	314	40%

Fuente: (CEPA, 2016, n. Tabla 1)

En la Tabla 3-29 se presentan los límites de emisión de NOx establecidos para cada normativa a evaluar. El límite de emisión establecido para SO₂ del sector cemento corresponde a 3 kg/ton clínquer para todos los hornos.

Tabla 3-29 Límites de emisión establecidos para NOx

Sector/Equipo	Detalle	Límite Emisión	Unidad
Cemento	Horno húmedo	2.55	kg/ton clínquer
	Horno precalentado	2.25	kg/ton clínquer
Calderas y calefactores	Pre-existentes	26	g/GJ
	Modernas	16	g/GJ
Motores estacionarios	Regulares	2.7	g/kWh
	Bajo uso	160	ppm base seca a 15% oxígeno

Fuente: (CEPA, 2016, n. Tabla 2, 3 y 4)

Para la evaluación de cada regulación, se realizó un análisis costo-beneficio. Los principales beneficios evaluados fueron en salud y medio ambiente, asociados al MP2.5, ozono⁶⁶ y NOx.

Para la evaluación de los costos, se consideró el costo incremental⁶⁷ de reemplazo a equipos más eficientes. El periodo de análisis de todas las regulaciones fue del 2016 al 2035 y se calculó el valor presente al 2016 del beneficio de cada normativa utilizando una tasa de descuento de 3%.

⁶⁶ Dado que el NOx es precursor del MP2.5 y ozono, se esperan reducciones ambientales de estos dos contaminantes al reducir las emisiones de NOx.

⁶⁷ Con respecto a la línea base sin regulación

Un aspecto importante es que se realizó un ACB distinto para cada una de las tres normativas evaluadas, sin considerar sinergias. Los resultados de beneficios totales se presentan para cada normativa por separado, sin sumarlos. La suma de los beneficios de las tres normativas constituye una estimación baja de los beneficios conjuntos, ya que se esperan sinergias positivas entre las normativas.

La estimación de la reducción de emisiones se realiza comparando la línea base con el escenario regulado. Una vez estimada la reducción de emisiones producto de la regulación, esta se procesa en el modelo E3MC⁶⁸, el cual asigna emisiones según provincia, sector, fuente y contaminante (CEPA, 2016). Esta información de inventarios de emisiones georreferenciados se carga a la plataforma AURAMS⁶⁹, la cual modela los cambios en la concentración ambiental de distintos contaminantes. Para la cuantificación de impactos en salud se utiliza la herramienta AQBAT⁷⁰ y para otros impactos en el medio ambiente el modelo AQVM2⁷¹ (CEPA, 2016)⁷².

Dado que los beneficios de la norma al sector cemento generan una reducción baja en emisiones debido a mejoras recientes en el sector, su modelación ambiental no se ha realizado en Canadá (CEPA, 2016). Así, en la evaluación de impacto solo consideran estos beneficios de manera cualitativa. No obstante, se espera que esta normativa si genere beneficios en salud que superen los costos.

La Tabla 3-30 presenta los principales impactos cuantificados y beneficios valorizados en el RIA de Canadá. Los efectos cuantificados no se presentan asignados a cada contaminante, y la valorización de efectos no está asociada a los efectos. Los beneficios asociados a la norma de motores estacionarios superan ampliamente a los de la norma de calderas y calefactores. En particular, destacan los altos beneficios asociados a la reducción del ozono de la norma de motores.

⁶⁸ Energy, Emissions and Economy Model for Canada

⁶⁹ A Unified Regional Air-quality Modelling System

⁷⁰ Air Quality Benefits Assessment Tool

⁷¹ Air Quality Valuation Model

⁷² Mayor información de cada uno de estos modelos se presenta en el Anexo A de la referencia.

Tabla 3-30 Impactos cuantificados y Beneficios valorizados en RIA Canadá. Periodo 2016-2035 con tasa de descuento 3%

Equipo	Efectos en Salud			Beneficios [MM CAD2015]			
	Mortalidad prematura	Visitas sala emergencia-CVD	Días de Actividad Restringida	MP2.5	Ozono	NOx	Total
Calderas y calefactores	71	62	90,000	105.8	228.6	54.1	388.5
Motores estacionarios	1,200	1,000	1,670,000	1,994.0	3,206.8	838.9	6,039.7

Fuente: (CEPA, 2016, n. Tabla 13 y 30)

La Tabla 3-31 presenta la valorización de otros beneficios asociados a la reducción de NOx. Nuevamente los beneficios de la norma de motores estacionarios supera a los de la calderas y calefactores por al menos un orden de magnitud. El beneficio asociado a la productividad de cultivos es el más importante. Los beneficios asociados a la salud para la norma de calderas y la norma de motores corresponden al 94.7% y 94.4% del total⁷³, respectivamente. Así, los beneficios distintos a salud equivalen a solo el 5.3% y 5.6% del total, para la norma de calderas y norma de motores respectivamente.

Tabla 3-31 Otros beneficios valorizados en RIA Canadá [MM CAD2015]. Periodo 2016-2035 con tasa de descuento 3%

Equipo	Agricultura	Ensuciamiento hogares ^a	Visibilidad	Total
Calderas y calefactores	17.03	0.77	3.77	21.6
Motores estacionarios	278.2	15.58	61	355.3

a. Household Soiling Damages from Suspended Air Particulates

Fuente: (CEPA, 2016, n. Tabla 14 y 31)

Para motores estacionarios se consideró también el ahorro en combustibles, por utilizar motores de combustión más eficientes. El total de combustible ahorrado en todo el periodo de análisis se estima en 84.6 MMBtu. Las emisiones de CO₂ y CH₄ asociadas a esta reducción de consumo no fueron valorizadas, ya que se asumen despreciables (CEPA, 2016).

La cuantificación de impacto y su posterior valoración fue realizada utilizando la herramienta AQBAT y el modelo AQVM2 para efectos en salud y otros, respectivamente. En el documento oficial de la evaluación de impacto no se hace referencia a las funciones de concentración respuesta ni a los valores de vida estadística o valor de año de vida perdido utilizados. Se solicitó la documentación oficial de AQBAT y la herramienta⁷⁴, pero a la fecha no ha habido respuesta.

⁷³ Analizando cada norma de forma independiente

⁷⁴ De acuerdo en lo indicado en la siguiente página: http://www.science.gc.ca/eic/site/063.nsf/eng/h_97170.html

3.2 Análisis comparativo de las evaluaciones revisadas

Las evaluaciones revisadas (ver Sección 3.1) tienen varias diferencias metodológicas relevantes, las cuales responden a una combinación entre los objetivos de la evaluación, la información base y recursos disponibles. En la presente sección se busca resaltar las similitudes y diferencias observables entre las distintas evaluaciones con el objetivo de rescatar posibles aprendizajes para el desarrollo de evaluaciones similares en Chile. En la presente sección se realiza una evaluación cualitativa basada en tablas comparativas, dejando la comparación cuantitativa para las secciones restantes del estudio, evitando de esta forma entregar información duplicada. De esta forma comparaciones respecto a las CRF utilizadas se presenta en la Sección 4.1, los resultados numéricos se presentan en la Sección 3.4, dónde también se sintetiza el valor de la vida estadística utilizada por cada estudio en la Tabla 3-48.

La Tabla 3-32 presenta un resumen general de las once evaluaciones de impacto revisadas, donde se puede comparar parámetros generales de la modelación: el horizonte de evaluación y la tasa de descuento utilizada.

Tabla 3-32 Resumen general de las evaluaciones revisadas

Estudio	Horizonte evaluación	Tasa de descuento	Objetivo
EPA – 2015 – Ozono	2025	3% y 7%	Informar respecto a los costos y beneficios asociado a la nueva norma de calidad de Ozono
EPA – 2012 – MP	2020	3% y 7%	Informar respecto a los costos y beneficios asociado a la nueva norma de calidad de MP
EPA – 2015 – Ladrillos	2018	3% y 7%	Evaluar nueva norma de emisión para la producción de ladrillos y otros similares
EPA – 2015 – Calefactores a leña	Promedio 2015-2020	3% y 7%	Evaluar nuevo estándar de emisión para calefactores nuevos a leña y sus derivados
EPA – 2011 – Calderas	2014	3% y 7%	Evaluar norma de emisión para calderas y grandes fuentes
King's College London – 2015 – Reino Unido	2010	Declinante ^a	Estimación del impacto en la salud de las emisiones y contaminación en Londres. Estimación de beneficios por tonelada reducida.
NEPC – 2013 – MP Australia	2011-2036	7% ^b	Evaluación de norma de calidad de MP
INECC – 2014 – MP2.5 México	2010	n/a ^c	Estimación de beneficios por alcanzar estándar de emisión
World Bank – 2012 – MP Colombia	2009	3%	Estimación de impactos en salud de la contaminación
EMRC – 2014 - UE	2025 y 2030	4%	Estimación de beneficios netos de diferentes escenarios regulatorios
CEPA – 2016 – NOx Canadá	2016-2035	3%	Evaluación de normas de emisión para el sector cemento y para los equipos calderas y calefactores y motores estacionarios

- Tasa de descuento variante en el tiempo, en los primeros 30 años es de 3.5%, en los siguientes 45 años de 3.0% y posteriormente 2.5% (HMT, 2011).
- Tasa de descuento utilizada para la comparación de los beneficios y costos. La función de daño considera implícitamente la tasa de descuento de Reino Unido (ver nota a).
- No estiman costos de abatimiento. Respecto a los beneficios por abatimiento “se estiman solamente los casos de mortalidad evitada que estadísticamente ocurrirían en 2010, sin considerar los que se desarrollarán durante los siguientes 20 años” (INECC, 2014). No es necesario una tasa de descuento.

Fuente: Elaboración propia

De las evaluaciones revisadas, sólo en Australia y Canadá se realiza un análisis que considera un flujo en el tiempo de ingresos y beneficios, mientras que el resto analiza el efecto de la norma para un año base⁷⁵. Para cada uno de estos estudios se realizan supuestos de cuáles son las medidas necesarias para cumplir con la norma, y se estima el costo anualizado equivalente de ellas (utilizando la tasa de descuento respectiva). Por parte de los beneficios, se consideran los beneficios obtenidos de la reducción para el mismo año, así como los beneficios futuros asociados al cumplimiento de la norma en dicho año. Por ejemplo, una parte de los casos de mortalidad evitada asociada al MP2.5 ocurre el mismo año, mientras que otra fracción se asocia a casos que sucederán en los próximos años. Los beneficios de estos últimos son traídos al año de estudio utilizando la tasa de descuento correspondiente. La tasa de descuento utilizada sigue

⁷⁵ Sólo en los calefactores de leña se usa un año “promedio” de forma de caracterizar el efecto promedio anual de la implementación por fase de la norma.

las directrices establecidas en cada país de forma independiente, y busca representar la tasa de descuento social. Sólo en EEUU se presentan los resultados con dos tasas de descuentos diferentes, aunque no se observan diferencias significativas en las conclusiones.

Cabe destacar también el objetivo de los distintos estudios, mientras que los desarrollados en EEUU están centrados en el análisis costo-beneficio de una norma dada, los estudios desarrollados en Reino Unido, Australia y Europa son exploratorios para determinar en base al ACB⁷⁶, el impacto de distintos escenarios regulatorios. Por su parte, en México y Colombia, el foco ha sido determinar cuál es el beneficio de alcanzar un nivel de calidad de aire.

Tabla 3-33 Contaminantes secundarios con efectos cuantificados

Estudio	MP ₁₀	MP _{2.5}	NO ₂	Ozono	CO ₂
EPA – 2015 – Ozono		✓		✓	
EPA – 2012 – MP		✓			
EPA – 2015 – Ladrillos		✓			✓ ^a
EPA – 2015 – Calefactores a leña		✓			
EPA – 2011 – Calderas		✓		✓	
King's College London – 2015 – Reino Unido		✓	✓		
NEPC – 2013 – MP Australia	✓	✓			
INECC – 2014 – MP2.5 México		✓			
World Bank – 2012 – MP Colombia	✓	✓			
EMRC – 2014 - UE		✓		✓	
CEPA – 2016 – NOx Canadá		✓	✓ ^b	✓	

a. ValORIZA el aumento de las emisiones de CO₂ según su impacto en el cambio climático (ver Sección 3.1.3).

b. ValORIZA el efecto del NO_x

Fuente: Elaboración propia

En la Tabla 3-33 se presentan los contaminantes secundarios con efectos cuantificados. Se observa que todos los estudios revisados basan sus efectos en el MP_{2.5}, lo cual se basa en la amplia base científica que relaciona el aumento en la concentración con el aumento del riesgo de casos de mortalidad y morbilidad. Por su parte, los efectos producto de la variación de las concentraciones atmosféricas de ozono, que también cuenta con una amplia base científica, son sólo utilizados en casos puntuales. La causa principal sería que los impactos por variaciones de MP_{2.5} suelen tener una magnitud mayor que los del ozono, lo cual hace que su relevancia comparativa sea menor, lo anterior coincide con el foco que se ha dado al control del MP por sobre el ozono.

En casos puntuales se incluyen dentro de las cuantificaciones efectos asociados al MP₁₀. Si bien existe una amplia literatura, especialmente antes del 2000, que relaciona los impactos del MP₁₀ en la salud humana, se ha privilegiado el uso de MP_{2.5} cuya relación entre concentración e impacto en la salud es más directa. Sin embargo, en ocasiones por la disponibilidad de datos más precisos de la concentración de MP₁₀ por sobre la de MP_{2.5} se utiliza este último.

⁷⁶ Análisis Costo Beneficio

Es importante evitar el doble conteo de casos entre las distintas fracciones del MP. Por ejemplo, en Colombia (The World Bank, 2012) calculan la mortalidad en base a estimaciones de MP2.5, mientras que los casos de morbilidad los estiman a partir del MP10. En Australia (Marsden Jacob Associates, 2013b), utilizan un análisis de incidencia para corroborar la estimación de los beneficios conseguidos por el análisis principal, el cual se basa en el método de funciones de costos desarrolladas a partir de las estimaciones de Reino Unido (NSW EPA, 2013). Dentro de este análisis de incidencia optan por sumar los casos relacionados al MP10 y MP2.5 para los mismos efectos. De la revisión de los antecedentes de este estudio (Environment Protection and Heritage Council, 2005; Jalaludin & Cowie, 2012) no queda claro que los betas estimados estén calibrados para evitar el doble conteo. Al respecto, en los beneficios por toneladas estimados para Reino Unido (Walton et al., 2015) se entregan diferentes niveles de desagregación, entregando estimaciones diferentes si se quieren utilizar los costos estimados del “core” o si se quiere utilizar la expansión que incluye otros efectos. Para el MP se consideran que los beneficios por toneladas “core” está asociados a los efectos de mortalidad adulta y de admisiones hospitalarias por MP2.5, mientras que la versión expandida incluye impactos asociados al MP10 distintos a los considerados en el “core”: mortalidad infantil, exacerbación asmática en niño, prevalencia de bronquitis en niño e incidencia de bronquitis en adultos.

En este último estudio también se incluyen los efectos del NO₂, estimando la cantidad de muertes asociadas al efecto del NO₂. Sin embargo, se destaca que la suma de los casos no es tan sencilla puesto que las muertes asociadas al NO₂ se sobreponen con las muertes asociadas al MP2.5. La modelación presume que el 30%⁷⁷ de las muertes de NO₂ se sobreponen con las de MP, y luego no debieran ser contabilizadas. En el caso del NO₂, el beneficio por tonelada “core” considera las muertes por exposición aguda al NO₂, mientras que la versión extendida reemplaza⁷⁸ este valor por las muertes por exposición crónica al NO₂.

Respecto a los contaminantes primarios considerados, cabe destacar que las evaluaciones revisadas de México y Colombia se centran en los beneficios de mejorar la calidad del aire, sin considerar la forma en que estos se alcanzan. El resto de los estudios considera la relación entre los contaminantes primarios y los contaminantes secundarios, de acuerdo, a lo presentado en la Tabla 3-34. Cabe destacar que lo anterior no es trivial, ya que incluso dentro de un mismo país, los contaminantes primarios considerados varían, y aun cuando se consideran los mismos, no siempre se observa su impacto en todos los contaminantes secundarios. Por ejemplo, tanto en el RIA de Ozono como en el de MP realizados por la EPA (2015 y 2012) se considera que para alcanzar los niveles de calidad es necesario la reducción de NO_x. Sin embargo, en el de MP (2012) sólo se ve su efecto como precursor del MP2.5, mientras que en el de Ozono (2015) se ve su efecto como precursor del Ozono y MP2.5. En el 2015, en el RIA de productores de ladrillos también se consideran cambios en las emisiones de NO_x, sin embargo, no se considera su efecto en las concentraciones de Ozono.

⁷⁷ En HRAPIE se recomienda considerar que un 33% se sobreponen

⁷⁸ No se suman, para evitar doble conteo

También es destacable el caso australiano para el desarrollo de su análisis principal basado en las funciones de daño, las cuales se desarrollan a partir del análisis del impacto en salud realizado en Reino Unido. En la primera elaboración de la funciones de costos se desestimó realizarlas para otros contaminantes fuera del MP2.5, por lo complejo de la transferencia de estos beneficios a otros países (NSW EPA, 2013). Sin embargo, en la evaluación se decidió incluir el impacto del NO_x mediante la aplicación de un factor que da cuenta del ratio entre el daño de la tonelada de MP vs la de NO_x, basado en estudios previos (Watkiss et al. 2008). De esta forma se estima una función de daño de 5.3 A\$2012/ton-(hab/km²) (Marsden Jacob Associates, 2013a).

Tabla 3-34 Contaminantes primarios considerados y en que contaminante secundario se considera su efecto

Estudio \ Contaminantes primarios	MP	MP2.5	NO _x	SO ₂	VOC	NH ₃
EPA – 2015 – Ozono			Ozono MP2.5		Ozono	
EPA – 2012 – MP		MP2.5	MP2.5	MP2.5		
EPA – 2015 – Ladrillos		MP2.5	MP2.5	MP2.5		
EPA – 2015 – Calefactores a leña		MP2.5				
EPA – 2011 – Calderas		MP2.5		MP2.5	Ozono	
King's College London – 2015 – Reino Unido	MP2.5		MP2.5 NO ₂			
NEPC – 2013 – MP Australia	MP2.5 MP10		MP2.5			
INECC – 2014 – MP2.5 México ^a						
World Bank – 2012 – MP Colombia ^a						
EMRC – 2014 – UE		MP2.5	MP2.5 Ozono	MP2.5	MP2.5 Ozono	MP2.5
CEPA – 2016 – NO _x Canadá			MP2.5 Ozono			

Nota: El encabezado de la columna corresponde al contaminante primario considerado, mientras que en la tabla se observa el contaminante secundario formado a partir de dicho contaminante primario, y cuyos efectos son cuantificados en el estudio

- a. Estudio evalúa los beneficios de alcanzar niveles de calidad, no considera las emisiones ni los costos de alcanzar los niveles de calidad del aire.

Fuente: Elaboración propia

En la Tabla 3-35 se presentan un resumen de los impactos cuantificados, ya sea como parte de los resultados principales, sensibilidad u otras métricas reportadas. Se observa que dentro de los resultados principales se incluye principalmente los impactos en la salud humana, ya sea, por mortalidad o morbilidad, sólo en el RIA de la norma de Ozono⁷⁹ de la EPA, junto con el estudio de la UE y Canadá desarrollan esfuerzos por incluir otros beneficios.

En todos los estudios se considera la mortalidad prematura, ya sea en forma de mortalidad (vidas perdidas) o de YLL (años de vida perdidos). Destacan estudios que calculan ambas métricas,

⁷⁹ Si bien no se recalculó los beneficios estimados para la última versión del modelo, se referencia versiones previas donde se realizaron cálculos preliminares que dan cuenta del orden de magnitud de los mismos.

reportando ambas como resultados principal (UE), o como métricas complementarias (RIA de MP y la evaluación realizada por King's College).

Respecto a las sensibilidades destaca que la mayor parte de los estudios considerados evalúan diferentes niveles de la norma evaluada, mientras que sólo en los estudios de la EPA y de la CEPA se evalúan sensibilidades a los parámetros de modelación.

Tabla 3-35 Impactos cuantificados

Estudio	Incluido en resultados principales	Sensibilidades	Otras métricas
EPA – 2015 – Ozono	Mortalidad + Morbilidad (+ Orden de magnitud de impactos ambientales)	- 2 Niveles de norma - CRF mortalidad de ozono y MP	-
EPA – 2012 – MP	Mortalidad + Morbilidad	- 3 Niveles de norma - CRF Mortalidad de MP - Umbral de impacto de MP	- YLL
EPA – 2015 – Ladrillos	Mortalidad + Morbilidad + Desbeneficios por uso de energía + emisiones CO2	- 3 niveles de norma - CRF Mortalidad de MP - Umbral de impacto de MP	-
EPA – 2015 – Calefactores a leña	Mortalidad + Morbilidad	- CRF Mortalidad de MP - Umbral de impacto de MP	-
EPA – 2011 – Calderas	Mortalidad + Morbilidad	- 2 niveles de norma - CRF Mortalidad de MP	-
King's College London – 2015 – Reino Unido	YLL + Morbilidad		- Mortalidad - Esperanza de vida al nacer
NEPC – 2013 – MP Australia	YLL	- 3 niveles para cada norma - Validación con otra metodología para ciertos centros urbanos	-
INECC – 2014 – MP2.5 México	Mortalidad	- 2 escenarios	-
World Bank – 2012 – MP Colombia	DALY (YLL + YLD)	-	-
EMRC – 2014 - UE	Mortalidad o YLL + Morbilidad + Otros (Cultivos y daño material)	- 7 escenarios - Mediana y media para valores de VOLY o VVE	-
CEPA – 2016 – NOx Canadá	Mortalidad + morbilidad+ Otros (Cultivos, daño material y visibilidad)	- Parámetros de modelación (tasa de descuento, tasa crecimiento de equipamiento, demanda por Low NOx Burner, entre otras)	-

Fuente: Elaboración propia

En la Tabla 3-36 se presentan los tipos de efectos en la salud considerados en la estimación de los beneficios asociados a la reducción de la exposición de cada uno de los contaminantes. Se observa que todas las evaluaciones revisadas consideran la mortalidad asociada al MP2.5. Asimismo, las evaluaciones de normas de calidad europea (EMRC, 2014) tiene los mismos tipos de efectos considerados en los RIA de EEUU de la norma de calidad de ozono (US-EPA, 2015c) y calderas (US-EPA, 2011), siendo las evaluaciones que más tipos de efecto consideran. Se observa que siempre que se cuantifican los impactos de ozono, se consideran efectos de mortalidad, admisiones hospitalarias y reducción de actividad.

Por otro lado, se destaca que mientras en la UE y la EPA consideran las enfermedades crónicas y restricciones de actividad producidas por las emisiones de MP2.5, en Inglaterra y Australia⁸⁰, sólo se consideran los impactos de morbilidad asociados a admisiones hospitalarias. Asimismo, en México se enfocan sólo en la disminución de mortalidad asociada al MP2.5, mientras que en Colombia se cuantifican impactos de morbilidad asociado a enfermedades crónicas, admisiones hospitalarias y reducción de actividad, pero asociado a las emisiones de MP10.

Tabla 3-36 Tipo efectos en salud cuantificados por contaminante secundario y estudio

Estudio	Mortalidad prematura			Enf. Crónica		Acciones médicas			Restricción actividad		
	MP 2.5	NO ₂	O ₃	MP 10	MP 2.5	MP 10	MP 2.5	O ₃	MP 10	MP 2.5	O ₃
EPA – 2015 – Ozono	✓		✓		✓		✓	✓		✓	✓
EPA – 2012 – MP	✓				✓		✓			✓	
EPA – 2015 – Ladrillos	✓				✓		✓			✓	
EPA – 2015 – Calefactores a leña	✓				✓		✓			✓	
EPA – 2011 – Calderas	✓		✓		✓		✓	✓		✓	✓
King's College London – 2015 – Reino Unido	✓	✓					✓				
NEPC – 2013 – MP Australia ^a	✓						✓				
INECC – 2014 – MP2.5 México	✓										
World Bank – 2012 – MP Colombia	✓			✓		✓			✓		
EMRC – 2014 - UE	✓		✓		✓		✓	✓		✓	✓
CEPA – 2016 – NOx Canadá	✓		✓				✓	✓		✓	✓

a. Considera sólo la evaluación principal basado en las funciones de costo.

Fuente: Elaboración propia

En la Tabla 3-37 se presentan las causas de mortalidad consideradas para cada uno de los estudios y contaminantes. Se observa que en general se privilegia la cuantificación por medio de aquellos estudios que consideran las causas que capturan todos los efectos. Esto pues permite capturar todos los efectos, evitando complicaciones que puede haber en la adición de los efectos. México es el único país que evalúa la mortalidad en distintos efectos aditivos.

⁸⁰ Australia se basa en lo realizado en Inglaterra.

En el caso del RIA de ozono realizado por la EPA, se contabilizan y valorizan las muertes en el corto plazo por todas las causas, mientras que para la mortalidad en el largo plazo se contabilizan sólo aquellas asociadas a causas respiratorias. Estas últimas no son valorizadas, entre otras causas por la falta de una estimación del *lag* asociadas a estas muertes. Por su parte, para el RIA de la norma de emisión de calderas se presentan de forma independiente seis resultados de mortalidad estadística en el corto plazo asociada a la exposición del ozono, los cuales no son aditivos, sino que resultados de escenarios independientes. De estos casos, en cinco se estima la mortalidad para todas las causas, mientras que sólo uno estima la mortalidad asociada a causas cardiopulmonares. Cabe destacar que, en estas dos evaluaciones, RIA ozono y de norma de emisión de calderas, los resultados de las estimaciones de mortalidad por causas específicas no son aditivas con la mortalidad por todas las causas.

Tabla 3-37 Causas de mortalidad prematura consideradas por estudio y contaminante

Estudio	MP2.5				NO ₂	Ozono		
	Todas	Respiratoria	Cardiovascular	Cáncer de pulmón	Todas	Todas	Respiratoria	Cardiopulmonar
EPA – 2015 – Ozono	✓					✓	✓ ^b	
EPA – 2012 – MP	✓							
EPA – 2015 – Ladrillos	✓							
EPA – 2015 – Calefactores a leña	✓							
EPA – 2011 – Calderas	✓					✓		✓ ^c
King's College London – 2015 – Reino Unido	✓				✓			
NEPC – 2013 – MP Australia ^a	✓ ^a							
INECC – 2014 – MP2.5 México		✓	✓	✓				
World Bank – 2012 – MP Colombia	✓							
EMRC – 2014 - UE	✓					✓		
CEPA – 2016 – NOx Canadá	✓				✓			

- En el análisis secundario, utilizado para corroborar el análisis primario, se considera también la mortalidad, todas las causas para MP10.
- Las muertes de asociadas a ozono, todas las causas, corresponden a efectos de corto plazo. Las de mortalidad respiratoria considera los efectos en el largo plazo. Se cuantifican estas muertes estadísticas, sin embargo, no se valorizan.
- Se presentan como escenarios independientes, no son aditivas con los otros 5 escenarios independientes de mortalidad para todas las causas.

Fuente: Elaboración propia

En la Tabla 3-38 se presentan las causas consideradas por enfermedad crónica, las cuales considera dos alternativas: bronquitis crónica e infartos no fatales. La EPA solía cuantificar y valorizar los casos de bronquitis crónica hasta el nuevo RIA de MP (2012), donde se establece que la “ausencia de nuevos estudios que encuentre una relación entre la exposición de largo

plazo de MP2.5 y bronquitis crónica es motivo para mover este impacto desde el núcleo del análisis de beneficio a escenarios de sensibilidad” (US-EPA, 2012a). Esta es la razón por la cual se considera en la evaluación de la norma de caldera, pero no en los estudios posteriores. Respecto a los infartos, hoy la EPA entrega dos valores: uno asociado al estudio de Peters et al. (2001) que solía ser el único valor, y otro asociado a una combinación de cuatro nuevos estudios que han estudiado este efecto. Los valores de esta combinación son significativamente más bajos que los de Peters, sin embargo, este último presenta un estudio robusto y con fortalezas en la caracterización de los casos (incluyendo entrevistas) que los otros no poseen. De las demás evaluaciones revisadas, sólo la europea considera efectos crónicos asociados a la bronquitis crónica, tanto de niños como de adultos. Por último, en el estudio de Colombia utilizan el mismo estudio que en Europa para estimar la CRF que relaciona la exposición a MP⁸¹ con la bronquitis crónica en adultos.

Tabla 3-38 Causas de enfermedad crónica consideradas por estudio y contaminante

Estudio	MP ₁₀	MP _{2.5}	
	Bronquitis crónica	Bronquitis crónica	Infarto agudo de miocardio – no fatal
EPA – 2015 – Ozono			✓
EPA – 2012 – MP			✓
EPA – 2015 – Ladrillos			✓
EPA – 2015 – Calefactores a leña			✓
EPA – 2011 – Calderas		✓	✓
World Bank – 2012 – MP Colombia	✓		
EMRC – 2014 - UE		✓	

Fuente: Elaboración propia

En la Tabla 3-39 y Tabla 3-40 se presentan las causas consideradas para MP2.5 y ozono, respectivamente. Se observa una tendencia a considerar únicamente las admisiones hospitalarias totales por síntomas respiratorios y cardiovasculares de forma independiente. Lo mismo para las visitas a sala de emergencia, donde se contabilizan las visitas por efectos respiratorios únicamente. Por su parte se contabilizan de forma diferenciada las visitas médicas por causa, al tratarse de causas independientes se puede realizar la suma sin problemas de doble conteo. Cabe destacar que los estudios de la EPA consideran otros efectos además de las admisiones respiratorias y cardiovasculares en las admisiones respiratorias, sin embargo, se destaca que las causas no se suman, sino que se combinan cuidando evitar los dobles conteos. Por ejemplo, para el RIA de Ozono (2015), se consideran las admisiones hospitalarias respiratorias (sin detalle) para los mayores a 64 años, mientras que para el grupo etario 18-64 sólo se consideran las admisiones hospitalarias por enfermedades respiratorias crónicas, y para los menores a 18 sólo se consideran las admisiones por asma. Se observa también que ha habido variaciones en los efectos considerados tras la publicación del RIA de MP, lo cual se nota al comparar los RIA posteriores a esa fecha con el de la norma de emisión de calderas.

⁸¹ Colombia utiliza la fracción MP10, mientras que en Europa la fracción MP_{2.5}

Tabla 3-39 Causas de acción médica consideradas por estudio para MP2.5

Estudio	Admisiones Hospitalarias								Visitas médicas				Sala emergencia
	ASTH	RSP	CVD	DYS	IHD	CLD	CHF	PNEU	BRO	Ex. Asm.	LRS	URS	RSP
EPA – 2015 – Ozono	✓	✓	✓			✓			✓	✓	✓	✓	✓
EPA – 2012 – MP	✓	✓	✓			✓			✓	✓	✓	✓	✓
EPA – 2015 – Ladrillos	✓	✓	✓			✓			✓	✓	✓	✓	✓
EPA – 2015 – Calefactores a leña	✓	✓	✓			✓			✓	✓	✓	✓	✓
EPA – 2011 – Calderas	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
King's College London – 2015 – Reino Unido		✓	✓										
NEPC – 2013 – MP Australia ^b		✓	✓										
World Bank – 2012 – MP Colombia ^a		✓	✓								✓	✓	✓
EMRC – 2014 - UE		✓	✓							✓			
CEPA – 2016 – NOx Canadá		✓											

a. Para MP10

b. Para el análisis secundario, consideran para MP2.5 y MP10: Admisión hospitalaria, RSP y CVD, Sala Emergencia, RSP.

Fuente: Elaboración propia

Tabla 3-40 Causas de acción médica consideradas por estudio para Ozono

Estudio	Admisiones Hospitalarias				Visitas médicas	Visitas sala emergencia
	RSP	CVD	CLD	PNEU	Ex. Asm.	RSP
EPA – 2015 – Ozono	✓				✓	✓
EPA – 2011 – Calderas	✓		✓	✓		✓
EMRC – 2014 - UE	✓	✓				
CEPA – 2016 – NOx Canadá	✓					

Fuente: Elaboración propia

En la Tabla 3-41 se presentan los tipos de actividad restringida considerados por estudio y contaminante. Se distingue entre aquellos tipos que implican una disminución en la productividad o rendimiento por causas asociadas a la exposición a contaminantes, y a aquellos tipos asociados a días perdidos, ya sean laborales (MP2.5) o de colegio (Ozono). La actividad restringida se basa en estudios antiguos desarrollados a fines de la década de los 80 o principios de los 90. Sólo para días de colegio perdidos la EPA considera un estimado en base a la combinación de dos estudios del 2000 y 2001.

Tabla 3-41 Tipos de actividad restringida consideradas por estudio y contaminante

Estudio	MP10	MP2.5	Ozono	
	Días de actividad restringida menor	Días laborales perdidos	Días de actividad restringida menor	Días de colegio perdidos
EPA – 2015 – Ozono		✓	✓	✓
EPA – 2012 – MP		✓	✓	
EPA – 2015 – Ladrillos		✓	✓	
EPA – 2015 – Calefactores a leña		✓	✓	
EPA – 2011 – Calderas		✓	✓	✓
World Bank – 2012 – MP Colombia	✓			
EMRC – 2014 - UE			✓	
CEPA – 2016 – NOx Canadá		✓	✓	

Fuente: Elaboración propia

Si bien todos los estudios reconocen que existen otros efectos no cuantificados, solo algunos los identifican explícitamente con un nivel detalle suficiente. En la Tabla 3-42 y Tabla 3-43 se presentan los otros impactos no cuantificados identificados explícitamente⁸² para salud y bienestar distinto a salud. Se observa que el RIA del ozono realizado por la EPA considera la mayor cantidad de otros impactos, tanto de salud como bienestar.

⁸² Aquellos que no explicitan los otros efectos no son incluidos las tablas descritas.

Tabla 3-42 Otros impactos identificados explícitamente, Salud

Tipo Efecto	Contaminante	Efecto	Causa	EPA – 2015 – Ozono	EPA – 2015 – MP	EPA – 2015 – Ladrillos	EPA – 2015 – Calefactores a leña	EPA – 2011 – Calderas
Mortalidad prematura	NO ₂	Mortalidad Prematura	Todas	✓	✓			
	Ozono		Todas	✓	✓			✓
	SO ₂		Todas		✓			✓
	VOC		Todas				✓	
Acciones médicas	MP2.5	Admisiones Hospitalarias	Cardiovascular					✓
		Otros efectos	Exposición a UV					✓
		Visitas sala emergencia	Cardiovascular	✓	✓	✓	✓	
	NO ₂	Admisiones Hospitalarias	Asma	✓	✓			
			Enfermedad respiratoria crónica	✓	✓			
		Visitas médicas	Exacerbación de asma	✓	✓			

Tipo Efecto	Contaminante	Efecto	Causa	EPA – 2015 – Ozono	EPA – 2015 – MP	EPA – 2015 – Ladrillos	EPA – 2015 – Calefactores a leña	EPA – 2011 – Calderas
	Ozono	Visitas sala emergencia	Respiratoria	✓	✓			
		Admisiones Hospitalarias	Cardiovascular	✓	✓			
			Respiratoria		✓			
		Otros efectos	Exposición a UV					✓
		Visitas sala emergencia	Respiratoria		✓			✓
	SO ₂	Admisiones Hospitalarias	Respiratoria		✓			✓
		Visitas médicas	Exacerbación de asma		✓			✓
		Visitas sala emergencia	Respiratoria		✓			✓
Otros médicos	Hg	Daño mercurio	Cardiovascular		✓			✓
			Desorden neurológico		✓			✓
			Problemas de aprendizaje					✓

Tipo Efecto	Contaminante	Efecto	Causa	EPA – 2015 – Ozono	EPA – 2015 – MP	EPA – 2015 – Ladrillos	EPA – 2015 – Calefactores a leña	EPA – 2011 – Calderas
			Reproductivo					✓
			Retraso en desarrollo					✓
			Aumento en la metilación de mercurio		✓			✓
	MP2.5	Efectos reproductivos y de desarrollo	Reproductivo	✓	✓	✓	✓	
		Otros efectos	Cardiovascular	✓	✓	✓	✓	
			Respiratoria	✓	✓	✓	✓	✓
	NO ₂		Respiratoria	✓	✓			
	Ozono	Efectos reproductivos y de desarrollo	Reproductivo	✓	✓			
		Otros efectos	Respiratoria	✓	✓			✓
	SO ₂		Respiratoria		✓			✓
	VOC		Cardiovascular				✓	

Tipo Efecto	Contaminante	Efecto	Causa	EPA – 2015 – Ozono	EPA – 2015 – MP	EPA – 2015 – Ladrillos	EPA – 2015 – Calefactores a leña	EPA – 2011 – Calderas
			Respiratoria				✓	
Restricción actividad	Ozono	Reducción de productividad en trabajadores en terreno	Todas	✓	✓			
		Días de colegio perdidos			✓			
Enfermedad Crónica	MP2.5	Enfermedad Crónica	Bronquitis crónica	✓	✓	✓	✓	
			Cáncer	✓	✓	✓	✓	

Fuente: Elaboración propia

Tabla 3-43 Otros impactos identificados explícitamente, Bienestar no-salud

Contaminante	Tipo Efecto	Efecto	EPA – 2015 – Ozono	EPA – 2015 – Ladrillos	EPA – 2015 – Calefactores a leña	EPA – 2011 – Calderas	EMRC – 2014 - UE	CEPA – 2016 – NOx Canadá
Hg	Ecosistemas	Impacto en animales y aves				✓		
		Impacto en pesca				✓		
MP2.5	Cambio Climático	Cambio Climático				✓		
	Infraestructura	Daño material				✓		
	Visibilidad	Visibilidad			✓	✓		

NOx	Cambio Climático	Cambio Climático	✓					
	Ecosistemas	Acidificación	✓					
		Enriquecimiento de nitrógeno	✓					
		Eutrofización					✓	
	Infraestructura	Daño material	✓					✓
	Visibilidad	Visibilidad	✓					✓
Ozono	Ecosistemas	Crecimiento y reproducción vegetal	✓			✓		✓
SO₂		Acidificación				✓	✓	
BC	Cambio Climático	Cambio Climático			✓			
VOC	Ecosistemas	Todas	✓		✓			
	Infraestructura	Daño material	✓					
	Visibilidad	Visibilidad	✓		✓			

Fuente: Elaboración propia

3.3 Comparación de metodología de los AGIES con estándares internacionales

Una vez revisadas las evaluaciones internacionales (Sección 3.1) y realizar un análisis comparativo de ellas (Sección 3.2), se procede a compararlas con el estado de las evaluaciones nacionales. Para ello se revisaron AGIES desarrollados durante el último año, que representan la situación actual de los AGIES a nivel nacional. En específico se revisaron:

- Análisis General de Impacto Económico y Social del Anteproyecto de revisión de la norma de emisión para calderas (MMA, 2017a)
- Análisis General de Impacto Económico y Social del Anteproyecto de revisión de norma primaria de calidad del aire para material particulado respirable MP_{10} (MMA, 2017b)
- Análisis General de Impacto Económico y Social para el proyecto definitivo de la norma de calidad primaria por dióxido de azufre (SO_2) (MMA, 2017c)

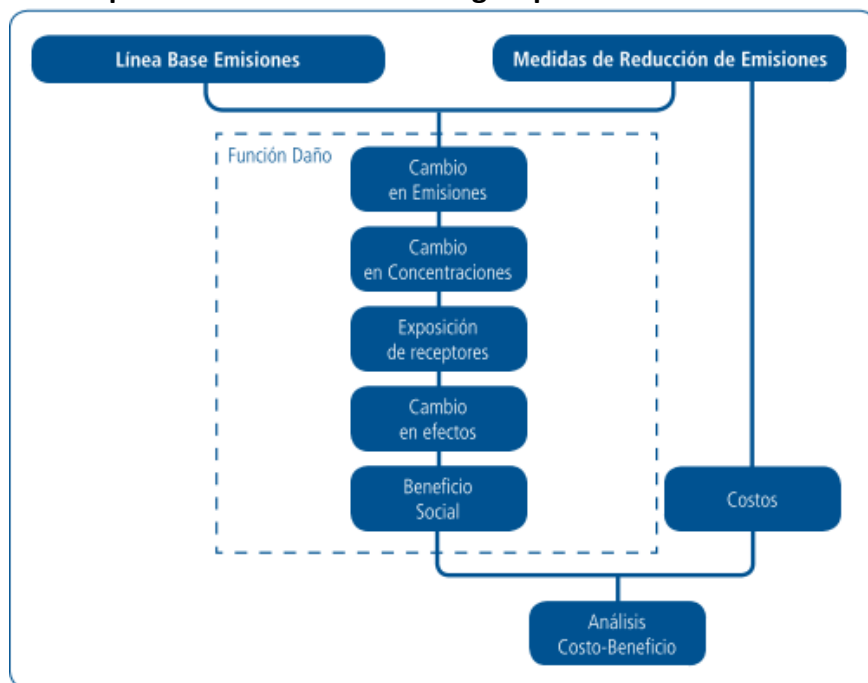
Los AGIES en Chile se basan en la guía metodológica para la elaboración de un AGIES (MMA, 2013), en ella se establece un marco metodológico que permite seguir el flujo desde los efectos⁸³ en las emisiones de la implementación de una norma y a partir de lo anterior derivar consecutivamente los cambios en las concentraciones, en la exposición de la población, la variación en los efectos y la valorización de estos. Lo anterior permite estimar los beneficios de una regulación, mientras que los costos se asocian a los costos adicionales en que se debe incurrir para cumplir con la regulación. El análisis de los beneficios y los costos dan cuenta del análisis costo-beneficio de la norma, permitiendo establecer indicadores tales como los beneficios netos o el ratio beneficio/costo.

La Figura 3-9 presenta de forma esquemática lo recién descrito, cabe destacar la semejanza con las figuras esquemáticas de la EPA (Figura 3-2), México (Figura 3-6) y Europa (Figura 3-8). Salvo las evaluaciones de México y Colombia⁸⁴, todas las metodologías siguen la misma lógica de estimar el cambio en las reducciones⁸⁵ y a partir de ellas, estimar las diferencias en las concentraciones y cuantificar los beneficios de esta disminución, y compararlo con los costos de las medidas que dan pie a las reducciones.

⁸³ En comparación con una línea base

⁸⁴ Estas metodologías son iguales para la parte de beneficios, pero no estiman los costos

⁸⁵ Reducciones en emisiones o concentración, de acuerdo al instrumento específico que se esté evaluando

Figura 3-9 Esquema del Marco Metodológico para la elaboración de un AGIES

Fuente: (MMA, 2013)

Sin embargo, en la implementación del marco metodológico existen variaciones importantes. Por un lado, se tienen implementaciones más complejas⁸⁶ con modelaciones en sistemas de información geográfica que permiten estimaciones más precisas de la exposición de la población a los cambios de concentración. En EEUU se utiliza BENMAP, en Reino Unido un modelo propio⁸⁷, en Europa el modelo GAINS y en Canadá los modelos E3MC, AURAMS, AQBAT y AQVM2. Todas estas son herramientas intensivas en el uso de recursos e información. El uso de estas modelaciones geográficas permite, por ejemplo, distinguir funciones de daño promedio según tipo de fuente considerando las características de sus emisiones, la ubicación de las fuentes y la localización de los receptores, como lo hizo la EPA para fuentes de 17 sectores (US-EPA, 2013). Estas estimaciones fueron la base para desarrollar de forma simplificada evaluaciones posteriores (US-EPA, 2015a, 2015b, 2015c). Aun así, la cuantificación de los principales efectos evitados es realizada para tener el orden de magnitud de ellos, así como la identificación de otros impactos relevantes.

Por otro lado, en Australia se sigue un modelo simplificado, donde se realiza una transferencia de los beneficios por tonelada reducida de Reino Unido a Australia (NSW EPA, 2013), ajustando por el valor del año de vida de cada país. Esta simplificación permite obtener de forma sencilla estimaciones del beneficio social por tonelada reducida, sin tener que realizar todo el proceso que estima los efectos. Sin embargo, tiene como base que esta transferencia es posible,

⁸⁶ Respecto a la realizada en los AGIES

⁸⁷ Se utiliza el modelo LAQT (*London Air Quality Toolkit*) para modelar la concentración a partir de las emisiones del modelo LAEI (*London Atmospheric Emissions Inventory*).

implicando que las tasas de incidencia base, las características de la población, las condiciones de dispersión y las CRF son suficientemente similares. Por este motivo, en Australia se realiza una verificación simplificada para algunas regiones que cuentan con suficiente información disponible como para realizar un análisis de impacto que considere las tasas de incidencia, características y CRF estimadas para Australia (Marsden Jacob Associates, 2013a). A partir de dicho análisis se concluye que el método de transferencia de beneficios resulta en una estimación más bien conservadora, pero válida para evaluar escenarios de norma de calidad (Marsden Jacob Associates, 2013b).

Si bien el uso de tasas de descuento sociales para la estimación de costos y beneficios es ampliamente utilizado tanto en Chile como en el extranjero, destaca la diferencia metodológica en la definición del horizonte de evaluación. Mientras en Chile se utiliza un horizonte de evaluación de 10 años, las evaluaciones internacionales estudiadas en general usan la comparación para un año, ya sea histórico (basado en datos del mismo año usados como línea base, y que estudian el efecto de si la regulación hubiera estado implementada, como en México, Colombia o Inglaterra) o en un año futuro (donde se compara una situación base-sin norma- con un escenario en que la regulación ya está implementada, como en EEUU y Europa). Aunque las evaluaciones que discuten este punto consideran que el método del valor presente neto es más informativo y completo, considera que además de ser bastante más intensivo en el uso de recursos, contiene incertidumbres mayores asociadas a los supuestos que se deben realizar. Entre estos supuestos que agregan incertidumbre destacan:

- **Definición del horizonte de modelación**, la cual no es directa desde las medidas a implementar y está sujeta a incertidumbres
- **Tiempos de implementación de las medidas**, los resultados son sensibles al año en que se implementa una medida. El análisis de normas de calidad presume cuáles serán las medidas que serán necesarias para alcanzar con los estándares en el futuro, decidir en qué año entran estas medidas representa una fuente más de incertidumbre. Si bien en el caso de las normas de emisión es más directa la relación entre las medidas a implementar y sus plazos de implementación, aun así se suelen entregar plazos para alcanzar los estándares de emisión siendo una fuente de incertidumbre, aunque menor al caso de las normas de calidad.
- **El impacto de la norma en la reducción de las tasas de mortalidad y su impacto en las tablas de vida de la población**. Existen impactos endógenos en la modelación del impacto de la reducción de la mortalidad por efectos de la norma, lo cual implica que las tablas población por cohorte de edad podrían variar de forma relevante. La modelación de lo anterior implica que se debe conocer el cambio de la calidad del aire año a año, lo cual representa un desafío de modelación importante, además de una nueva fuente de incertidumbre.

El uso del análisis en un año permite comparar los beneficios que se recibirían por la implementación de la regulación durante ese año⁸⁸ con los costos anualizados en base a la vida útil de cada una de las medidas que debieron haber sido implementadas para cumplir con la regulación estudiada. Los costos son anualizados considerando la misma tasa de descuento con que se traen al año de estudio los beneficios futuros. Este tipo de enfoque, si bien entrega menos información respecto a la trayectoria esperada de las medidas de implementación, emisiones, concentración, beneficios y costos, permite obtener resultados más sólidos en el sentido de que depende de menos supuestos de modelación. En Chile también se realiza la etapa de anualizar el total de los costos en base a la vida útil de la medida, sin embargo, este costo anualizado se utiliza durante un período arbitrario de tiempo que considera el análisis de la norma.

Respecto a los costos considerados, estos están asociados principalmente a las medidas a implementar, las cuales dependen de las características propias de la regulación analizada. Mientras que los beneficios considerados corresponden principalmente a los de salud, sólo en Europa, Canadá y en el análisis preliminar de la norma de Ozono en EEUU se valorizan los beneficios asociados al bienestar, principalmente asociados al efecto del ozono en los cultivos. También en el caso de una norma específica para un sector se estudia sus efectos en el mercado por medio de modelos econométricos, tal como se hace en el sector ladrillos (US-EPA, 2015a) y calefactores a leña (US-EPA, 2015b). Sólo en el RIA de EEUU del sector ladrillos, y en la evaluación de escenarios de norma de Australia se considera también las variaciones de las emisiones de GEI dentro de los costos, o eventualmente beneficios, en ambos casos resultaban en un efecto neto de costos por el aumento del consumo energético y las consiguientes emisiones de GEI, sin embargo, su magnitud era muy menor comparada con los beneficios asociados a las regulaciones.

En la Tabla 3-44 se presentan una síntesis de los efectos en salud cuantificados en los últimos AGIES desarrollados a nivel local. Las funciones concentración-respuesta para estos efectos provienen principalmente de la guía metodológica para la elaboración de un AGIES (MMA, 2013).

⁸⁸ Esto considera los casos de mortalidad estadística que ocurren hasta en 20 años, en dichos caso existen dos opciones, se traen al presente el número de muertes descontando con la tasa de descuento y luego se valorizan como se hace en el estudio de Londres (Walton et al., 2015), o se contabiliza el número de muertes sin descontar y al momento de valorar se trae al valor presente del año de estudio, como la hace la EPA en sus RIAs. La excepción es el caso mexicano donde sólo consideran las muertes estadísticas que ocurren durante ese año

Tabla 3-44 Efectos en salud considerados en los AGIES recientes en Chile

Tipo Efecto	Efecto	Causa	Contaminante	MMA-2017-Calderas	MMA-2017-MP10	MMA-2017-SO ₂ ^a
Mortalidad prematura	Mortalidad Prematura	Todas	MP10	✓	✓	
			MP2.5	✓	✓	
Enfermedad Crónica	Enfermedad Crónica	Bronquitis crónica	MP10	✓	✓	
Acciones médicas	Admisiones Hospitalarias	Asma	MP2.5	✓	✓	
			SO ₂			✓
		Cardiovascular	MP2.5	✓	✓	
		Enfermedad respiratoria crónica	MP2.5	✓	✓	
		Neumonía	MP2.5	✓	✓	
	Visitas médicas	Exacerbación de asma	SO ₂			✓
	Visitas sala emergencia	Respiratoria	MP2.5	✓	✓	
Restricción actividad	Días de actividad restringida	Todas	MP2.5	✓	✓	
	Días de actividad restringida menor		MP2.5	✓	✓	
	Días laborales perdidos		MP2.5	✓	✓	

a. El AGIES a la norma de calidad del SO₂ no reporta ningún beneficio ni costo asociado, pero teóricamente existen efectos (y CRF) para su cuantificación

Fuente: En base a MMA (2017a, 2017b, 2017c)

Se observa que en términos de mortalidad los estudios en Chile están considerando tanto la mortalidad adulta relacionada la exposición crónica a MP2.5, como la mortalidad infantil (menores a 1 año) asociada a la exposición crónica a MP10. Respecto a este último punto, la EPA utiliza la misma CRF, obtenida desde (T J Woodruff, Grillo, & Schoendorf, 1997), pero la aplica para MP2.5. Al respecto la EPA menciona que existe un estudio más reciente específico al material particulado fino (Tracey J. Woodruff, Parker, & Schoendorf, 2006) cuyos resultados alcanzan estimados similares a los de escalar el MP10 a MP2.5, sin embargo, el estudio de 1997 es preferido por tener una escala mayor. Por lo demás, los valores para mortalidad de adultos han sido actualizados, mayor detalle se presenta en la Sección 4.1.

Un aspecto metodológico importante que no se considera en los AGIES en Chile, es el retraso (*lag*) asociado a las muertes prematuras producto de la exposición a concentraciones de MP2.5. Este retraso se considera en las siguientes evaluaciones: EPA (MP, Ladrillos y Calefactores), Reino Unido y en la unión europea⁸⁹.

⁸⁹ No se utiliza directamente en este estudio de la UE, pero se da como recomendación a futuro (Héroux et al., 2015)

Se debe tener en cuenta que considerar el retraso en las muertes no afecta el total de casos de mortalidad evitados por la reducción de la concentración de MP2.5, sino la valoración de los beneficios asociados a esta reducción. Al no considerar este retraso, los beneficios se están sobreestimando, hasta en un 22.5% utilizando una tasa de descuento del 7% (US-EPA, 2012a, Chapter 5.A.1). Otro aspecto a considerar es que el valor de la vida estadística debiera aumentar con el tiempo, lo que implica un mayor beneficio de muertes evitadas en el futuro⁹⁰.

Respecto a las enfermedades crónicas, Chile considera la bronquitis crónica al igual que el último estudio de Europa, con la diferencia de que este lo considera en relación a la exposición a MP2.5 (IIASA, 2013). En EEUU, si bien hasta el RIA de calderas se incluía el efecto de la bronquitis crónica, la falta de nuevos estudios que relacionen este efecto con la exposición a MP ha implicado que ya no se considera dentro del núcleo de los efectos cuantificados y valorizados, tal como se exponen en el RIA de MP (US-EPA, 2012a). Colombia al igual que Chile, también cuantifica los casos de bronquitis crónica asociados a la exposición al MP10.

En lo que respecta a las admisiones hospitalarias, Chile sigue estimaciones similares a las que hacia la EPA antes del RIA de MP del año 2012, es decir, se consideran las admisiones hospitalarias por todos los motivos cardiovasculares (sin especificar), mientras que para las causas respiratorias se distingue entre los distintos efectos. De las evaluaciones revisadas tras ese año se observa que todas consideran las admisiones hospitalarias por causas respiratorias sin distinguir por tipo de causa. Donde sí se hace típicamente distinción por causa es en las visitas médicas asociadas a causas respiratorias, sin embargo, en los últimos AGIES desarrollados no se han cuantificado ni valorizados estos efectos de la exposición a la contaminación. Respecto a las visitas a salas de emergencia, sí se consideran las causas respiratorias, que están típicamente asociadas a episodios de asma.

Respecto a la restricción de actividad en las evaluaciones estudiadas, se distinguía entre una restricción parcial (actividad restringida) o total (días perdidos), mientras que en Chile se cuenta con una distinción entre la actividad restringida y la actividad restringida total. Asimismo, se destaca que en EEUU se cuenta con una relación que asocia la exposición a ozono troposférico con el ausentismo escolar, efecto que al afectar a un rango etario distinto (5-17) es aditivo con los días laborales perdidos que aplican a un rango etario en edad adulta (18-64).

3.4 Beneficios calculados en las evaluaciones internacionales revisadas

En esta sección se revisarán los principales beneficios valorizados y su distribución para cada estudio. Dado que cada estudio utiliza una unidad monetaria distinta⁹¹, la comparación entre distintos estudios se realizará solo a nivel de distribución de beneficios. Sin perjuicio de esto se presentan los valores absolutos de los estudios.

⁹⁰ Si la tasa de crecimiento del valor de la vida estadística es menor a la tasa de descuento, los beneficios al no considerar el retraso se sobreestiman.

⁹¹ La variación considera tanto la moneda como su año, no es igual un USD2008 con un USD2011

La Tabla 3-45 presenta los principales beneficios valorizados en cada estudio revisado. Se incluyen también los beneficios valorizados en los AGIES de Chile revisados⁹². Se presentan también la unidad monetaria de cada beneficio y los beneficios totales utilizando expresados en USD al 2011⁹³.

Se observa que todos los estudios presentados valorizan siempre la mortalidad prematura, y solo las evaluaciones de la EPA al MP, Colombia al MP y la unión europea valorizan los cuatro tipos de efectos asociados a salud. La evaluación de la unión europea es la única que valoriza efectos distintos en salud.

⁹² El AGIES de la norma de SO₂ no presenta costos ni beneficios dado que no existe superación de esta en la línea base (MMA, 2017c)

⁹³ La metodología para convertir valores de cierta moneda a USD en un año común consiste en utilizar la equivalencia promedio entre monedas del año base, y luego trasladarla temporalmente al año en común utilizando el crecimiento o decrecimiento del GDP total de EEUU.

Tabla 3-45 Beneficios valorizados de cada estudio de evaluación de impacto

Estudio	Unidad	Total	Acciones médicas	Mortalidad prematura	Restricción actividad	Enfermedad Crónica	Bienestar ^a	Total [MM USD2011]
EPA ^b – 2015 – Ozono ^c	Millones USD2011	\$5,900 ^d						\$5,900
EPA ^b – 2012 – MP	Millones USD2006	\$8,217	\$12	\$8,111	\$40	\$54		\$8,446
EPA ^b – 2015 – Ladrillos	Millones USD2011	\$170 ^d						\$170
EPA ^b – 2015 – Calefactores a leña	Millones USD2013	\$6,900 ^d						\$6,639
EPA ^b – 2011 – Calderas	Millones USD2008	\$49,055	\$0.1 ^g	\$49,055	\$0.2 ^g			\$49,684
King's College London – 2015 – Reino Unido ^e	Millones Libras2014	\$1,380	\$19	\$1,361				\$2,133
INECC – 2014 – MP2.5 México	Millones de MXN2010	\$27,000		\$27,000				\$27,432
World Bank – 2012 – MP Colombia	Miles Millones COP2012	\$5,708	\$311	\$4,519	\$839	\$40		\$2,946
EMRC – 2014 - UE	Millones Euro2005	\$77,162	\$166	\$67,524	\$6,351	\$2,699	\$422	\$103,630
CEPA – 2016 – NOx Canadá	Millones CAD2015	\$6,805 ^h					\$377	\$6,206
MMA-2017-Calderas ^f	Miles de UF	\$11,812	\$59.5	\$11,512	\$240.8			\$409
MMA-2017-MP10 ^f	Miles de UF	\$90,465	\$390	\$87,537	\$2,537			\$3,130

a. Considera efectos sobre cultivos y daño a materiales

b. Para los estudios de la EPA se presentan los beneficios considerando una tasa de descuento del 7% y el coeficiente de mortalidad prematura propuesto por (Lepeule et al., 2012). Para el de calderas se presentan los resultados en base a (Laden et al., 2006)

c. Se consideran los beneficios utilizando los CRF propuestos por Zanobetti and Schwartz (2008) para ozono y Lepeule et al. (2012) para MP2.5 (ver Tabla 3-1)

d. El estudio reporta los beneficios totales valorizados sin distinguir por tipo de efecto, no obstante, se menciona que los beneficios asociados a mortalidad prematura corresponden al 98% del total

e. Los resultados del estudio de Australia no se presentan, pues concluyen que ningún escenario es alcanzable en su totalidad, pero dado que la metodología se basa en la de Reino Unido la distribución de los beneficios entre tipos de efectos es la misma.

f. Calculados como el total de casos reportados por el costo unitario de cada uno sin considerar temporalidad. Ambos se reportan en los AGIES respectivos. No se consideraron los beneficios asociados a la mortalidad prematura del MP10, para evitar doble conteo con el MP2.5

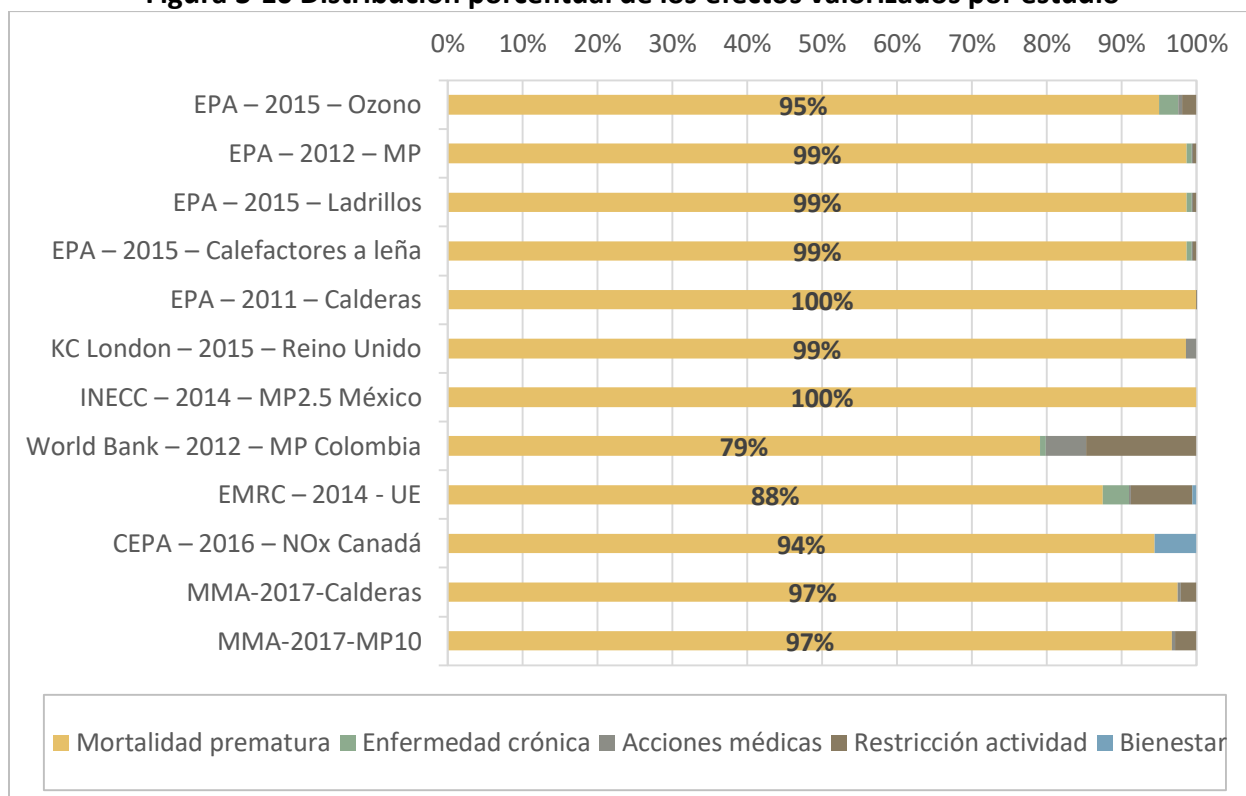
g. Sólo asociado a la reducción de ozono. La valorización de los resultados asociados al MP2.5 se presentan sin distinción por impacto, pero principalmente se deben a mortalidad prematura.

h. El estudio reporta los beneficios totales valorizados asociados a salud sin distinguir por tipo de efecto. El total corresponde a la suma de los beneficios de ambas normas evaluadas.

Fuente: Elaboración propia

La Figura 3-10 presentan la distribución porcentual de los efectos valorizados en cada estudio. Se observa que los beneficios asociados a la mortalidad prematura son los dominantes en cada estudio. En la gran mayoría de los estudios los beneficios asociados a mortalidad equivalen a más del 95%, solo el estudio de Colombia, la Unión Europea y Canadá presentan porcentajes menores, y aun así representan la inmensa mayoría de los beneficios considerados.

Figura 3-10 Distribución porcentual de los efectos valorizados por estudio



Nota: Se presenta el porcentaje de beneficios asociados a mortalidad prematura.

Para los casos en que no se presentaba el detalle numérico por tipo de efecto, se asigna la distribución de acuerdo a lo descrito en el texto del estudio.

Fuente: Elaboración propia

Los estudios de a EPA, Reino Unido y México se enfocan principalmente en la valoración de los casos de mortalidad prematura, al ser estos significativamente más altos que los demás efectos, de esta forma se enfocan en entregar mayores detalles respecto a este efecto mediante la sensibilización con distintos coeficientes de riesgo.

En la evaluación de impacto realizada por la EPA para el ozono (ver Sección 3.1.1) se dice que se valorizaron preliminarmente los beneficios de efectos distintos a salud, pero dado que eran

menores no se incluyeron en el análisis final⁹⁴ (US-EPA, 2015c). En particular se revisaron beneficios asociados al incremento del rendimiento de cultivos y bosques, y al secuestro y almacenamiento de carbono (US-EPA, 2014).

La Tabla 3-46 presenta con mayor detalle los beneficios valorizados en el estudio de Colombia (The World Bank, 2012). Este estudio destaca por que la mortalidad prematura tiene el menor porcentaje de valoración, siendo solo del 79.2%. En este estudio, el valor de la vida estadística corresponde a \$1,008 millones de pesos colombianos al 2012. Destaca la valorización de los efectos asociados a los días con restricción de actividad (14.7%), el cual valoriza cada caso ocurrido en base a la suma del COI (7.8 miles de pesos al 2012/día) y al WTP (18 miles de pesos al 2012/día) (The World Bank, 2012, sec. 2.4), los cuales se multiplican por un total de 32.7 millones de días con actividad restringida.

Tabla 3-46 Efectos valorizados en estudio de Colombia MP al año 2010

Tipo Efecto	Efecto	Causa	Casos Salud Evitados	Beneficios valorizados [MM COP2012]	
Mortalidad prematura	Mortalidad Prematura	Todas *	5,027	\$4,519,000	79.2%
Acciones médicas	Admisiones Hospitalarias	Respiratoria	9,492	\$56,000	1.0%
	Visitas médicas	Infección respiratoria aguda	374,314	\$84,000	1.5%
		Infección respiratoria crónica	104,225,594	\$113,000	2.0%
	Visitas sala emergencia	Respiratoria *	186,208	\$58,000	1.0%
Enfermedad Crónica	Enfermedad Crónica	Bronquitis crónica *	4,675	\$40,000	0.7%
Restricción actividad	Días de actividad restringida menor	Todas *	32,748,479	\$839,000	14.7%
Total				\$5,708,000	100%

Nota: Sólo los casos de mortalidad prematura son estimados a partir de las concentraciones de MP2.5. Todos los efectos de morbilidad son estimados a partir de la exposición a MP10.

* Efectos incluidos en los últimos AGIES de Chile realizados por el MMA (2017a, 2017b, 2017c)

Fuente: Elaboración propia en base a (The World Bank, 2012)

En el estudio de la unión europea (EMRC, 2014) se valorizaron otros efectos distintos a salud de la contaminación atmosférica, en particular efectos de daño a materiales por depositación ácida y reducción del rendimiento de cultivos por la presencia de ozono. Los resultados de todos los beneficios valorizados, incluyendo estos efectos distintos a la salud, se presentan en la Tabla 3-47.

⁹⁴ Entre el documento preliminar y la versión final hubo varias mejores técnicas que cambiaron los escenarios de emisiones. No se realizó una re-estimación final de los efectos distintos a la salud con estos cambios en las emisiones, sin embargo se espera que estuvieran en el orden de los 900 millones de USD2011 (US-EPA, 2014, sec. 6.6)

De la Tabla 3-47 se observa que el 87.5% de los beneficios se asocia a casos de mortalidad evitados. Otros efectos con beneficios importantes son los días laborales perdidos (7.9%) y los casos de bronquitis crónica (3.5%). La valoración de los casos de mortalidad prematura, días laborales perdidos y casos de bronquitis es de 1.09 millones de Euro, 130 Euros y 53.6 miles de Euros, respectivamente⁹⁵. Respecto a la valoración de beneficios distintos a salud, estos apenas representan el 0.6% del total.

Tabla 3-47 Efectos valorizados en estudio de UE considerando efectos distintos a salud en el año 2025

Tipo Efecto	Efecto	Causa	Casos Evitados	Beneficios valorizados [Millones Euro2005]	
Mortalidad prematura	Mortalidad Prematura	Todas *	63,067	\$67,524	87.5%
Acciones médicas	Admisiones Hospitalarias	Cardiovascular *	21,940	\$49	0.1%
		Respiratoria	22,405	\$49	0.1%
	Visitas médicas	Exacerbación de asma *	1,623,649	\$68	0.1%
Enfermedad Crónica	Enfermedad Crónica	Bronquitis crónica *	203,269	\$2,699	3.5%
Restricción actividad	Días de actividad restringida menor	Todas *	5,844,191	\$245	0.3%
	Días laborales perdidos	Todas *	66,368,976	\$6,106	7.9%
Bienestar	Ecosistemas	Cultivos	-	\$279	0.4%
	Infraestructura	Daño material	-	\$143	0.2%
Total				\$77,162	100.0%

*: Efectos incluidos en los últimos AGIES de Chile realizados por el MMA (2017a, 2017b, 2017c)

Fuente: Elaboración propia en base a (EMRC, 2014)

Dado que en todas las evaluaciones de impacto revisadas la mortalidad prematura contabiliza la gran mayoría de los beneficios, vale la pena realizar un breve análisis de la valoración de la mortalidad de cada estudio. La Tabla 3-48 presenta los valores de vida estadística utilizados en cada estudio, con su respectiva unidad monetaria y año base⁹⁶. Para los casos en que corresponda se presenta también el valor del año de vida perdida (VOLY), el cual se utilizó para cuantificar los beneficios por reducción de mortalidad. Los valores también se expresan en una moneda y año común, en este caso MM de USD al 2011.

Destaca que el VVE de México es bastante menor al de EEUU, esto porque para su cálculo se utilizó el valor de EEUU como base y se ajustó utilizando el ingreso nacional bruto per cápita. Asimismo, se observa que el VVE utilizado en Europa es bastante menor que el utilizado en EEUU, lo cual también podría explicar parte de las diferencias en el peso relativo de las mortalidad prematura sobre el total de los beneficios. Los valores de vida estadística más bajos son los utilizados en Chile y Colombia.

⁹⁵ Todos estos valores utilizan el año 2005 como base

⁹⁶ No se presentan los valores del estudio de Canadá, dado que a la fecha aún no han sido identificados-

Tabla 3-48 Valores de la Vida Estadística utilizados

Estudio	Unidad	Año del valor	Valor de Vida Estadística	Valor de un año de vida	VVE [MM USD2011]	VOLY [MM USD2011]
EPA – 2015 – Ozono	Millones USD2011	2024	\$10		\$10	
EPA – 2012 – MP	Millones USD2006	2020	\$9.6		\$9.9	
EPA – 2015 – Ladrillos	Millones USD2011	2018	\$9.7		\$9.7	
EPA – 2015 – Calefactores a leña	Millones USD2013	1990	\$8.5		\$8.2	
EPA – 2011 – Calderas	Millones USD2008	2015	\$9.1		\$9.2	
King's College London – 2015 – Reino Unido	Libras2014	2014		\$36,379		\$0.06
NEPC – 2013 – MP Australia ^a	AUS2011	2010	\$6,000,000	\$288,991	\$6.2	\$0.30
INECC – 2014 – MP2.5 México	Millones USD al 2010	2010	\$1.65		\$1.7	
World Bank – 2012 – MP Colombia	Millones COP2012	2010	\$1,008		\$0.5	
EMRC – 2014 – UE ^b	Euro2005	2025	\$1,090,000	\$57,700	\$1.5	\$0.08
MMA-2017- Calderas	UF	2017	\$16,283		\$0.6	
MMA-2017-MP10	UF	2017	\$16,283		\$0.6	

a. En este estudio se presentan los resultados en base al VOLY, los cuales se contrastan con los resultados en base al VVE

b. En este estudio se presentan resultados separados utilizando el valor de la vida estadística y el valor de un año de vida

Fuente: Elaboración propia

3.5 Sistematización de la información recopilada

La información relativa a las evaluaciones de impacto revisadas fue sistematizada en bases de datos. En total, se consolidaron cinco bases de datos comunicadas entre sí mediante *keys*⁹⁷.

- Base de datos de **Estudios** de evaluación de impacto revisados
- Base de datos de funciones de concentración respuesta (**CRF**) utilizados
- Base de datos de efectos (**EndPoint**) considerados
- Base de datos de **impactos cuantificados**
- Base de datos de **otros impactos** considerados

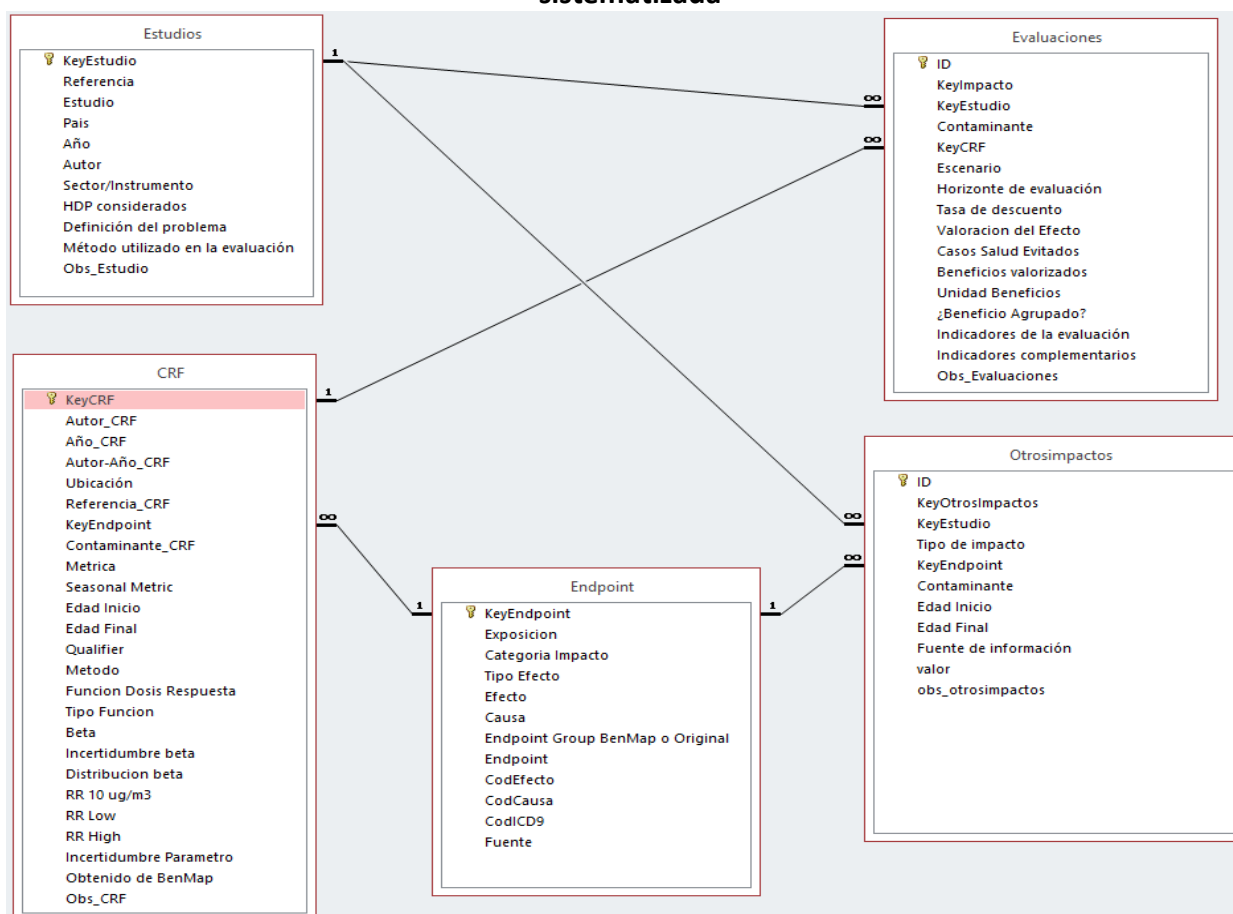
⁹⁷ La *key* de cada base de datos es única y permite la conexión con otras bases de datos, actuando como *foreign key*

Se decidió normalizar las bases de datos para asegurar consistencia entre los datos, evitar redundancia y poder realizar actualizaciones más fácilmente.

La Figura 3-11 presenta las relaciones entre estas cinco bases de datos. Las flechas entre parámetros de las bases de datos indican una relación, donde al *prime key* se le asigna un 1 y al *foreign key* un símbolo de infinito (∞). Esto hace referencia a que una entrada única en una base de datos puede utilizarse múltiples veces en otra base de datos, estableciendo así una relación entre ambas. Por ejemplo, la base de datos de impactos (ver Figura 3-11) contiene información de múltiples impactos cuantificados de un mismo estudio, por lo que la *key* del estudio se utiliza múltiples veces.

Se observa que las bases de datos de impactos cuantificados y otros impactos leen información de las bases de datos de funciones, estudios y efectos.

Figura 3-11 Diagrama de las relaciones de las cinco bases de datos con información sistematizada



Fuente: Elaboración propia

Dado que las bases de datos de impactos cuantificados y otros impactos leen a las otras tres bases de datos, pero son independientes una de otra, se consolidó toda la información en dos bases de datos relacionadas, pero independientes:

- **Base de datos consolidada de impactos cuantificados:** Contiene para cada impacto cuantificado el estudio de donde se obtuvo, el CRF utilizado y el *EndPoint* correspondiente, con todo el detalle de la información
- **Base de datos consolidada de otros impactos:** Contiene para cada impacto cuantificado el estudio de donde se obtuvo y el *EndPoint* correspondiente, con todo el detalle de la información

Estas bases de datos consolidadas permiten realizar análisis dinámicos de la información de manera más sencilla.

En la Sección 8.1 (en Anexos), se presentan diccionarios para cada base de datos construida, donde se indica la descripción de cada campo de valor. Las tablas con los diccionarios de cada base de datos son las siguientes:

- Base de datos de **Estudios** de evaluación de impacto revisados: Tabla 8-1
- Base de datos de funciones de concentración respuesta (**CRF**) utilizados: Tabla 8-2
- Base de datos de efectos (**EndPoint**) considerados: Tabla 8-3
- Base de datos de **impactos cuantificados**: Tabla 8-4
- Base de datos de **otros impactos** considerados: Tabla 8-5

4. Revisión y sistematización de nuevos estudios sobre efectos en salud

El presente capítulo tiene como objetivo dar cuenta del trabajo desarrollado para cumplir con el objetivo específico 2 del estudio (ver Sección 2.2). Esto quiere decir recopilar y sistematizar nuevos estudios sobre efectos en salud por contaminación atmosférica, funciones dosis respuesta, y coeficientes de riesgo unitario, para complementar los actualmente utilizados por el Ministerio del Medio Ambiente.

Se revisaron múltiples fuentes bibliográficas con el fin de sistematizar los efectos de la contaminación atmosférica sobre la salud humana. El resultado de esta sistematización se basa en la información base de BenMAP, la cual se complementó con otros estudios identificados. En total se contabilizaron 62 estudios distintos con CRF de la base de datos de BenMAP y 30 a partir de la revisión de otros estudios, lo que contabiliza 92 estudios con una CRF asociada a los efectos a salud, 67.4% provenientes de BenMAP y 32.6% de otros estudios.

La base de datos final de funciones de concentración respuesta se entrega como parte de las bases de datos de sistematización de la información levantada que se describe en la Sección 3.5⁹⁸.

4.1 Revisión de guías metodológicas y papers recientes sobre estimación de efectos en salud de la contaminación atmosférica

Se utilizó la información levantada en la Sección 3, respecto a la metodología de las evaluaciones de impacto regulatorio realizadas en otros países, para hacer un análisis de los principales estudios utilizados para estimar el efecto en salud de la contaminación atmosférica. Dado que las evaluaciones de impacto revisadas son todas posteriores al año 2011⁹⁹, los CRF utilizados en estos estudios corresponden a los más validados o actualizados. Asimismo se complementó dicha información con el último meta-análisis (Burnett et al., 2014)¹⁰⁰ de CRF asociadas a la contaminación atmosférica realizado en el marco del proyecto “*Global Burden of Disease*” (GBD), donde se busca cuantificar los impactos en la salud humana de una serie de factores, con el fin de implementar mejores políticas en temas de salud.

Cabe destacar que si bien existen múltiples estudios que relacionan niveles de exposición a contaminación atmosférica con efectos en la salud humana, resulta poco recomendable realizar estudios de políticas públicas en base a un estudio particular sin contar con el respaldo de una

⁹⁸ Corresponde a la base de datos de CRF

⁹⁹ Año de estudio donde se elabora la guía metodología de AGIES (MMA, 2013)

¹⁰⁰ Dicho estudio se enfoca en las CRF asociadas a mortalidad asociadas a causas específicas tales como: cáncer de pulmón (LC), enfermedad cardiovascular (IHD), enfermedad cerebrovascular o enfermedad obstructiva pulmonar crónica (COPD). Este enfoque es distinto al de las evaluaciones revisadas, donde tienden a enfocarse en mortalidad por todas las causas.

revisión científica mayor. Lo anterior evita el uso de datos que por múltiples razones podrían no ser aplicables, aun cuando un estudio específico de cuenta de un efecto es necesario que otros estudios lleguen a resultados similares para que se pueda asegurar con una razonable certeza de que existe un impacto real.

La EPA ha desarrollado un sistema de revisión y actualización de sus recomendaciones respecto a cuáles valores recomienda, este proceso implica la revisión de cientos de investigaciones científicas y la selección por medio de criterios objetivos de las mejores relaciones que en, su opinión, correspondería aplicar. En la evaluación de impacto del ozono realizada por la EPA, se explicitan los criterios para la selección de las CRF (US-EPA, 2015c, sec. 6.3.3), de los cuales se destacan:

- **Revisión entre pares académicos**, requisito mínimo para ser considerado
- **Tipo de estudio**, se privilegian los estudios de “prospectiva de cohortes” pues evitan confundentes importantes que se dan a nivel individual
- **Periodo del estudio**, se privilegian estudios que tienen un horizonte de análisis mayor, por su mayor capacidad estadística de detectar los efectos.
- **Estacionalidad**, atributo especialmente relevante para contaminantes que, como el ozono, tienen una estacionalidad inherente.
- **Atributos de la población**, se privilegian estudios que cuentan con una población de estudio tal que logran el balance entre cubrir la población sensible con mantener la heterogeneidad de factores relevantes, como la edad.
- **Tamaño de la muestra**, al igual que el período de estudio, una mayor muestra entrega mayor robustez para identificar los efectos.
- **Ubicación**, la EPA privilegia estudios realizados en EEUU. Aún existe una amplia discusión respecto a la validez de extrapolar los CRF de una población a otra.
- **Contaminantes incluidos (primarios y secundarios)**, es relevante el control por otros contaminantes que pudieran funcionar como confundentes del estudio

El análisis de este informe se realizó para cada contaminante y para cada tipo efecto asociado a la salud (*EndPoint*) por separado. Así, para cada tipo de efecto se hace un análisis de los CRF que han sido utilizados para cuantificarlo, indicando el autor del estudio (del CRF), métrica del CRF, rango etario y el aumento en el riesgo relativo por un aumento en la concentración de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Adicionalmente, se indican las evaluaciones de impacto que utilizaron este CRF. También se destacan cuales CRF de los que han sido utilizados están como recomendación en la guía de elaboración de AGIES (MMA, 2013).

4.1.1 Material Particulado fino

La Tabla 4-1, Tabla 4-2, Tabla 4-3 y Tabla 4-4 presentan los CRF utilizados para estimar los efectos de la concentración ambiental de MP2.5 en mortalidad prematura, acciones médicas, enfermedades crónicas y restricción de actividad, respectivamente.

De los CRF utilizados para estimar la mortalidad prematura (ver Tabla 4-1), destaca el estudio de (Lepeule et al., 2012) y (Krewski et al., 2009) como los más utilizados para adultos, estos corresponden a estudios que actualizan los valores utilizados en Chile actualmente: (Laden et al., 2006) y (Pope III et al., 2002). Ambos estudios son los recomendados de utilizar por la EPA¹⁰¹. Por su parte, la Unión Europea aún utiliza el coeficiente de (Pope III et al., 2002) y no lo ha actualizado por la continuación del estudio presentado por Krewski et al. (2009). Para la mortalidad en niños el estudio más utilizado es el de Woodruff et al. (1997), el cual relaciona mortalidad prematura a MP10, y se escala a MP2.5, alternativamente en el estudio de calderas la EPA opta por usar Woodruff et al. (2006) que relaciona directamente la concentración de MP2.5 con la mortalidad infantil¹⁰². México es el único estudio donde se cuantifican la mortalidad prematura por causa y no como total.

Las CRF asociadas a las acciones médicas son las con menor consenso (ver Tabla 4-2). Para las admisiones hospitalarias por causas cardiovasculares la EPA recomienda utilizar un *pool* de distintos estudios, entre los cuales no se incluye el estudio base utilizado en Europa, que corresponde al estudio de Atkinson et al. (2014). Para las admisiones hospitalarias por causas respiratorias sucede lo mismo, la EPA utiliza un *pool* de estudios para su estimación y la Unión Europea un estudio externo a este *pool*. A pesar de estas diferencias, se destaca el uso de métricas de admisiones hospitalarias agregadas: respiratorias y cardiovascular, en lugar de desagregarlas por las causas específicas como aún lo hace Chile para las causas respiratorias.

Respecto a los CRF utilizados en la estimación de enfermedades crónicas (ver Tabla 4-3) se puede observar que para la bronquitis crónica se utiliza un solo estudio (Abbey et al., 1995). Se destaca sin embargo, que la EPA no ha cuantificado este efecto desde la elaboración del RIA de MP, esto por la falta de nuevos estudios que confirmaran la relación entre la exposición a MP y la bronquitis crónica. En Chile se utiliza la relación asociada al MP10 en lugar del MP2.5 basado en una relación encontrada por la OMS. Para la estimación del riesgo relativo de infarto agudo del miocardio la EPA utiliza un *pool* de estudios distintos en sus evaluaciones de impacto, aunque también presenta los resultados en base al estudio de Peters et al. (2001) por su robustez metodológica en la caracterización de los casos. Este último estudio presenta incidencia mayor de un orden de magnitud, en comparación con el *pool* de estudios.

Los CRF utilizados para estimar la restricción de actividad (ver Tabla 4-4) tienen mayor consenso, ya que ambos efectos cuantificados, días con actividad restringida y días laborales perdidos, provienen del mismo autor (Ostro). Ambos estudios son anteriores a 1990 y han sido utilizados consistentemente desde el comienzo de los RIA. Chile adicionalmente utiliza el efecto actividad restringida (no menor) el cual no es utilizado en ninguno de las evaluaciones estudiadas, sin

¹⁰¹ En la Sección 3.1.2 se destaca este cambio en los estudios recomendados como una actualización importante de la metodología del RIA del MP

¹⁰² Desde el RIA de MP del 2012, la EPA vuelve a utilizar Woodruff (1997) por considerar que Woodruff (2006) alcanza valores similares, pero su escala es menor que el de 1997.

embargo, sólo valoriza los efectos de este efecto y no los de actividad restringida menor, evitando doble conteos con este efecto.

La Tabla 4-5 presenta los efectos en salud del MP10, los cuales corresponde a casos de morbilidad de exacerbación del asma y bronquitis crónica. Es de esperar que los efectos del MP10 no sean tan cuantificados como los del MP2.5, ya que la fracción fina es la más dañina.

Tabla 4-1 CRF Utilizados para estimar el efecto en Mortalidad Prematura del MP2.5

Causa	Autor-Año CRF	Métrica	Rango Etario	Aumento RR por 10 ug/m3	Estudios donde se utilizó
Todas	Crouse et al., 2012	D24HourMean	25-99	1.099	CEPA-2016-Canada
	Krewski et al., 2009	D24HourMean	30-99	1.060	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2012 – MP; EPA – 2015 – Ladrillos; EPA – 2015 – Calefactores a leña; EMRC – 2014 – UE; NEPC – 2013 – MP Australia ^c
	Laden et al., 2006 ^a	D24HourMean	25-99	1.160	EPA – 2011 – Calderas
	Lepeule et al., 2012	D24HourMean	25-99	1.140	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2012 – MP; EPA – 2015 – Ladrillos; EPA – 2015 – Calefactores a leña
	Pope et al., 2000	D24HourMean	30-99	1.041	NEPC – 2013 – MP Australia ^{b,c}
	Pope et al., 2002 ^a	D24HourMean	30-99	1.060	EPA – 2011 – Calderas; King’s College London – 2015 – Reino Unido; NEPC – 2013 – MP Australia; World Bank – 2012 – MP Colombia; MMA – 2017 – MP10; MMA – 2017 - Calderas
	Woodruff et al., 1997	D24HourMean	0-0	1.040	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2012 – MP; EMRC – 2014 – UE; MMA – 2017 – MP10^b; MMA – 2017 - Calderas^b
	Woodruff et al., 2006	D24HourMean	0-0	1.070	EPA – 2011 – Calderas
Cardiovascular	Stevens et al., 2008	D24HourMean	30-99	1.129	INECC – 2014 – MP2.5 México
Respiratoria	Lepeule et al., 2012	D24HourMean	30-99	1.090	INECC – 2014 – MP2.5 México
Cáncer de pulmón	Stevens et al., 2008	D24HourMean	30-99	1.151	INECC – 2014 – MP2.5 México

a. Estudio de CRF recomendado en la guía de elaboración de AGIES (MMA, 2013)

b. Utilizado para MP10

c. Utilizado en estudio de verificación, no considerado en los resultados principales.

Fuente: Elaboración propia

Tabla 4-2 CRF Utilizados para estimar el efecto en Acciones médicas del MP2.5

Efecto	Causa	Autor-Año CRF	Métrica	Rango Etario	Aumento RR por 10 ug/m3	Estudios donde se utilizó
Admisiones Hospitalarias	Cardiovascular	Atkinson et al., 2014	D24HourMean	0-99	1.009	King's College London – 2015 – Reino Unido; NEPC – 2013 – MP Australia; EMRC – 2014 - UE
		Bell et al., 2008	D24HourMean	65-99	1.008	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2012 – MP; EPA – 2015 – Ladrillos; EPA – 2015 – Calefactores a leña
		Environment Protection and Heritage Council, 2005	D24HourMean	65-99	1.030	NEPC – 2013 – MP Australia ^b
		Moolgavkar, 2000 ^a	D24HourMean	18-64	1.014	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2012 – MP; EPA – 2015 – Ladrillos; EPA – 2015 – Calefactores a leña; EPA – 2011 – Calderas; MMA – 2017 – MP10; MMA – 2017 - Calderas
		Moolgavkar, 2003 ^a	D24HourMean	65-99	1.016	EPA – 2011 – Calderas; MMA – 2017 – MP10; MMA – 2017 - Calderas
		Peng et al., 2008	D24HourMean	65-99	1.007	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2012 – MP; EPA – 2015 – Ladrillos; EPA – 2015 – Calefactores a leña
		Peng et al., 2009	D24HourMean	65-99	1.007	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2012 – MP; EPA – 2015 – Ladrillos; EPA – 2015 – Calefactores a leña
		Zanobetti et al, 2009	D24HourMean	65-99	1.019	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2012 – MP; EPA – 2015 – Ladrillos; EPA – 2015 – Calefactores a leña

Efecto	Causa	Autor-Año CRF	Métrica	Rango Etario	Aumento RR por 10 ug/m3	Estudios donde se utilizó
	Enfermedad respiratoria crónica	Ito, 2003 ^a	D24HourMean	65-99	1.012	EPA – 2011 – Calderas; MMA – 2017 – MP10; MMA – 2017 - Calderas
		Moolgavkar, 2000 ^a	D24HourMean	18-64	1.022	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2012 – MP; EPA – 2015 – Ladrillos; EPA – 2015 – Calefactores a leña; EPA – 2011 – Calderas; MMA – 2017 – MP10; MMA – 2017 - Calderas
		Moolgavkar, 2003 ^a	D24HourMean	65-99	1.019	EPA – 2011 – Calderas
	Respiratoria	Atkinson et al., 2014	D24HourMean	0-99	1.019	EMRC – 2014 – UE; King’s College London – 2015 – Reino Unido; NEPC – 2013 – MP Australia
		Environment Protection and Heritage Council, 2005	D24HourMean	0-1	1.062	NEPC – 2013 – MP Australia ^b
				1-64	1.030	
				65-99	1.041	
		Kloog et al., 2012	D24HourMean	65-99	1.007	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2012 – MP; EPA – 2015 – Ladrillos; EPA – 2015 – Calefactores a leña
		Zanobetti et al, 2009	D24HourMean	65-99	1.021	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2012 – MP; EPA – 2015 – Ladrillos; EPA – 2015 – Calefactores a leña
	Asma	Babin et al., 2007	D24HourMean	0-17	1.020	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2012 – MP; EPA – 2015 – Ladrillos; EPA – 2015 – Calefactores a leña

Efecto	Causa	Autor-Año CRF	Métrica	Rango Etario	Aumento RR por 10 ug/m3	Estudios donde se utilizó
		Sheppard, 2003 ^a	D24HourMean	0-64	1.034	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2012 – MP; EPA – 2015 – Ladrillos; EPA – 2015 – Calefactores a leña; EPA – 2011 – Calderas; MMA – 2017 – MP10; MMA – 2017 - Calderas
	Disrritmia	Ito, 2003 ^a	D24HourMean	65-99	1.013	EPA – 2011 – Calderas
	Enfermedad cardioisquémica		D24HourMean	65-99	1.014	EPA – 2011 – Calderas
	Falla cardioisquémica		D24HourMean	65-99	1.031	EPA – 2011 – Calderas
	Pneumonia		D24HourMean	65-99	1.041	EPA – 2011 – Calderas; MMA – 2017 – MP10; MMA – 2017 - Calderas
Visitas médicas	Bronquitis aguda	Dockery et al., 1996	D24HourMean	8-12	1.313	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2012 – MP; EPA – 2015 – Ladrillos; EPA – 2015 – Calefactores a leña; EPA – 2011 – Calderas
	Exacerbación de asma	Mar et al., 2004	D24HourMean	6-18	1.030	EPA – 2012- MP
					1.130	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2012 – MP; EPA – 2015 – Ladrillos; EPA – 2015 – Calefactores a leña
					1.210	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2012 – MP; EPA – 2015 – Ladrillos; EPA – 2015 – Calefactores a leña
		Ostro et al., 2001	D24HourMean	6-18	1.010	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2012 – MP; EPA – 2015 – Ladrillos; EPA – 2015 – Calefactores a leña; EPA – 2011 – Calderas

Efecto	Causa	Autor-Año CRF	Métrica	Rango Etario	Aumento RR por 10 ug/m3	Estudios donde se utilizó
					1.020	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2012 – MP; EPA – 2015 – Ladrillos; EPA – 2015 – Calefactores a leña; EPA – 2011 – Calderas
					1.026	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2012 – MP; EPA – 2015 – Ladrillos; EPA – 2015 – Calefactores a leña; EPA – 2011 – Calderas
		Weinmayr et al., 2010	D24HourMean	5-19	1.028	EMRC – 2014 - UE
	Infección respiratoria aguda	Schwartz and Neas, 2000	D24HourMean	7-14	1.209	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2012 – MP; EPA – 2015 – Ladrillos; EPA – 2015 – Calefactores a leña; EPA – 2011 – Calderas
	Infección respiratoria crónica	Pope et al., 1991	D24HourMean	9-11	1.037	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2012 – MP; EPA – 2015 – Ladrillos; EPA – 2015 – Calefactores a leña; EPA – 2011 – Calderas
Visitas sala emergencia	Respiratoria	Burnett et al., 2004	D24HourMean	0-99	1.007	CEPA-2016-Canada
		Glad et al., 2012	D24HourMean	0-99	1.040	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2012 – MP; EPA – 2015 – Ladrillos; EPA – 2015 – Calefactores a leña
		Jalaludin et al., 2008	D24HourMean	1-14	1.015	NEPC – 2013 – MP Australia ^b
		Mar et al., 2010	D24HourMean	0-99	1.058	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2012 – MP; EPA – 2015 – Ladrillos; EPA – 2015 – Calefactores a leña

Efecto	Causa	Autor-Año CRF	Métrica	Rango Etario	Aumento RR por 10 ug/m3	Estudios donde se utilizó
		Norris et al., 1999	D24HourMean	0-17	1.180	EPA – 2011 – Calderas; MMA – 2017 – MP10; MMA – 2017 - Calderas
		Slaughter et al., 2005	D24HourMean	0-99	1.030	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2012 – MP; EPA – 2015 – Ladrillos; EPA – 2015 – Calefactores a leña

a. Estudio de CRF recomendado en la guía de elaboración de AGIES (MMA, 2013)

b. Utilizado en estudio de verificación, no considerado en los resultados principales.

Fuente: Elaboración propia

Tabla 4-3 CRF Utilizados para estimar el efecto en Enfermedad Crónica del MP2.5

Causa	Autor-Año CRF	Métrica	Rango Etario	Aumento RR por 10 ug/m3	Estudios donde se utilizó
Bronquitis crónica	Abbey et al., 1995	D24HourMean	27-99	1.147	EPA – 2011 – Calderas; EMRC – 2014 - UE
	Hoek et al., 2012	D24HourMean	6-12	1.800	EMRC – 2014 - UE
Infarto agudo del miocardio	Peters et al., 2001	D24HourMean	18-99	1.273	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2012 – MP; EPA – 2015 – Ladrillos; EPA – 2015 – Calefactores a leña; EPA – 2011 – Calderas
	Pope et al., 2006	D24HourMean	18-99	1.049	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2015 – Ladrillos; EPA – 2015 – Calefactores a leña
	Sullivan et al., 2005	D24HourMean	18-99	1.020	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2015 – Ladrillos; EPA – 2015 – Calefactores a leña
	Zanobetti and Schwartz, 2006	D24HourMean	18-99	1.054	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2015 – Ladrillos; EPA – 2015 – Calefactores a leña
	Zanobetti et al, 2009	D24HourMean	18-99	1.023	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2015 – Ladrillos; EPA – 2015 – Calefactores a leña

Fuente: Elaboración propia

Tabla 4-4 CRF Utilizados para estimar el efecto en Restricción actividad del MP2.5

Efecto	Autor-Año CRF	Métrica	Rango Etario	Aumento RR por 10 ug/m3	Estudios donde se utilizó
Días de actividad restringida	Ostro, 1987 ^a	D24HourMean	18-64	1.049	MMA – 2017 – MP10; MMA – 2017 - Calderas
Días de actividad restringida menor	Ostro and Rothschild, 1989 ^a	D24HourMean	18-64	1.077	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2012 – MP; EPA – 2015 – Ladrillos; EPA – 2015 – Calefactores a leña; EPA – 2011 – Calderas; MMA – 2017 – MP10; MMA – 2017 - Calderas
	Krupnick et al., 1990	D24HourMean	18-64	1.026	CEPA-2016-Canada
Días laborales perdidos	Ostro, 1987 ^a	D24HourMean	18-64	1.047	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2012 – MP; EPA – 2015 – Ladrillos; EPA – 2015 – Calefactores a leña; EPA – 2011 – Calderas; EMRC – 2014 – UE; MMA – 2017 – MP10; MMA – 2017 - Calderas

a. Estudio de CRF recomendado en la guía de elaboración de AGIES (MMA, 2013)

Fuente: Elaboración propia

Tabla 4-5 CRF Utilizados para estimar el efecto en Salud del MP10

Tipo Efecto	Efecto	Causa	Autor-Año CRF	Métrica	Rango Etario	Aumento RR por 10 ug/m3	Estudios donde se utilizó
Acciones médicas	Admisión hospitalaria	Cardiovascular	Environment Protection and Heritage Council, 2005	D24HourMean	65-99	1.019	NEPC – 2013 MP Australia ^a
		Respiratoria	Environment Protection and Heritage Council, 2005	D24HourMean	0-1	1.020	NEPC – 2013 MP Australia ^a
				D24HourMean	15-64	1.010	
	Visitas Emergencia	Respiratoria	Jalaludin et al., 2008	D24HourMean	65-99	1.010	NEPC – 2013 MP Australia ^a
Enfermedad Crónica	Enfermedad Crónica	Bronquitis crónica	Abbey et al., 1995	D24HourMean	1-14	1.016	World Bank – 2012 – MP Colombia
			Combinación (OMS)	D24HourMean	27-99	1.147	MMA – 2017 – MP10; MMA – 2017 - Calderas
					18-99	1.117	

a. Utilizado en estudio de verificación, no considerado en los resultados principales.

Fuente: Elaboración propia

4.1.2 Ozono

La Tabla 4-6, Tabla 4-7 y Tabla 4-8 presentan los CRF utilizados para estimar los efectos de la concentración ambiental del ozono en mortalidad prematura, acciones médicas y restricción de actividad, respectivamente.

En general, los CRF utilizados para estimar la mortalidad prematura (ver Tabla 4-6) corresponde a los utilizados por la EPA, que presenta de forma independiente los resultados para cada uno de estudios para la cuantificación. Es destacable el cambio en la EPA de cambiar los 6 estudios para la mortalidad que se presentaron en el RIA de la norma de emisión de calderas, por los 2 estudios que presentan en el RIA de la norma de calidad de ozono. Estos dos estudios representan valores intermedios comparados con los 6 estudios utilizados en el RIA de calderas. Asimismo también destaca el estudio de Jerret et al. (2009) el cual asocia la mortalidad de largo plazo con la exposición a ozono. Si bien dicho efecto se cuantifica, este no se valoriza, por entre otras razones, la falta de un *lag* que permita realizar un supuesto de la distribución temporal de las muertes.

Destaca que el coeficiente utilizado por la Unión Europea no sea considerado por la EPA, asimismo se observa que el coeficiente de RR es menor que el escenario más conservador que presenta la EPA en el RIA de ozono, que corresponde al estudio de (Zanobetti & Schwartz, 2008). Esta situación es similar para los otros tipos de efectos (ver Tabla 4-7 y Tabla 4-8), donde la EPA considera una serie de estudios para realizar un *pool* y utilizar una CRF, mientras que la Unión Europea utiliza otro CRF para estimar el impacto (Katsouyanni & , Samet JM , Anderson HR , Atkinson R , Le Tertre A , Medina S , Samoli E , Touloumi G , Burnett RT , Krewski D , Ramsay T , Dominici F , Peng kRD , Schwartz J , Zanobetti A, 2009).

Destaca que en la Tabla 4-8 los estudios utilizados para estimar los días de colegios perdidos, los cuales son más recientes que los típicamente utilizados para estimar la restricción de actividad.

Tabla 4-6 CRF Utilizados para estimar el efecto en Mortalidad prematura del Ozono

Causa	Autor-Año CRF	Métrica	Rango Etario	Aumento RR por 10 ug/m3	Estudios donde se utilizó
Todas	Bell et al., 2005 ^b	D8HourMax	0-99	1.008	EPA – 2011 – Calderas
	Burnett et al. 2004	D1HourMean	0-99	1.008	CEPA-2016-Canada
	Katsouyanni et al., 2009	D8HourMean	0-99	1.003	EMRC – 2014 - UE
	Levy et al., 2005	D8HourMax	0-99	1.011	EPA – 2011 – Calderas
	Zanobetti and Schwartz, 2008	D8HourMax	0-99	1.005	EPA – 2015 – Ozono
Respiratoria	Jerrett et al., 2009 ^a	D8HourMax	30-99	1.046	EPA – 2015 – Ozono
Cardiopulmonar	Huang et al., 2005	D8HourMax	0-99	1.008	EPA – 2011 – Calderas
No accidental	Bell et al., 2004	D8HourMax	0-99	1.003	EPA – 2011 – Calderas
	Ito et al., 2005	D8HourMax	0-99	1.009	EPA – 2011 – Calderas
	Schwartz, 2005	D8HourMax	0-99	1.004	EPA – 2011 – Calderas
	Smith et al., 2009	D8HourMax	0-99	1.003	EPA – 2015 – Ozono

a. El estudio de ozono utiliza este factor para estimar las muertes de largo plazo. Estas muertes son cuantificadas, pero no valorizadas para evitar doble conteo con la mortalidad de corto plazo obtenida a partir de Smith et al., 2009 y Zanobetti and Schwartz, 2008.

b. Estudio de CRF recomendado en la guía de elaboración de AGIES (MMA, 2013)

Fuente: Elaboración propia

Tabla 4-7 CRF Utilizados para estimar el efecto en Acciones médicas del Ozono

Efecto	Causa	Autor-Año CRF	Métrica	Rango Etario	Aumento RR por 10 ug/m3	Estudios donde se utilizó
Admisiones Hospitalarias	Cardiovascular	Katsouyanni et al., 2009	D8HourMean	65-99	1.009	EMRC – 2014 - UE
	Enfermedad respiratoria crónica	Moolgavkar et al., 1997	D8HourMax	65-99	1.020	EPA – 2011 – Calderas
		Schwartz, 1994	D8HourMax	65-99	1.035	EPA – 2011 – Calderas
	Respiratoria	Burnett et al., 2001	D8HourMax	0-1	1.085	EPA – 2011 – Calderas
		Katsouyanni et al., 2009	D8HourMax	65-99	1.006	EPA – 2015 – Ozono
			D8HourMean	65-99	1.004	EMRC – 2014 - UE
		Schwartz, 1995 ^a	D8HourMax	65-99	1.034	EPA – 2011 – Calderas
	Pneumonia	Moolgavkar et al., 1997	D8HourMax	65-99	1.027	EPA – 2011 – Calderas
		Schwartz, 1994	D8HourMax	65-99	1.031	EPA – 2011 – Calderas

Efecto	Causa	Autor-Año CRF	Métrica	Rango Etario	Aumento RR por 10 ug/m3	Estudios donde se utilizó
Visitas médicas	Exacerbación de asma	Mortimer et al., 2002	D8HourMax	6-18	1.097	EPA – 2015 – Ozono
		Schildcrout et al., 2006	D8HourMax	6-18	1.022	EPA – 2015 – Ozono
Visitas sala emergencia	Respiratoria	Glad et al., 2012	D8HourMax	0-99	1.031	EPA – 2015 – Ozono
		Ito et al., 2007	D8HourMax	0-99	1.054	EPA – 2015 – Ozono
		Mar and Koenig, 2009	D8HourMax	0-17	1.110	EPA – 2015 – Ozono
			D8HourMax	18-99	1.080	EPA – 2015 – Ozono
		Peel et al., 2005 ^a	D8HourMax	0-99	1.009	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2011 – Calderas
		Sarnat et al., 2013	D8HourMax	0-99	1.011	EPA – 2015 – Ozono
		Wilson et al., 2005	D8HourMax	0-99	1.010	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2011 – Calderas

a. Estudio de CRF recomendado en la guía de elaboración de AGIES (MMA, 2013)

Fuente: Elaboración propia

Tabla 4-8 CRF Utilizados para estimar el efecto en Restricción de actividad del Ozono

Efecto	Autor-Año CRF	Métrica	Rango Etario	Aumento RR por 10 ug/m3	Estudios donde se utilizó
Días de actividad restringida menor	Krupnick etl al., 1990	D1HourMean	18-64	1.007	CEPA-2016-Canada
	Ostro and Rothschild, 1989 ^a	D8HourMax	18-64	1.026	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2011 – Calderas
		D8HourMean	0-99	1.015	EMRC – 2014 - UE
Días de colegio perdidos	Chen et al., 2000	D8HourMax	5-17	1.171	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2011 – Calderas
	Gilliland et al., 2001 ^a	D8HourMax	5-17	1.081	EPA – 2015 – Ozono; EPA – 2011 – Calderas

a. Estudio de CRF recomendado en la guía de elaboración de AGIES (MMA, 2013)

Fuente: Elaboración propia

4.1.3 Dióxido de nitrógeno

El único estudio revisado que considero los efectos del NO₂ fue el realizado en Londres (Walton et al., 2015). La Tabla 4-9 presenta los CRF para cuantificar los efectos en mortalidad prematura a causa del NO₂. También se incluye el estudio canadiense el cual deriva su función del estudio de Burnett et al.

Se debe tener en cuenta que los efectos en mortalidad del NO₂ se sobrepone con los del MP2.5, por lo que el WHO (WHO, 2013b) recomienda considerar que un 30% de los efectos del NO₂ ya son cuantificados por el MP2.5.

Tabla 4-9 CRF Utilizados para estimar el efecto en Mortalidad prematura del NO₂

Autor-Año CRF	Métrica	Rango Etario	Aumento RR por 10 ug/m3	Estudios donde se utilizó
Burnett et al., 2004	D24HourMea	0-99	1.008	CEPA-2016-Canada
Hoek et al., 2013	D24HourMean	0-99	1.055	King's College London – 2015 – Reino Unido
Samoli et al., 2006	D1HourMean	0-99	1.0027	King's College London – 2015 – Reino Unido

Fuente: Elaboración propia

4.2 Factibilidad de implementar métricas complementarias de salud: YLL, YLD y DALY

En el contexto de la caracterización del riesgo de mortalidad por medio del uso de estudios de exposición aguda y crónica al ozono, el NRC¹⁰³ recomienda a la EPA:

“EPA debiera evaluar enfoques alternativos para expresar el riesgo de mortalidad asociada al ozono y considerar las implicancias de usarlos en la evaluación de los beneficios. EPA debiera considerar poner mayor énfasis en reportar los cambios en las tasas de mortalidad por tramos de edad en la población relevante y desarrollar modelos consistentes con el cálculo del cambio de la esperanza de vida y los cambios en la mortalidad en todas las edades” - (NRC, 2008)

Esta recomendación, si bien es dada en el contexto de la evaluación del ozono, es extrapolable a todos los contaminantes y sus impactos en salud, así lo considera la EPA en su evaluación de la norma de MP (US-EPA, 2012a). La presente sección busca definir estas métricas complementarias de salud, así como recolectar la experiencia internacional en su aplicación a evaluaciones, para finalmente discutir respecto a la factibilidad de implementación local.

4.2.1 Métricas complementarias de salud: YLL, YLD y DALY

Las estadísticas de salud son relevantes pues dan muestra del alcance de la situación de la salud pública permitiendo, entre otras, observar la importancia relativa de las distintas enfermedades y/o causas médicas. Las primeras estadísticas que se desarrollaron fueron las estadísticas de tasas

¹⁰³ National Research Council (EEUU)

de mortalidad, las cuales se estimaron por grupo etario y sexo. Las críticas a esta métrica se enfocaban en que, dado que las muertes ocurren principalmente en los grupos de mayor edad, los resultados se ven dominados por los grupos mayores. Como alternativa a esto surgieron otras métricas con el objetivo de reflejar las tendencias en mortalidad de los grupos etarios menores, la primera de estas fue lo años de vida perdidos¹⁰⁴ (YLL, por sus siglas en inglés).

El primer esfuerzo de utilizar se remonta al año 1947, donde en un artículo respecto al estudio de la mortalidad asociada a la tuberculosis¹⁰⁵, se estimaron los años de vida como la diferencia entre la edad de muerte y la esperanza de vida al nacer. Este artículo sería revisado en 1948¹⁰⁶, recalculando los YLL con dos variaciones:

1. En lugar de estimar usando la esperanza de vida al nacer, se utiliza la esperanza de vida restante para cada grupo etario.
2. Se utiliza el “supuesto de cero-mortalidad” que implica que no se considera el efecto de mortalidad de la enfermedad en los grupos etarios mayores.

Si bien ambas variaciones se traducen en un aumento de los YLL estimados, el segundo supuesto tiene un impacto menor en el recalcu (US-CDC, 1986). Lo anterior dependerá de la importancia relativa de la causa en la mortalidad de los grupos etarios mayores, respecto a la totalidad de las muertes.

Este enfoque se empezó a utilizar masivamente a partir de 1982, cuando la CDC¹⁰⁷ utiliza este enfoque de forma complementaria a las tasas de muertes para identificar y jerarquizar las principales causas de mortalidad prematura. En estos informes la CDC reporta dos resultados, uno considerando la diferencia entre la edad de muerte y los 65 años, y otra en base a los años de vida restante. El primer indicador tiene el objetivo de enfatizar aquellas causas de mortalidad en la población más joven (US-CDC, 1986).

Las críticas al YLL surgen respecto a su alcance, pues sólo considera la mortalidad, sin considerar efectos en la morbilidad que también son relevantes desde el punto de vista de la salud pública. Como respuesta a esto surgen los años de vida ajustados por discapacidad (DALY, por sus siglas en inglés), cuyo origen está en un esfuerzo conjunto del Banco Mundial, la OMS y la escuela de Salud Pública de Harvard, que se materializa en el GBD-1990 (The World Bank, 1993). Este indicador comprende tanto la mortalidad prematura como los efectos de morbilidad, estimados mediante el indicador años vividos con discapacidad (YLD, por sus siglas en inglés). De esta forma se formalizaron las siguientes definiciones.

¹⁰⁴ Originalmente eran conocidos como años de vida potenciales perdidos (YPLL)

¹⁰⁵ Dempsey, M. Decline in tuberculosis: The death rate fails to tell the Entire Story. *American Review of Tuberculosis and Pulmonary Diseases* 1947; 56: 157-64

¹⁰⁶ Greville TNE. Decline in tuberculosis: death rate fails to tell entire story – Comment on Dempsey’s articles. *American Review of Tuberculosis and Pulmonary Diseases* 1948; 58: 417-9

¹⁰⁷ *Centers for Disease Control and Prevention* (EEUU)

Un DALY se puede entender como un año de vida sana perdido (OMS, 2017a). La suma de estos valores en una población es una métrica de la brecha entre el estado ideal de salud y el estado real. Se puede calcular de forma simplificada como la suma de los años de vida perdidos (YLL) y los años vividos con discapacidad (YLD), para cada causa (c), edad (e), sexo (s) y año (t).

Ecuación 1 Cálculo de DALY para cada causa (c), edad (e), sexo (s) y año (t)

$$DALY_{c,e,s,t} = YLL_{c,e,s,t} + YLD_{c,e,s,t}$$

Fuente: (WHO, 2017)

Por su parte, los YLL corresponden a los años de vida perdidos por la muerte prematura, el cual considera la diferencia entre la edad de la muerte prematura y su esperanza de vida al momento de morir. De esta forma el cálculo simplificado es a partir de la siguiente ecuación, para cada causa, edad, sexo y año:

Ecuación 2 Cálculo de YLL para cada causa (c), edad (e), sexo (s) y año (t)

$$YLL_{c,e,s,t} = \text{Número de Muertes}_{c,e,s,t} * \text{Años restantes de vida}_{e,s}$$

Fuente: (WHO, 2017)

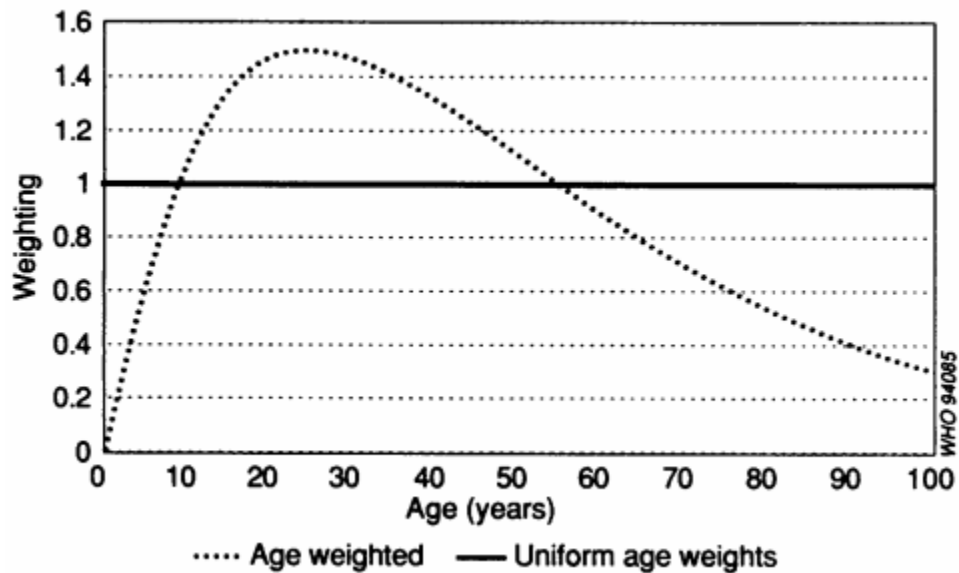
Respecto a la estimación de los años restantes, esto se estima como los años de sobrevivencia en base a la edad de muerte y su esperanza de vida considerando una tabla de vida de referencia. Respecto a la tabla de vida de referencia utilizada, la literatura internacional no ha llegado a un acuerdo. En sus comienzos el GBD utilizaba las tablas de vida de Japón como referencia, al ser el país con mayor esperanza de vida al nacer, sin embargo, a partir del GBD-2010 cambió su tabla de vida de referencia pasando a utilizar una construida en base a la menor tasa de mortalidad por grupo etario en países con población mayor a 5 millones, sin diferenciar por sexo. Ambas tablas de vida buscan reflejar el máximo estado de salud alcanzable por la población en su estado actual. Por su parte, el GHE-2015 también en búsqueda de una tabla de vida que refleje el máximo estado de salud, utiliza las proyecciones de esperanza de vida para el año 2050 desarrollada por la división de población de las Naciones Unidas.

Otro punto relevante a destacar es que en los GBD previos al 2010, se estimaba la esperanza de vida con descuentos por tiempo y por grupo etario. En particular el descuento por tiempo (3%) buscaba evitar paradojas al evaluar intervenciones de salud pública, cuando se descuentan sus costos futuros. Sin embargo, se argumentó en su contra en base a que este razonamiento no tiene una razón intrínseca, sino que es un constructo económico. Por lo demás, los DALY han sido definidos explícitamente como una métrica de la pérdida de salud, y no como el valor social de dicha pérdida. Este mismo argumento es utilizado para justificar que hoy en día no se descuenta por grupo etario. En su comienzo los grupos etarios menores y mayores tenían menor peso, basado en que estos grupos dependían de los grupos etarios medios (ver Figura 4-1). La diferencia busca representar los roles sociales que tienen los distintos grupos etarios, donde los grupos etarios extremos depende de los grupos medios física, emocional, y financieramente. En Murray (1994) se explicita que un mayor peso para un año en una edad en particular no implica que dicho

tiempo sea per se mas importante para el individuo, sino que por la diferencia en los roles sociales el valor social de ese tiempo es mayor

En la Tabla 4-10 se presenta los años de vida por edad considerados en los distintos estudios, de forma de reflejar las implicancias de los supuestos considerados en cada uno de ellos.

Figura 4-1 Función para descuento por edad utilizada en los primeros GBD



Fuente: (Murray, 1994)

Tabla 4-10 Esperanza de vida según grupo etario

Rango etario Muerte	GBD-1990 con descuentos		GBD-1990 sin descuentos		GBD-2010	GHE-2015
	Hombres	Mujeres	Hombres	Mujeres	Personas	Personas
Neonatal	33.27	33.38	79.94	82.43	86.01	91.93
Post-neonatal	34.22	34.34	78.85	81.36	85.68	91.55
1-4	35.17	35.29	77.77	80.28	83.63	89.41
5-9	37.22	37.36	72.89	75.47	78.76	84.52
10-14	37.31	37.47	67.91	70.51	73.79	79.53
15-19	36.02	36.22	62.93	65.55	68.83	74.54
20-24	33.84	34.08	57.95	60.63	63.88	69.57
25-29	31.11	31.39	52.99	55.72	58.94	64.60
30-34	28.08	28.40	48.04	50.83	54.00	59.63
35-39	24.91	25.30	43.10	45.96	49.09	54.67
40-44	21.74	22.19	38.20	41.13	44.23	49.73
45-49	18.63	19.16	33.38	36.36	39.43	44.81
50-54	15.65	16.26	28.66	31.68	34.72	39.92
55-59	12.82	13.52	24.07	27.10	30.10	35.07
60-64	10.19	10.96	19.65	22.64	25.55	30.25
65-69	7.80	8.60	15.54	18.32	21.12	25.49
70-74	5.71	6.45	11.87	14.24	16.78	20.77
75-79	4.00	4.59	8.81	10.59	12.85	16.43
80-84	2.68	3.09	6.34	7.56	9.34	12.51
85+	1.37	1.23	3.82	3.59	5.05	7.6

Fuente: (WHO, 2017)

Por su parte, los YLD corresponde a la equivalencia en años de una discapacidad, considerando la duración de la discapacidad¹⁰⁸ y la gravedad de esta. Se puede calcular de forma simplificada, para cada causa, edad, sexo y año, de acuerdo a la siguiente ecuación:

Ecuación 3 Cálculo de YLD para cada causa (c), edad (e), sexo (s) y año (t)

$$YLD_{c,e,s,t} = \text{Número de casos}_{c,e,s,t} * \text{Peso Discapacidad}_{c,e,s} * \text{Duración discapacidad}_{c,e,s,t}$$

Fuente: (WHO, 2017)

Respecto al peso de la discapacidad, este es un valor que va entre 0 y 1, donde 0 corresponde a ningún efecto y 1 corresponde a muerte. El “*Institute for Health Metrics and Evaluation*” (IHME) publica regularmente estos pesos para distintos tipos de discapacidades o enfermedades. En su última publicación de pesos de las discapacidades consideran un total de 325 estados de salud distintos, con 1,289 secuelas diferentes (IHME, 2015). Por su parte, la OMS (2017) cuenta con estimaciones para 234 estados de salud diferentes, utilizados en el GHE-2015, cuyos estimados pueden diferir de los estimados del IHME, utilizados en el GBD-2015. Alternativamente al uso de este tipo de pesos se puede realizar una evaluación con un panel de expertos que permita establecer los pesos para determinadas enfermedades (Gao, Wang, Chen, Ngo, & Guo, 2015).

¹⁰⁸ Ya sea por recuperación de la enfermedad o muerte del afectado (al cumplir con su esperanza de vida). En este contexto discapacidad se entiende como un estado diferente de salud plena.

Los YLD pueden estimarse bajo dos enfoques: incidencia y prevalencia. Mientras la incidencia de cuenta de los casos nuevos de una enfermedad, síntoma o condición médica, la prevalencia da cuenta de los casos existentes de la misma. La Ecuación 3 presenta un enfoque basado en la incidencia de nuevos casos, mientras que en el caso de un enfoque de prevalencia resulta de multiplicar el número de casos existentes por el peso de discapacidad. La principal diferencia en los resultados de estos enfoques es la distribución en la edad de los YLD, por ejemplo, para el caso de ceguera al nacer, bajo un enfoque de incidencia la totalidad de los YLD serán atribuidos al rango etario más joven, mientras que en un enfoque de prevalencia los YLD serán atribuidos a cada rango en la medida que la persona va avanzando en los rangos etarios.

Si bien el enfoque de incidencia fue el utilizado por el GBD en un principio, hoy en día, tanto el GBD como el GHE, optan por un enfoque de prevalencia. Esto pues los datos que utilizan reflejan la prevalencia de las condiciones médicas y no la incidencia de esta. Asimismo, argumentan que el método de incidencia no reflejaría la carga de enfermedades de aquellas condiciones cuya incidencia haya disminuido drásticamente, pero que aún cuenta con una relevancia significativa.

4.2.1.1 Incidencia y prevalencia

Incidencia y prevalencia son conceptos fundamentalmente estadísticos usados ampliamente en salud pública. Ambos conceptos son usados en estadística sanitaria y epidemiología, y sirven para tener una idea clara de cómo evolucionan y se distribuyen las enfermedades en una población.

La incidencia es una magnitud que cuantifica la dinámica de ocurrencia de un determinado evento en una población dada, es decir, la frecuencia de aparición de enfermedades o efectos en una población. Se distinguen dos tipos de incidencia, absoluta y relativa:

Incidencia absoluta: número de veces que ocurre un evento en una población dada en un tiempo de observación (o sea, por unidad de tiempo). Matemáticamente se define como:

Ecuación 4: Cálculo de incidencia absoluta

$$incidencia\ absoluta = \frac{número\ de\ casos\ de\ enfermedades\ o\ efectos}{tiempo\ de\ observación}$$

Fuente: (Tapia Granados, 1994)

Por ejemplo, si se presentaran 10 casos de cáncer de mama en 4 años, la incidencia absoluta de la enfermedad sería de:

$$incidencia\ absoluta = \frac{10\ casos}{4\ años} = 2.5\ casos\ por\ año$$

Incidencia relativa: número de casos de una enfermedad o efectos en determinada cantidad de observación. La cantidad de observación es el producto entre el número de elementos de la

población observada por el tiempo de observación. Es decir, la incidencia relativa es el número de veces que ocurre dicho evento por elemento de población y unidad de tiempo observados. En salud pública suele usarse como medida epidemiológica. Se define como:

Ecuación 5: Cálculo de incidencia relativa

$$\text{incidencia relativa} = \frac{\text{número de casos o efectos}}{\text{cantidad de observación}}$$

$$\text{incidencia relativa} = \frac{\text{número de casos o efectos}}{(\text{población susceptible})(\text{tiempo de observación})}$$

Fuente: (Tapia Granados, 1994)

Por ejemplo, si se presentaran 10 casos de cáncer de mama en 4 años en una población de 75.000 mujeres, la incidencia relativa de la enfermedad sería:

$$\text{incidencia relativa} = \frac{10 \text{ casos}}{(75,000)(4 \text{ años})} = \frac{10 \text{ casos}}{300,000 \text{ mujeres-año}}$$

$$\text{incidencia relativa} = 0.000033 \text{ casos por mujer al año}$$

Este resultado también puede interpretarse como un caso anual cada 30.000 mujeres

Por su parte, la prevalencia es la frecuencia (absoluta o relativa) con la que se presenta una determinada enfermedad o efecto en una población, independiente de la fecha en que se contrajo. La prevalencia resulta poco útil para investigar las causas de las enfermedades y el efecto de las medidas terapéuticas, ya que en ella influye la velocidad de aparición del evento y la duración. Se distinguen tres tipos de prevalencia; puntual o instantánea, de período y de vida.

Prevalencia puntual o instantánea: se habla de prevalencia puntual o instantánea para referirse al número o la proporción de personas que presentan cierta enfermedad o efecto en un instante dado. Dependiendo de la menor o mayor rareza de la característica considerada en la población, la proporción suele multiplicarse por 100 o por 10^n , para ofrecerla en un tanto por cierto o un tanto por 10^n . La prevalencia puntual es aplicable específicamente a enfermedades o efectos de carácter prolongado, que puedan definirse como existentes o inexistentes en un instante dado.

$$\text{prevalencia puntual} = \frac{\text{casos existentes en un momento dado}}{\text{número de individuos en un momento dado}}$$

Por ejemplo, si al 10 de Enero se presentaran 3 casos positivos de Hepatitis, de una población total de 1000 personas, y el 25 de Enero aparecen 2 casos más, la prevalencia puntual del 10 de Enero es:

$$Prevalencia\ puntual = \frac{3\text{ casos}}{1000\text{ individuos}} = 0.3\%$$

Prevalencia de período: número o proporción del total de población que habría presentado una enfermedad o efecto en algún momento durante el período considerado. En la prevalencia de período el número de elementos de la población puede cambiar a lo largo del periodo considerado, en ese caso hay que elegir arbitrariamente en que momento del periodo hacer el recuento.

$$prevalencia\ de\ período = \frac{casos\ prevalentes\ en\ el\ período}{número\ de\ individuos\ en\ el\ período}$$

Por ejemplo, si al 10 de Enero se presentaran 3 casos positivos de Hepatitis, de una población total de 1000 personas, y el 25 de Enero aparecen 2 casos, la prevalencia período entre el 10 y el 25 de Enero sería:

$$Prevalencia\ de\ período = \frac{5\text{ casos}}{1000\text{ individuos}} = 0.5\%$$

Prevalencia de vida: proporción de personas actualmente vivas que ha sufrido o sufrirá en algún momento de su vida una enfermedad dada. Es un tipo de prevalencia de periodo, en que el periodo tiene un comienzo y final indeterminados, y de duración correspondiente al promedio de vida de las personas de una población.

Existe una relación entre la prevalencia instantánea (proporción de personas enfermas en una población en un momento dado) y la incidencia que depende de la velocidad a la que enferman las personas en esa población (incidencia/casos por unidad de cantidad de observación) y del periodo medio que permanecen enfermas o duración media de la enfermedad. Esta relación se expresa mediante la siguiente ecuación:

Ecuación 6 Relación entre prevalencia instantánea e incidencia

$$Prevalencia\ instantánea = \frac{Incidencia \times Duración\ media}{1 + Incidencia \times Duración\ media}$$

Fuente: (Tapia Granados, 1995)

Mientras la prevalencia entrega información respecto a la tasa de personas que padecen cierta condición, la incidencia de cuenta de la tasa de personas que desarrollaran determinada condición. La principal diferencia entre prevalencia e incidencia es que la incidencia expresa la tasa a la cual la población contraerá una enfermedad en cierto período, mientras que la prevalencia engloba a todos los individuos que han sido afectados por una enfermedad, independiente del momento en que la contrajeron. De esta forma mientras la prevalencia es una mejor métrica para representar el costo poblacional de una enfermedad crónica mientras que la

incidencia tiene ventaja en el manejo de eventos no crónicos, cuya duración puede ser menor al período de observación.

En el contexto de la aplicación de estos conceptos como parte de las métricas de salud de los beneficios por reducción de la contaminación atmosférica, es relevante distinguir entre la causa y los eventos observados. Si bien alguno de los efectos considerados en los beneficios de salud, tienen su causa en enfermedades crónicas, como el asma, la bronquitis crónica u otras enfermedades respiratorias crónicas, los efectos cuantificados corresponden a eventos puntuales: **admisiones hospitalarias, visita a sala de emergencias y días de actividad restringida**. De esta forma no se está cuantificando directamente el aumento de los casos de bronquitis crónicas asociadas a la contaminación atmosférica, sino que se está cuantificando el aumento de admisiones hospitalarias a causa de bronquitis crónicas, en este sentido un enfoque por incidencia es el correcto.

Asimismo, y considerando que lo esperado del indicador es que refleje la variación en salud asociado al cambio en los niveles de contaminación, un enfoque de incidencia funciona mejor puesto que no considera la duración de la enfermedad, y luego representa las variaciones intertemporales asociadas al cambio en la contaminación. Por ejemplo, si se estuviera considerando un efecto crónico con una duración promedio de 20 años, bajo un enfoque de prevalencia el indicador para un año dado estaría siendo afectado por casos que se desarrollaron años antes, incluso anterior al cambio normativo que se quiere evaluar. En cambio, un enfoque de incidencia sólo se enfocaría en los cambios de casos nuevos, lo cual potencialmente permitiría observar diferencias mayores.

Sin embargo, se destaca la utilidad del enfoque de prevalencia como un indicador del coste social de enfermedades crónicas a nivel de salud pública. Quienes han querido relacionar este coste social con la contaminación atmosférica han seguido una metodología basada en la “Fracción Atribuible de la Población” (PAF, por sus siglas en inglés). En esta metodología se estima el número de casos atribuibles de un efecto dado asociado a la contaminación, considerando por un lado el número totales de casos del efecto, y una fracción atribuible a la contaminación estimada a partir del riesgo relativo, tal como se muestra en la Ecuación 7. Esta metodología ha sido utilizado notoriamente a partir de los estudios del GBD para identificar los principales factores, siendo el trabajo de Burnett et al. (2014) el más destacable en la identificación de los impactos en salud atribuible a la contaminación atmosférica.

Ecuación 7 Calculo de casos atribuibles

$$\text{Casos Atribuibles} = \text{Casos Totales} \times \text{PAF}$$

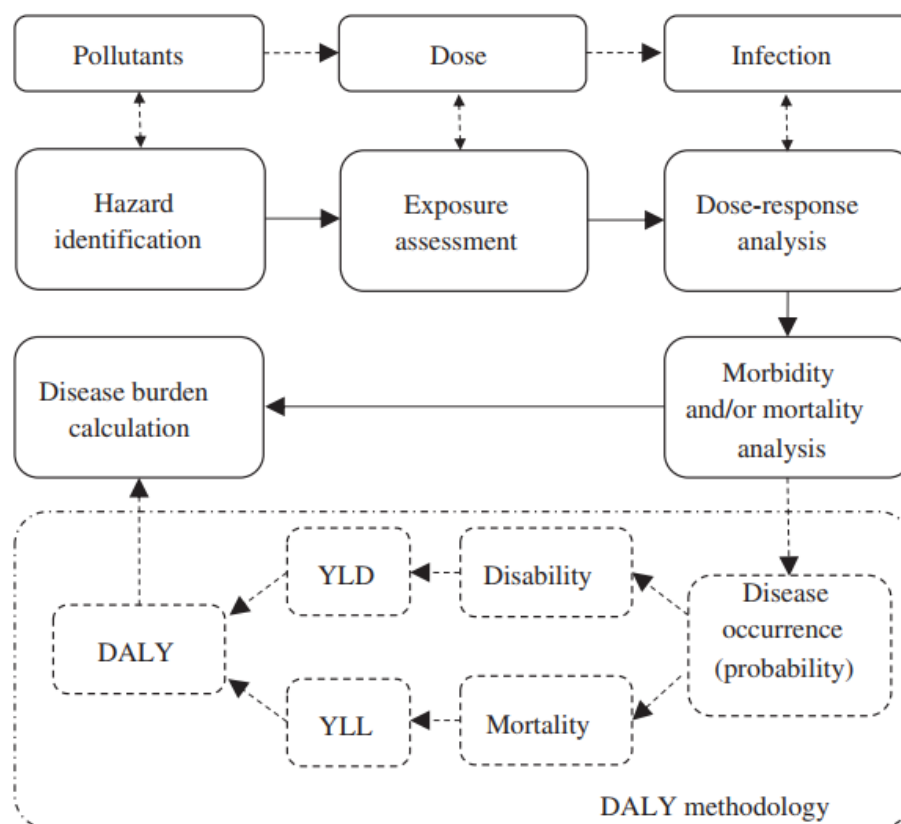
$$\text{PAF} = \frac{P(RR - 1)}{P(RR - 1) + 1}$$

Fuente: (Ezzati, Lopez, Rodgers, & Murray, 2004)

4.2.2 Experiencia internacional

Las ecuaciones presentadas en la Sección 4.2.1, si bien son relativamente sencillas, su aplicación en el análisis del riesgo relativo de la contaminación atmosférica es solamente una parte de un sistema complejo que va desde la emisión de ellos hasta la cuantificación del impacto en la salud de la población. Dicho sistema es esquematizado en la Figura 4-2, el cual presenta las relaciones entre los contaminantes y sus impactos en la salud (Gao et al., 2015).

Figura 4-2 Marco conceptual del uso de indicadores DALY, YLD y YLL para calcular efectos de contaminación



Fuente: (Gao et al., 2015)

Tal como se presenta en la Tabla 3-35 se identificaron cuatro evaluaciones de impacto que reportan los YLL (RIA MP de EEUU, y las evaluaciones de Reino Unido, Australia y la Unión Europea), así como una evaluación que reporta DALY: el estudio realizado por el Banco Mundial para Colombia.

La EPA en su último RIA de la norma de MP (US-EPA, 2012a), sigue las recomendaciones del NRC e incluye el detalle de los YLL por rango etario (NRC, 2008). El reporte de los YLL es utilizado como una métrica complementaria de la mortalidad, siendo el resultado principal el número de muertes y su valorización en base al valor de la vida estadística. Los YLL se estiman para rangos

etarios de 5 años, considerando los mayores a 25 cuando se utiliza el coeficiente de riesgo de Lepeule et al. (2012) o mayores a 30 cuando se utiliza el coeficiente de riesgo de Krewski et al. (2009). Se estiman en base a las tablas de vida derivadas por la CDC (US-CDC, 2011), la cual considera una esperanza de vida al nacer de 77.9 años, bastante por debajo de las tablas de vida utilizadas por los estudios de GBD o GHE que utilizan valores basados en el potencial máximo de vida (ver Tabla 4-10). Lo anterior se explica, pues el objetivo no es determinar la carga general de enfermedades, sino que el del efecto específico de la contaminación atmosférica, y luego se considera que las tasas de muertes deben representar la realidad de la salud pública y no la situación potencial.

En el uso de las tablas de vida basadas en las tasas de mortalidad observada para evaluar el impacto en la salud de una norma subyace el supuesto de que el impacto de la norma en las tasas de mortalidad no es suficientemente significativo, como para variar las tablas de vida. En el mismo estudio de la EPA, se referencia a un estudio la reducción de la exposición de MP2.5 entre 1980 y 2000 ha implicado un aumento de la esperanza de vida al nacer de 7 meses (C. Arden Pope, Ezzati, & Dockery, 2009).

Respecto a los resultados, la EPA destaca que mientras la mitad de las muertes ocurren en el rango de edad superior a los 75 años, al observar los resultados según los YLL se observa que la mitad ocurre en el rango superior a los 65 años, aumentando la relevancia de las muertes en la población más joven (US-EPA, 2012a). En total se ganan 7,000 años de vida con el coeficiente de Krewski y 16,000 con el coeficiente de Lepeule, lo que implica un aumento promedio de 15 y 16 años para aquellos individuos cuya mortalidad se evita.

En la guía para la valoración de cambios en las norma de calidad del Reino Unido (DEFRA, 2013), se recomienda utilizar un enfoque basado en los YLL para tratar con la mortalidad asociada a la exposición de largo plazo al MP. Dicha guía recomienda los siguientes pasos para determinar el impacto de una norma de calidad:

1. Obtener información de las tasas de mortalidad actuales
2. Predecir la mortalidad futura utilizando las tasas de mortalidad actuales y supuestos respecto a la demografía futura, sin considerar cambios en la calidad del aire. Este es el escenario base.
3. Crear un escenario alternativo que capture los cambios en la calidad del aire producto de las medidas consideradas. Esto se realiza mediante el ajuste de las tasas de mortalidad basada en la evidencia sobre el efecto a la exposición de largo plazo en la mortalidad.
4. Comparar las predicciones de esperanza de vida (o algún otro indicador) entre ambos escenarios para estimar el efecto de la norma.
5. Hacer un análisis de sensibilidad de los estimados respecto a los supuestos subyacentes.

Las recomendaciones de la guía, si bien son metodológicamente correctas, implican un intensivo uso de recursos, especialmente para establecer los escenarios bases y alternativos. En la evaluación realizada por el King's College London (Walton et al., 2015) se toma el escenario base

de mortalidad desarrollado previamente, como la tabla de vida de referencia y se sigue una metodología similar la seguida en el RIA de MP de la EPA. En el documento se reconoce explícitamente que es esperable que las medidas tengan impacto en las tasas de mortalidad base y que los resultados son solo referenciales (Walton et al., 2015).

En el estudio se decide observar el impacto para el total de la población, suponiendo la reducción de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de $\text{MP}_{2.5}$ durante toda su tabla de vida, es decir 105 años. De esta forma el análisis va desde 2010 al 2114, período en que la se ganarían un total de 573,145 años de vida. Para dar contexto si no hubiera existido reducción los años de vida perdidos estimados (utilizando como base la concentración del 2010) alcanzarían los 7,853,982 años, es decir, se podría evitar el 7.3% del daño. Por su parte, Australia sigue una metodología simplificada para estimar los beneficios que se basa en lo desarrollado en Reino Unido. Cabe destacar que consideran los efectos en la población mayor a 30 años y utilizan rangos etarios cada 5 años sin distinguir por sexo.

Por su parte en la UE estiman los YLL para los adultos mayores de 30 años, utilizando rangos etarios de 5 años, y comparando contra tablas de vida desarrolladas a partir de las tasas de mortalidad europeas¹⁰⁹. En total estiman un total de años de vida ganados de 546,383 años, los cuales representan un promedio de 8.85 años de vida ganados por cada caso de mortalidad evitado.

Ninguno de los estudios anteriores busca estimar los YLD asociados a los casos de morbilidad. Si bien no se entregan los argumentos de este enfoque, para la morbilidad se contabilizan los casos (incidencia), siendo reportados como el número de casos y valorizados de esta forma. La excepción es la evaluación del Banco Mundial de la calidad de aire en Colombia. Cabe destacar que, si bien en esta evaluación se cuantifican los DALY asociados la valorización se hace a partir del número de casos.

¹⁰⁹ <http://data.euro.who.int/dmdb/>

Tabla 4-11 DALY considerados en evaluación colombiana

Efecto	Peso Discapacidad	Duración promedio enfermedad	DALY cada 10,000 casos ^a	Casos	DALY
Mortalidad	1.00	7.5 años ^b	75,000	5,027	37,703
Bronquitis crónica (adultos)	0.20	20 años	22,000	4,675	10,285
Admisión hospitalaria respiratoria	0.40	14 días ^c	160	9,492	152
Visita sala emergencia	0.30	5 días	45	186,208	838
Días de actividad restringida (adultos)	0.10	1 día	3	32,748,479	9,825
LRI (niños)	0.28	10 días	65	374,314	2,433
Síntomas respiratorios (adultos)	0.05	0.5 días	0.75	104,225,594	7,817

a. Los DALY consideran un descuento en el tiempo de 3% y descuento por edad.

b. Corresponde al supuesto de YLL promedio por cada muerte

c. Considera tiempo de hospitalización y recuperación

Fuente: Elaboración propia en base a (The World Bank, 2012)

Los DALY considerados en el estudio del Banco Mundial provienen de un estudio previo realizado para el Ministerio de Medio Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (Larsen, 2004b). En dicho estudio el autor genera estimaciones propias de la duración promedio, mientras que los pesos de las discapacidades se desprenden de los pesos atribuidos por el NIH¹¹⁰ para las enfermedades o enfermedades similares.

Estas mismas equivalencias de DALY son usadas por el Banco Mundial en estudios en otras regiones como en la India (The World Bank, 2013). En dicho estudio de forma adicional se considera la mortalidad de niños menores a 5 años¹¹¹, considerando un promedio de vida perdida de 70 años por caso de mortalidad infantil, equivalentes a 340,000 DALY por cada 100,000 casos, considerando descuento de 3% en tiempo y por edad según la función observada en la Figura 4-1.

¹¹⁰ National Institute of Health (EEUU). Ya no se cuentan con los estimados realizados respecto a los pesos de discapacidad.

¹¹¹ CRF de 1.66% cada 10 ug/m3 de MP10, basado en (Ostro, 2004).

Tabla 4-12 DALY considerados en evaluación India

Efecto	Peso Discapacidad	Duración promedio enfermedad	DALY cada 10,000 casos ^a	Casos	DALY
Mortalidad adultos	1.00	7.5 años ^b	75,000	109,340	820,049
Mortalidad infantil	1.00	70 años ^b	340,000	7,513	255,431
Bronquitis crónica (adultos)	0.20	20 años	22,000	48,483	106,663
Admisión hospitalaria respiratoria	0.40	14 días ^c	160	372,331	5,957
Visita sala emergencia	0.30	5 días	45	7,303,897	32,868
Días de actividad restringida (adultos)	0.10	1 día	3	1,231,020,030	369,306
LRI (niños)	0.28	10 días	65	16,255,360	105,660
Síntomas respiratorios (adultos)	0.05	0.5 días	0.75	3,917,855,052	293,839

a. Los DALY consideran un descuento en el tiempo de 3% y descuento por edad.

b. Corresponde al supuesto de YLL promedio por cada muerte

c. Considera tiempo de hospitalización y recuperación

Fuente: en base a (The World Bank, 2013)

Se observa que si bien las muertes infantiles representan el 6.87% de las muertes totales, a nivel de DALY representan el 31.15% de los años perdidos por mortalidad. Esto a pesar de que la tasa de DALY por cada 10 mil casos está subestimados, pues están considerando descuento por tiempo y edad. La fuente de estos datos también proviene de un estudio de Larsen ejecutado en Egipto.

Los resultados del estudio del Banco Mundial se comparan con otro estudio realizado en India (Maji, Dikshit, & Deshpande, 2017) el cual estima los impactos en dos ciudades indias: Mumbai y Delhi. El estudio usa efectos de morbilidad distintos a la evaluación del Banco Mundial, a nivel de mortalidad estima para el 2015 un total de 32,014 y 48,651 en Mumbai y Delhi respectivamente. Este valor es comparable con los 109,340 casos estimados por el Banco Mundial para toda India.

La tasa de DALY por casos utilizados en este último estudio se presenta en la Tabla 4-13, se observa que se utilizan varios de los mismos DALY presentes en la evaluación del Banco Mundial, complementando con los DALY estimados por Lvovsky et al. (2000), desarrollados para un estudio del Banco Mundial respecto al costo ambiental de los combustibles fósiles, y por Zhang et al. (2006a), en un estudio que estima el impacto de la contaminación en Shangai. Mientras el primero de estos estudios realiza sus estimaciones propias, el segundo desarrolla sus estimaciones a partir de las estimaciones de Lvovsky et al.

Tabla 4-13 Tasas de DALY utilizados en estudio sobre India

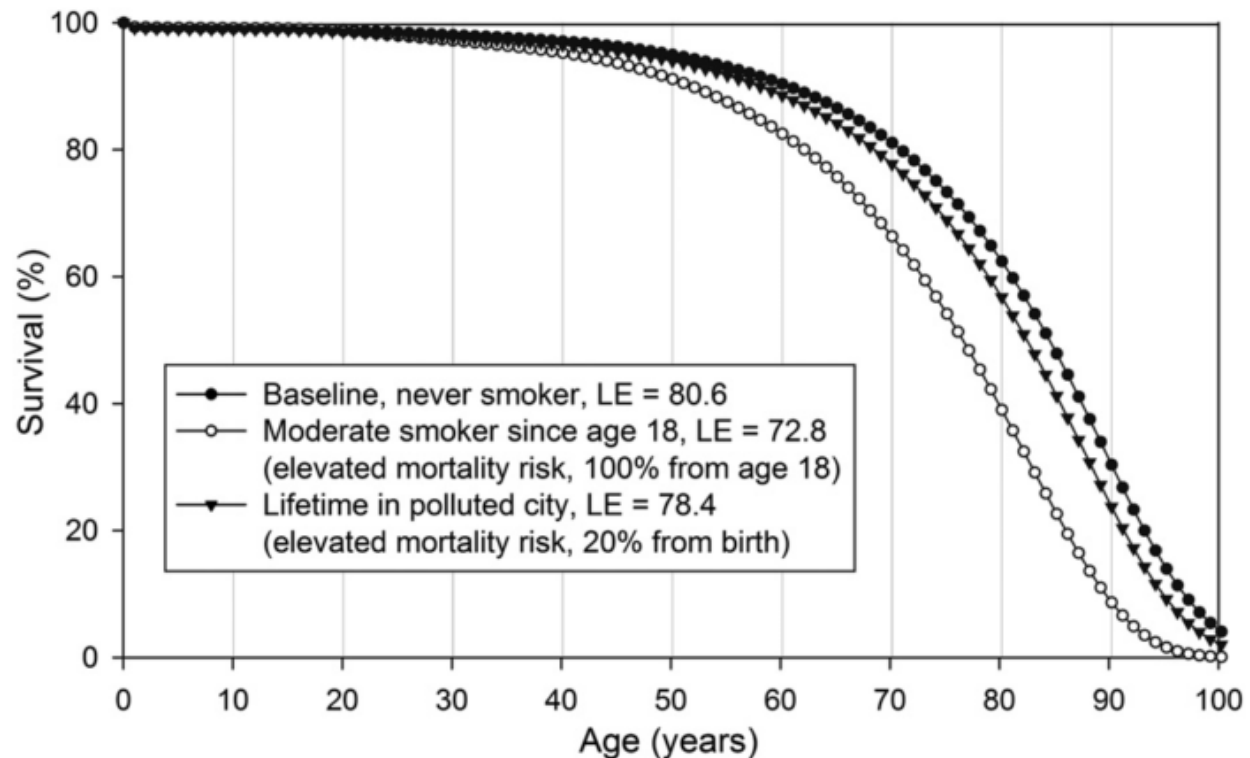
Efecto	DALY por 10,000 casos (1)	Referencia Origen
Mortalidad	75,000	(The World Bank, 2013)
Bronquitis crónica	22,000	(The World Bank, 2013)
Días con actividad restringida	3	(Lvovsky, Gughes, et al., 2000; The World Bank, 2013)
Asma	4	(Lvovsky, Gughes, et al., 2000; Zhang et al., 2006a)
Bronquitis aguda	4	(Zhang et al., 2006a)
Visita a sala de emergencia	3	(Lvovsky, Gughes, et al., 2000)
Admisión hospitalaria respiratoria	160	(The World Bank, 2013)
Admisión hospitalaria otras	264	(Zhang et al., 2006a)
Día de toz	3	(Lvovsky, Gughes, et al., 2000)
Día de síntomas	3	(Lvovsky, Gughes, et al., 2000)
LRS	3	(Lvovsky, Gughes, et al., 2000)
Uso de medicación respiratoria	3	(Zhang et al., 2006a)

1. Se entienden como el número de DALY –medidos en años de salud- perdidos por cada 10 mil casos. Por ejemplo, de acuerdo al estudio, 10 mil casos de muertes implican 75 mil DALY, o una pérdida de 75 mil años de vida.

Fuente: (Maji et al., 2017)

Si bien los artículos del Banco Mundial han optado por un enfoque de incidencia para la evaluación del impacto en la salud de la contaminación atmosférica, otros estudios han utilizado un enfoque basado en la prevalencia para determinar los DALY. Estos estudios utilizan estimaciones en base al riesgo relativo de la fracción de los casos observados de un efecto que puede ser atribuido a la contaminación atmosférica, para luego multiplicar por el peso de la discapacidad (Abtahi et al., 2017; Mcadam, 2007).

Otra métrica alternativa para medir el impacto en salud corresponde al cambio en la esperanza de vida al nacer. La hipótesis de esta métrica es que una reducción de la exposición a la contaminación atmosférica lleva a una reducción de las tasas de mortalidad, traduciéndose en un aumento de la esperanza de vida. Lo anterior se representa en la Figura 4-3 donde se observa la variación en la curva de sobrevivencia al variar el riesgo acorde a distintas condiciones. En dicha figura se observa que al utilizar el coeficiente de riesgo unitario de Pope et al. (2002), la esperanza de vida por una exposición a 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de $\text{PM}_{2.5}$ se reduce en 2.2 años.

Figura 4-3 Curva de sobrevivencia bajo distintos supuestos de riesgo

Fuente: (C Arden Pope & Dockery, 2013)

La Figura 4-3 se obtiene desde Pope & Dockery (2013), donde se realiza un comentario respecto a un artículo que estima el impacto en la esperanza de vida de las concentraciones de TSP, basados en un estudio cuasi-experimental basado en el subsidio que existe al carbón en la zona norte del río Huai en China (Chen, Ebenstein, Greenstone, & Li, 2013). En dicho estudio se aprovecha la diferencia en la concentración de TSP producida por dicho subsidio para comparar las ciudades del sur y del norte del río, de esta observación se deriva que una diferencia de 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de TSP, se traduce en una diferencia de 3 años en la esperanza de vida al nacer.

El estudio de Chen et al. (2013) es actualizado en base a nueva evidencia, que estudiando el mismo cuasi-experimento estima que la reducción de la esperanza de vida al nacer es de 0.64 años por cada 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de MP10 (Ebenstein, Fan, Greenstone, He, & Zhou, 2017). Cabe destacar que las concentraciones con las que se calculó dicha esperanza de vida están en tornos a los 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de MP10.

En comparación, para el MP2.5 se ha estimado una disminución de 0.61 años por cada 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de MP2.5 (C. Arden Pope et al., 2009). Esta estimación se realiza en base a las concentraciones observadas en 211 condados comparando datos de finales de los 70 y principios de los 80 y finales de los 90 y comienzos de los 2000. Las concentraciones de MP2.5 en estos condados tienen una media de 20.61 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en el primer periodo y de 14.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en el segundo periodo.

4.2.3 Factibilidad de implementación nacional

A nivel internacional se observa una tendencia a complementar los resultados de mortalidad con los YLL asociados a dicha muertes. Incluso en algunas evaluaciones esta métrica es el resultado principal como en las evaluaciones revisadas en Reino Unido (Walton et al., 2015), Australia (Marsden Jacob Associates, 2013a), Europa (EMRC, 2014) y las desarrolladas por el Banco Mundial (The World Bank, 2012, 2013).

En general, se observan dos tendencias para la evaluación de los YLL: el uso de tablas de vida o el uso de un supuesto simplificado respecto a los años de vida promedio asociados a la mortalidad. A modo de comparación, en la Tabla 4-14 se observa el promedio de los años de vida ganados de diversos estudios.

Tabla 4-14 Años de vida ganados por caso de mortalidad evitado asociado a la disminución de la exposición

Método de cálculo	Años de vida ganados	Estudio
Supuesto	7.5	(Larsen, 2004b; Maji et al., 2017; The World Bank, 2012)
Tablas de vida	8.8	(EMRC, 2014)
Supuesto ^a	9.2	(The World Bank, 2013)
Supuesto	10	(Lvovsky, Gughes, et al., 2000; Zhang et al., 2006a)
Tablas de vida	15	(Hubbell, 2006)
Tablas de vida	15 – 16 ^b	(US-EPA, 2012a)
Tablas de vida ^c	22.7	(Abtahi et al., 2017)

a. Incluye mortalidad de adultos (7.5 YLL por caso evitado) y mortalidad infantil (34 YLL por caso evitado)

b. 15 años resultado estimado con el coeficiente de (Krewski et al., 2009) y 16 años con el coeficiente de (Lepeule et al., 2012)

c. Se deriva desde el GBD-2013 que utiliza tablas de vida que reflejan el potencial y no la realidad de las tasas de mortalidad.

Fuente: Elaboración propia

Si bien los estudios de carga de enfermedades a nivel global como los GBD desarrollados por el IHME o los GHE desarrollados por la OMS utilizan tablas de vida que reflejan el potencial de salud humana, los estudios enfocados en evaluar los impactos de calidad del aire utilizan tablas de vida derivadas de las tasas de mortalidad observada. Lo anterior se explica pues, mientras los primeros estudios buscan evaluar el efecto conjunto de todas las enfermedades, los segundos se enfocan sólo en determinadas causas. En este sentido la tabla de vida contra factual en el primer caso debe ser el caso en que no existen las enfermedades, mientras que en el segundo caso debieran ser las tablas de vida que reflejan la variación en las causas específicas.

Esto último implica que la metodología correcta sería desarrollar una tabla de vida con las tasas de mortalidad ajustadas a la reducción del riesgo de las causas relacionadas con la contaminación atmosférica, tal como lo recomienda la DEFRA (2013). Alternativamente se puede realizar una simplificación al asumir que las muertes asociadas a la contaminación representan una fracción menor de las muertes totales y, por lo tanto, las tablas de vida no cambiarían significativamente. Este tipo de simplificaciones han sido utilizadas en múltiples evaluaciones internacionales (EMRC, 2014; Hubbell, 2006; US-EPA, 2012a; Walton et al., 2015).

Una vez determinada la tabla de vida contra factual, es necesario determinar la edad a la que ocurre la muerte. Lo anterior no es trivial, pues los estudios utilizados para establecer la relación entre exposición y muertes no establecen la distribución en el tiempo. Ante la falta de mayores antecedentes, la EPA (2012a) utiliza el coeficiente de riesgo invariante por edad, pero usando tasas de mortalidad que sí lo son. De esta forma, dado que las tasas de mortalidad de los grupos etarios mayores son más altas, las muertes se concentran en estos grupos, sin embargo, el número de YLL en una muerte de un grupo etario menor es mayor en comparación con los YLL de una muerte en grupo etario mayor. Se podría utilizar en Chile una metodología como la utilizada por la EPA dado que los estudios que relacionan la exposición con los impactos tampoco tienen detalle respecto a su variación entre los distintos grupos etarios.

Respecto a los descuentos por tiempo y por edad, se recomienda acoger la metodología utilizada por el GBD desde el año 2010, esto es, no descontar por edad ni por tiempo. Lo anterior se justifica principalmente en que el objetivo de los YLL es dar cuenta de la pérdida (o ganancia) de la salud de la población respecto a una situación base, y no dar cuenta del valor social de esta pérdida o ganancia. Lo anterior no excluye la posibilidad de que si se busca valorizar socialmente estos YLL se utilicen descuentos por tiempo o edad.

Respecto a los YLD existen tres aspectos que son necesarios definir para utilizar esta métrica para morbilidad:

1. ¿Qué tipo de enfoque se utilizará: prevalencia o incidencia?
2. ¿Cuáles serán los pesos de discapacidad para cada uno de los efectos de morbilidad?
3. ¿Cómo se manejarán los síntomas agudos?

El enfoque de prevalencia está siendo utilizado por los principales estudios que utilizan como métrica los DALY (GBD-2010, 2013, 2015 y GHE de la OMS). De acuerdo a la OMS (2017b) hay tres razones principales para optar por este enfoque en lugar del de incidencia:

- El enfoque de incidencia no refleja la carga de secuelas para una condición cuya incidencia se haya reducido significativamente
- Los datos a partir de los cuales se construyen estos indicadores reflejan la prevalencia. Estos datos son principalmente los registros médicos.
- El enfoque de prevalencia permite atribuir los YLD en los rangos etarios donde la pérdida de salud es experimentada, mientras que en el caso del enfoque de incidencia se atribuyen todos los años al grupo etario de incidencia.

Sin perjuicio de lo anterior, en el contexto de la evaluación de beneficios asociados a la reducción de la contaminación atmosférica en Chile, un enfoque por incidencia es más apropiado. Esto pues el enfoque de la evaluación es estimar la variación en la condición de la salud atribuible al cambio de la contaminación atmosférica, y luego no se busca incluir las cargas de secuelas o efectos ya existentes. Asimismo, la modelación entrega la incidencia, al estimar los nuevos casos, ajustar el modelo a los casos de prevalencia requeriría considerar horizontes de estudios bastante más

extensos. Si bien es cierto que los YLD serán atribuidos a los rangos etarios de incidencia, y no los de prevalencia, este dato no es tan relevante de forma agregada¹¹².

Respecto a los pesos de discapacidades se recomienda utilizar los pesos de discapacidad desprendidos de estudios internacionales. Las últimas versiones disponibles de estudios internacionales compilan una exhaustiva serie de efectos y sus pesos de discapacidad (OMS, 2017b; Vos et al., 2016). Cabe destacar, que los pesos de discapacidad han variado desde sus comienzos, cuando fueron criticados por las implicancias éticas de la forma en estaban siendo calculados (Arnesen & Nord, 1999).

Los pesos de discapacidad actualmente utilizados buscan cuantificar la brecha de salud entre una condición dada y la perfecta salud, sin considerar criterios de valor de las personas, calidad de vida, deseabilidad social o estima de estados de salud (OMS, 2017b). Hoy en día los pesos de discapacidad reflejan el criterio de la población general y no el de los expertos o de la comunidad médica, como fue durante la década de los 90 y principios de siglo.

Aun así existen diferencias en los pesos utilizados entre, por ejemplo, el GBD-2015 (Vos et al., 2016) y el GHE-2015 (OMS, 2017b). Las diferencias podrían explicarse por cuestiones metodológicas de cómo se recopila la información que llevaría a sesgos productos del enfoque unidimensional del constructo de salud utilizada para el diseño e implementación de las encuestas, así como potenciales problemas asociadas a la forma en que se presenta la información a los participantes (Nord, 2013).

Las diferencias entre los valores de los pesos de discapacidad, en conjunto con los cuestionamientos a las metodologías y validez de los resultados, agregan incertidumbre respecto a la factibilidad de utilizar esta métrica en el ámbito de política pública. Cabe destacar que de las evaluaciones internacionales analizadas, si bien algunas incluyen los YLL, en la práctica sólo las realizadas por el Banco Mundial utilizan los YLD. En su lugar, las evaluaciones revisadas caracterizan la morbilidad con respecto al número de casos por cada uno de los impactos.

Respecto a la problemática de la validez de usar el YLD como métrica de estados de salud agudos, se distinguen dos dificultades: problemas para elicitar un valor de peso de la discapacidad y problemas para utilizar este valor (Bala & Zarkin, 2000). El primero de estos problemas está asociado a lo difícil que es para los encuestados considerar y evaluar una condición de salud que saben es transiente. Los problemas de implementación surgen por el supuesto de linealización del tiempo, este supuesto estima que si logro elicitar un valor para el peso de discapacidad, su corta duración hará que tenga un valor cercano a cero (Hubbell, 2006). Por ejemplo, si los síntomas de asma tienen un peso de discapacidad de 0.133¹¹³, un día con síntomas asmáticos implicaría un peso de discapacidad de 0.000364. Un valor de este orden conlleva problemas para la conceptualización y presentación de las distintas causas.

¹¹² A menos que se considere algún descuento por edad

¹¹³ Valor para "Asthma, Uncontrolled" obtenido desde el GBD-2015 (Vos et al., 2016)

Respecto al uso de DALY se observa que en el contexto del presente estudio resulta una métrica interesante para complementar los resultados desde un enfoque de salud. Siguiendo la discusión realizada por la OMS (2017b), los DALY no son entendidos como la valorización social de la pérdida de salud, sino que refleja el criterio de la población general respecto a la brecha de salud entre una serie de condiciones de salud y un estado de salud plena. Se destaca que la gran mayoría de los DALY se asocian a YLL en lugar de YLD, esta estimación llegaría ser el 94% en el GBD-2010 (M. Cropper & Khanna, 2014). Asimismo, el estado del arte internacional respecto a los YLD aún no llega a un consenso respecto al método y valores que deben utilizarse para cuantificar los YLD, mientras que existe mayor consenso respecto a los YLL. Esto resulta en lo relevante que es la transparencia de los supuestos utilizados para el desarrollo de las diferentes métricas.

4.3 Sistematización de información de métricas complementarias

La información revisada relativa a la consideración de métricas complementarias fue sistematizada en bases de datos. Al igual que en la Sección 3.5, se consolidaron distintas bases de datos comunicadas entre sí mediante *keys*.

En particular, se creó una base de datos adicional comunicada con la base de datos de estudios y con la base de datos de CRF, tal como muestra la Figura 4-4. Esta base de datos adicional se hace entrega junto a las otras bases de datos conformadas y explicadas en la Sección 3.5.

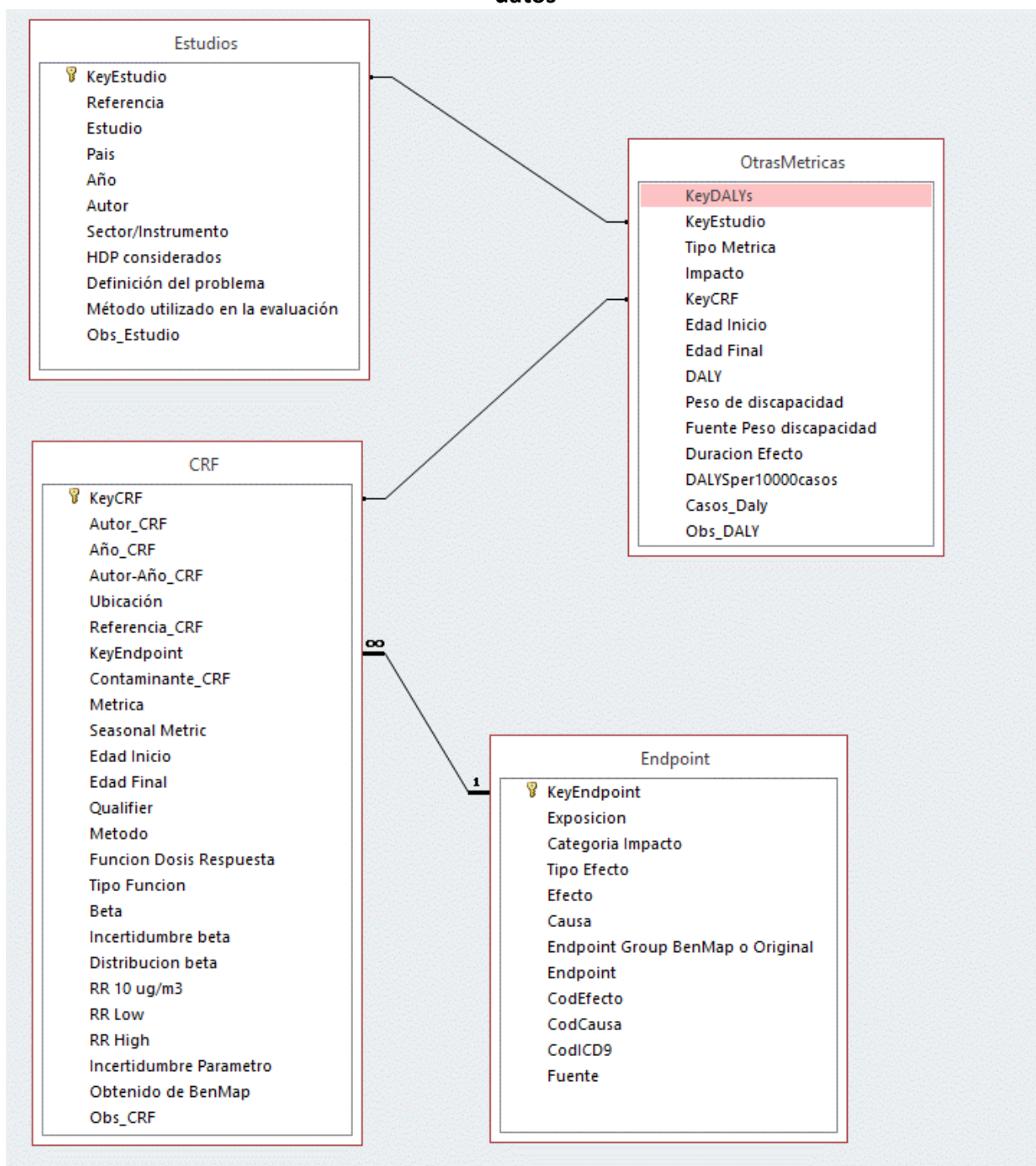
Al igual que en la Sección 3.5, se consolidó toda la información relativa a la base de datos de otras métricas en una sola base de datos:

- **Base de datos consolidada de otras métricas:** Contiene para cada métrica identificada el estudio de donde se obtuvo, el CRF utilizado y el *EndPoint* correspondiente, con todo el detalle de la información

Esta base de datos consolidada permite realizar análisis dinámicos de la información de manera más sencilla. En la Tabla 4-15 se presenta un resumen con los resultados globales de los 13 estudios sistematizados en la base de datos. Se destaca que algunos de estos estudios se subdividen en regiones distintas, detalle que se presenta en la base de datos.

En la Sección 8.1 (en Anexos), se presenta el diccionario de esta nueva base de datos (ver Tabla 8-6), junto a los diccionarios de las otras bases de datos construidas.

Figura 4-4 Diagrama de la relación de la base de datos de otras métricas con otras bases de datos



Fuente: Elaboración propia

Tabla 4-15 Resumen de estudios con métricas alternativas sistematizados

Estudio	YLD	YLL	Aumento en la EV al nacer
Abtahi-2017-IRAN	253	1,636	
BancoMundia-2013-India	914,293	1,075,480	
Chen-2013-China			5.0
Ebenstein-217-China			3.1
EMRC – 2014 - UE	546,383		
EPA-2012-RIA-PM-USA		23,100	
Hubbel-2006-QALY	33,800	121,500	
Lvovksy-2000-FossilFuel	139,613	97,389	
Maji-2016-India	604,985	650,387	
Pope-2009-EV			0.6
Pope-2013-EV			14.5
WorldBank-2012-RIA-PM-Colombia	31,350	37,703	
Zhang-2006-Shanghai	20,863	82,200	

Fuente: Elaboración propia en base a estudios referenciados

5. Propuesta metodológica para estimación de esperanza de vida

El presente capítulo tiene por objetivo desarrollar una propuesta de metodología para implementar las métricas completarias de YLL e YLD, las cuales requieren de una metodología aplicada a la realidad nacional para estimar y proyectar la esperanza de vida. Esto en pos del cumplimiento del objetivo específico 3 (ver Sección 2.2).

La esperanza de vida se define como el promedio de años restantes por vivir de determinado organismo, dado ciertos parámetros demográficos como edad actual y sexo; entre otros.

Un indicador común que se utiliza para representar la mortalidad de un país es la esperanza de vida al nacer, la cual corresponde a la esperanza de vida del grupo etario de nacimiento. Solo en este grupo etario la esperanza de vida es igual a la edad de muerte. La esperanza de vida decrece con la edad, pero la edad esperada de muerte aumenta levemente debido a que los individuos de cierta edad ya superaron la probabilidad de muerte de edades menores¹¹⁴.

La esperanza de vida se utiliza como un indicador más certero de la mortalidad en un país, ya que no se ve afectado por la estructura etaria de la población, como si lo están las tasas de mortalidad (INE, 2017).

Para el cálculo de los YLL se requiere conocer la esperanza de vida por grupo etario, de acuerdo con lo presentado en la Ecuación 2 (ver Sección 4.2.1). También se requiere para el cálculo de la métrica de cambio de esperanza de vida al nacer por efecto de la contaminación local o la acción de determinada política pública. Así, es de interés contar con una metodología validada internacionalmente para estimar la esperanza de vida en Chile, así como la implementación de la metodología en forma de un modelo paramétrico que permita la actualización de la esperanza de vida en la medida que se generen nuevos antecedentes.

En este capítulo se hizo una revisión general de metodologías internacionales para el cálculo de la esperanza de vida y para la proyección de variables demográficas (Sección 5.1). En base a esta revisión se propone una metodología detallada para estimar la esperanza de vida en Chile, y se construyó un modelo aplicado de esta metodología con datos demográficos de Chile al 2015 (Sección 5.2).

5.1 Revisión de metodologías internacionales

La revisión de metodologías para la proyección de la esperanza de vida se centró en organismos internacionales que tradicionalmente han desarrollado este tipo de métricas de salud (CEPAL,

¹¹⁴ Por ejemplo, la esperanza de vida al nacer en Chile es de 79.7 años, y la esperanza de vida para el cohorte etario de 50-54 años es de 32.1 años, lo cual les da una edad esperada de muerte de 84.1 años. Así, la esperanza de vida del cohorte etario de 50-54 años es menor a la del grupo etario de nacimiento (0-1 años) pero su edad esperada de muerte es mayor.

OMS, organismos de EEUU), asimismo se revisaron las metodologías utilizadas actualmente por el INE.

Los documentos revisados tienen relación con la estimación de la esperanza de vida (o tablas de vida) o proyecciones de la mortalidad y población. Dado que la metodología para la estimación de la esperanza de vida es similar en todos los documentos revisados, no se explica con mayor detalle, sino que se presenta la metodología una sola vez en la Sección 5.2.1.

5.1.1 CEPAL-2007

La Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL) publicó una guía metodología para la estimación y proyección de la mortalidad por sexo y edad (CEPAL, 2007). Esta guía metodológica es de interés, ya que la mortalidad es uno de los parámetros claves para la estimación de la esperanza de vida.

El método utilizado en esta guía para proyectar la población corresponde al “modelo de los componentes”, el cual requiere proyectar cada componente demográfico de interés: la mortalidad, fecundidad y migraciones (CEPAL, 2007).

La información más relevante para analizar la mortalidad en un país son las estadísticas de defunciones y población, las cuales pueden obtenerse de registros y censos (CEPAL, 2007). Así, para estimar las tasas de mortalidad, parámetro de entrada para el cálculo de la esperanza de vida, se deben tener registros de defunciones ocurridas durante el año y la población estimada por el censo. El único rango etario que presenta una diferencia metodológica son los menores a 1 año, donde la tasa de mortalidad infantil se estima a partir del total de defunciones ocurridas y el total de nacimientos.

Proyectar la mortalidad consta de dos etapas: proyección del nivel de mortalidad por sexo (esperanza de vida al nacer) y proyección de la estructura de la mortalidad por sexo y edad (CEPAL, 2007).

Para proyectar el nivel de mortalidad se utiliza el supuesto de que la tasa de aumento en el tiempo de la esperanza de vida al nacer disminuye a medida que desciende la tasa de mortalidad y se aproxima al nivel de países desarrollados¹¹⁵ (CEPAL, 2007). Otro supuesto a considerar es que los niveles de mortalidad tienen un límite superior según los conocimientos y avances médicos de la época (Pujol, 1989). Estos límites se presentan en tablas de vidas elaboradas por el Centro Latinoamericano y Caribeño de Demografía (CELADE) en 1995 (CEPAL, 2007, n. Cuadros 4-A y 4-B).

¹¹⁵ En otras palabras, cambios en una tasa de mortalidad elevada generan efectos mayores en la esperanza de vida que cambios en una tasa de mortalidad baja. Así, el comportamiento de la esperanza de vida en el tiempo tiene una forma asintótica, aproximándose a la esperanza de vida alcanzada por países desarrollados.

Una vez determinado el valor límite de la mortalidad, se proyectan los niveles actuales de acuerdo a series históricas y utilizando una curva logística con límites superiores (Pujol, 1989). Esta proyección también puede incorporar otros factores que afecten la tasa de mortalidad a futuro, como mejoras en salud o leyes ambientales más estrictas. En lo relativo a calidad del aire, se podría proyectar una baja en la tasa de mortalidad por causas cardiovasculares y respiratorias producto de una normativa.

Para la proyección de la estructura de la mortalidad se utilizan las probabilidades de muerte por sexo y edad ideales, obtenidas también de las tablas límites de mortalidad propuestas por el CELADE (CEPAL, 2007, n. Cuadros 4-A y 4-B).

5.1.2 WHO-2014- Métodos para la Esperanza de Vida

La organización mundial de la salud (WHO, por sus siglas en inglés), publicó una guía de lineamientos generales para calcular tablas de vida por país (WHO, 2014). Las tablas de vida generadas por la WHO son publicadas y actualizadas cada dos años¹¹⁶.

Se establece que la mejor fuente de información para estimar las tasas de mortalidad son los registros civiles de defunciones y mortalidad, y en caso de no contar con estos se pueden utilizar métodos de encuestas (WHO, 2014). Las tablas de vida se construyeron con quinquenios, siendo el grupo etario 85+ años el grupo final y abierto de la cohorte. Se obtuvo una esperanza de vida al nacer de 70.3 años al 2012 para todo el mundo, y de 78.9 años para países con altos ingresos (WHO, 2014, n. Tabla 6.1).

Como se mencionó en la Sección 4.2.1, en un comienzo la GBD utilizaba las tablas de vida de Japón como referencia¹¹⁷, dado que este era el país con mayor esperanza de vida y así representaba la situación ideal (WHO, 2017). No obstante, a partir del GBD-2010 se cambió la tabla de vida de referencia por una tabla construida en base a la menor tasa de mortalidad por grupo etario y sin diferenciar por sexo en países con más de cinco millones de habitantes. La tabla de vida que surge del uso de esta metodología representaría una tabla de vida que representaría el potencial alcanzable hoy en día.

Por su parte, el GHE, estudio de estadísticas globales de salud desarrollado por la WHO, utiliza la tabla de vida proyectada al 2050. Al igual que el GBD, esta tabla de vida funciona como un punto de comparación contra una condición ideal de salud que representaría la salud potencial máxima alcanzable hoy en día. Esto responde al objetivo de estos estudios que es entregar información respecto a la carga de enfermedades soportadas a nivel global.

¹¹⁶ Estadísticas generales e interactivas se encuentran disponibles en:

http://gamapserver.who.int/gho/interactive_charts/mbd/life_expectancy/tablet/atlas.html

¹¹⁷ Las tablas de vida de Japón se publican anualmente (Statistics & Policy, 2015)

5.1.3 EEUU-2014-Tablas de Vida

El sistema de estadísticas vitales nacionales (NVSS¹¹⁸) de EEUU realiza reportes periódicos reportando tablas de vida (Arias, Heron, & Xu, 2017). Las tablas de vida se calculan a nivel nacional con datos de un periodo de un año; y se desagregan por sexo, edad¹¹⁹ y raza u origen (blancos, negros e hispanos). La metodología empleada está sujeta a constantes revisiones y modificaciones, de acuerdo a la disponibilidad de nueva información o nuevos grupos de interés en EEUU.

Para el cálculo de las tablas de vida se utilizan datos de defunciones, población estimada por el censo decenal y registros de beneficiarios de Medicare (población entre 66 y 99 años). Esta última información se utiliza como suplemento a información de población del censo¹²⁰.

La metodología empleada para la construcción de las tablas de vida se utilizó para la propuesta metodológica en este informe, y se explica con mayor detalle en la Sección 5.2.1.

La esperanza de vida al nacer en EEUU al 2014 es de 78.9 años para ambos sexos en conjunto, y al desagregar por sexo se alcanzan 76.5 años para hombres y 81.3 años para mujeres (Arias et al., 2017).

5.1.4 INE-Chile

Si bien el INE no es un organismo internacional, se incluyó una revisión de las metodologías que utiliza para la proyección de población, mortalidad, nacimientos, migración y cálculo de esperanza de vida como catastro de la situación nacional.

En el anuario de estadísticas vitales 2015, el INE presenta el indicador años de esperanza de vida perdidos (AEVP), el cual presenta los años que se dejan de vivir a determinada edad por cierta causa (INE, 2017). Este indicador puede utilizarse para medir el efecto de la contaminación local en la esperanza de vida.

De las estadísticas del INE se observa que las causas con mayor mortalidad a nivel nacional corresponden a las enfermedades del sistema circulatorio y tumores malignos (27.4% y 24.9% del total, respectivamente) (INE, 2017). Las enfermedades del sistema respiratorio contabilizan el 9.6% de la mortalidad total.

Para la proyección de la población, el INE utiliza el método de los componentes, el cual consiste en proyectar los tres componentes claves que determinan el crecimiento demográfico de un país: la fecundidad, mortalidad y migración (Pujol, 1989). Esta metodología fue brevemente descrita en la Sección 5.1.2 y explicado con mayor detalle en otro documento (Pujol, 1989).

¹¹⁸ *National Vital Statistics System*

¹¹⁹ Se presentan por edad o por quinquenio

¹²⁰ Esta fuente de información se considera más confiable para estimar la edad correcta en poblaciones de edad avanzada

5.2 Propuesta metodológica a nivel local

A continuación, se presenta la metodología propuesta para el cálculo de la esperanza de vida en Chile, incluyendo los supuestos a utilizar y fuentes de información. En la Sección 5.2.2 se presenta una aplicación de esta metodología, con resultados de esperanza de vida en Chile al 2015.

5.2.1 Metodología estimación de la Esperanza de Vida

La explicación de la metodología aquí presentada se basa principalmente en la metodología propuesta por la CEPAL (2007), en el curso de “Demografía”, sesión 8 de Tablas de Vida, disponible *online*¹²¹ y dictado por el Centro Centroamericano de Población de la Universidad de Costa Rica (CCP, n.d.) , la utilizada en el cálculo de tablas de vida de EEUU (NVSS, 2017) y en las tablas de vida de Holanda (Van Der Meulen, 2012).

La esperanza de vida se calcula a partir de tasas de mortalidad observadas en determinada población, para cada grupo etario considerado. Estas tasas de mortalidad también pueden desagregarse por sexo, ubicación geográfica o raza, para obtener indicadores de esperanza de vida más detallados. Al desagregar la información base, la cual típicamente corresponde a datos de población estimada y registros de defunciones y nacimientos, se debe tener en consideración que la cantidad de información sea confiable y representativa para el cálculo¹²².

El principal parámetro para la estimación de la esperanza de vida son las tasas de mortalidad por cohorte de edad. El supuesto comúnmente utilizado para proyectar una tabla de vida base es que la tasa de mortalidad observada en el periodo de interés también aplicará a futuro, cuando los cohortes de edad menores alcancen esa edad¹²³ (Van Der Meulen, 2012). Así, la esperanza de vida de la tabla base es un indicador relativo al año de observación y sin consideración de nuevas mejoras o avances tecnológicos que disminuyan las tasas de mortalidad a futuro.

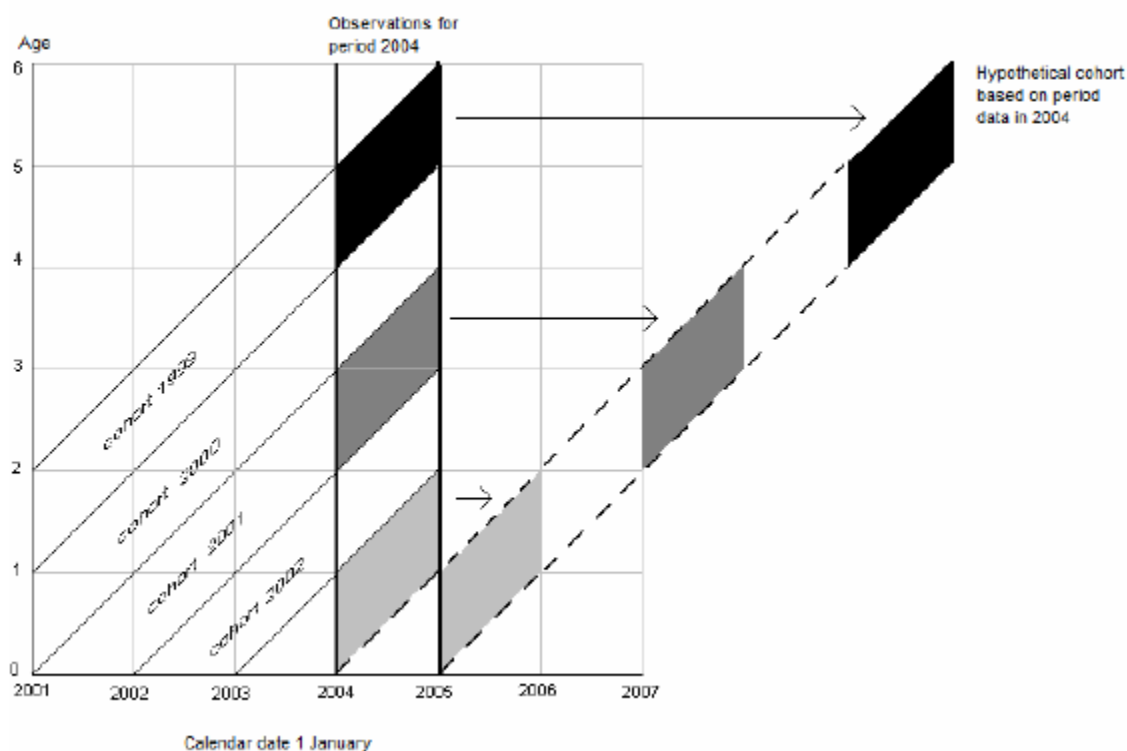
La Figura 5-1 presenta un diagrama de Lexis, indicando en el eje vertical la edad y en el eje horizontal los años (Van Der Meulen, 2012). Esta figura busca representar que las tasas de mortalidad por edad observadas al año 2004 (columna vertical) son proyectadas a futuro de manera constante para una población ficticia nacida el 2004.

¹²¹ Disponible en: http://ccp.ucr.ac.cr/cursos/demografia_03/materia/8_tablas.htm

¹²² Si la información es muy desagregada se pueden encontrar anomalías estadísticas, como comunas con tasas de mortalidad nula o muy elevada, lo que genera estimaciones erróneas de la esperanza de vida.

¹²³ Por ejemplo, se asume que la tasa de mortalidad en 20 años más de la población con 30 años hoy será igual a la de la población con 50 años hoy.

Figura 5-1 Diagrama de Lexis



Fuente: (Van Der Meulen, 2012)

Para estimar la esperanza de vida, se deben construir las tablas de vida, las cuales contienen típicamente los siguientes parámetros:

- ${}_n m_x$ (**Tasa de mortalidad**): Corresponde al total de muertes ocurridas entre las edades x y $x+n$ dividido por la población estacionario de este tramo de edad.
- ${}_n q_x$ (**Probabilidad de muerte**): Probabilidad de morir entre las edades x y $x+n$. Para su estimación se deben considerar las tasas de mortalidad.
- ${}_n p_x$ (**Probabilidad de sobrevivencia**): Probabilidad de sobrevivir entre las edades x y $x+n$. Su estimación es simple a partir de la probabilidad de muerte ($q_x + p_x = 1$)
- a_x (**Fracción de vida en el año de muerte**): Corresponde a la fracción de año vivida antes de la muerte. Para edades mayores a 5 años tiende a ser 0.5, lo cual indica una distribución uniforme de las muertes durante el año.
- I_x (**Sobrevivientes**): Cantidad de personas de una generación inicial ficticia, típicamente 100,000; que alcanzan la edad de x .
- ${}_n d_x$ (**Cantidad de defunciones**): Número de defunciones de la generación inicial que ocurren entre las edades x y $x+n$.
- ${}_n L_x$ (**Tiempo vivido**): Corresponde al número de años vividos por los sobrevivientes entre las edades x y $x+n$
- T_x (**Tiempo por vivir hasta extinción**): Número total de años que le restan por vivir a los sobrevivientes de edad x

- e_x (**Esperanza de vida**): Promedio de años de vida restante para los sobrevivientes de edad x

La tasa de mortalidad (${}_n m_x$) se calcula como la cantidad total de defunciones de gente entre los años x y $x+n$ en un periodo de tiempo dividido por la población estacionaria en este tramo etario. Para estimar la tasa de mortalidad de infantes, se utiliza la cantidad de defunciones de menores a 1 año partido por el total de nacimientos en un mismo periodo de tiempo (ver Ecuación 9).

Ecuación 8 Cálculo de Tasa de Mortalidad

$${}_n m_x = \frac{N^{\circ} \text{ Defunciones}_{x \text{ hasta } x+n}}{\text{Población Estacionaria}_{x \text{ hasta } x+n}}$$

Ecuación 9 Cálculo de Tasa de Mortalidad para menores (0-1 años)

$${}_1 m_0 = \frac{N^{\circ} \text{ Defunciones}_{0 \text{ hasta } 1}}{\text{Cantidad de Nacimientos}}$$

La información para estimar este parámetro se obtiene desde estadísticas nacionales, como la población total proyectada, obtenida del INE, y la cantidad de defunciones y nacimientos obtenidas del Departamento de Estadísticas e Información de Salud (DEIS)¹²⁴.

La probabilidad de muerte (${}_n q_x$) se estima a partir de la tasa de mortalidad. A rasgos simples, se puede definir como la cantidad de muertes ocurridas en cierto periodo dividido por el total de sobrevivientes, para cierto tramo etario.

Se debe considerar la fracción de vida en el año de muerte (a_x). Para edades mayores a 5 años, se asume comúnmente una fracción de 0.5, lo cual indica una distribución uniforme de las muertes durante el año. Para edades menores a 5 años la fracción tiende a ser 0.4 y para menores a 1 año tiende a ser 0.1 en países desarrollados. Se pueden utilizar estos valores por defecto o estimar directamente la fracción para cada grupo etario a partir de los registros de mortalidad¹²⁵.

Ecuación 10 Cálculo de la probabilidad de muerte

$${}_n q_x = \frac{n * {}_n m_x}{1 + (1 - a_x) * n * {}_n m_x}$$

El número de sobrevivientes (l_x) corresponde al total de sobrevivientes a determinada edad a partir de un a población ficticia. Típicamente la raíz de la tabla (l_0) corresponde a 100,000. El número de sobrevivientes de cada grupo etario se calcula recursivamente a partir del total de sobrevivientes del grupo anterior y la probabilidad de muerte de estos:

¹²⁴ Disponible en: <http://www.deis.cl/>

¹²⁵ La base de datos de mortalidad de Chile, obtenida del DEIS, contiene registros con la fecha exacta de nacimiento y defunción de cada persona, por lo que es posible el cálculo de la fracción de vida en el último año.

Ecuación 11 Cálculo de Sobrevivientes

$$I_x = I_{x-n} * (1 - {}_nq_{x-n})$$

El total de muertes ocurridas para cada grupo etario (${}_nd_x$) se deriva fácilmente a partir del total de sobrevivientes o de la probabilidad de muerte:

Ecuación 12 Cálculo de cantidad de Defunciones

$${}_nd_x = I_x - I_{x-n} = I_x * {}_nq_x$$

El tiempo vivido por cada grupo etario entre los años x y $x+n$ (${}_nL_x$) se estima a partir del total de sobrevivientes y la cantidad de defunciones junto a la fracción de vida del año de muerte.

Ecuación 13 Cálculo del Tiempo Vivido

$${}_nL_x = n * I_x - n * (1 - a_x) * {}_nd_x$$

El último tramo de edad, dado que está más susceptibles a errores de información, se calcula utilizando una ecuación empírica¹²⁶:

Ecuación 14 Cálculo del Tiempo Vivido para el último grupo etario

$$L_\omega = 4.424 * I_\omega + 0.0000674 * I_\omega^2$$

El tiempo por vivir hasta la extinción corresponde al total de tiempo que le resta por vivir a un grupo etario hasta su muerte. Esto considera la suma del tiempo por vivir de cada periodo posterior a x :

Ecuación 15 Cálculo del Tiempo por vivir hasta la extinción

$$T_x = \sum_{i=x}^{\omega} {}_nL_i$$

Se observa que el tiempo por vivir hasta la extinción de un determinado grupo etario se ve afectado por los grupos etarios más avanzados. Así, la metodología para calcularlos es partir por el grupo etario más avanzado hasta el grupo etario de nacimiento.

Finalmente, la esperanza de vida se puede calcular como el total del tiempo por vivir hasta la extinción de cada grupo etario dividido por el total de sobrevivientes de este grupo etario:

¹²⁶ Esta se presenta en la metodología propuesta por la CEPAL, y corresponde al grupo etario 80+ (2007)

Ecuación 16 Cálculo de la Esperanza de Vida

$$e_x = \frac{T_x}{I_x}$$

La esperanza de vida corresponde al promedio de años restantes por vivir para cada grupo etario. El caso del grupo etario de 0 años (e_0) corresponde a la esperanza de vida al nacer.

Otro resultado de interés corresponde a la edad esperada de muerte para cada grupo etario, la cual se obtiene al sumar la edad promedio de cada grupo etario por su esperanza de vida.

El cálculo de las tablas de vida puede tener los siguientes alcances:

- Alcance temporal
- Alcance geográfico
- Sexo
- Grupo etario

La metodología presentada para la estimación de la esperanza de vida requiere de los siguientes datos para su cálculo, los cuales deben presentarse al nivel de detalle determinado por el alcance:

- Datos de Población
- Datos de Defunciones
- Datos de Nacimientos

O en su defecto datos de tasas de mortalidad para cada grupo etario considerado. Se debe tener especial consideración la tasa de mortalidad infantil, la cual a menudo se calcula de forma especial.

Para la proyección o análisis de cambio en la esperanza de vida se deben modificar los parámetros de entrada al modelo: población, defunciones, natalidad o en su defecto modificar directamente la tasa de mortalidad. Los cálculos que estiman el impacto en la variación de la esperanza de vida al nacer por efecto de la contaminación modifican las tasas de mortalidad de las causas asociadas a la contaminación atmosférica, esta variación se traduce variación de las tasas de mortalidad totales de cada una de las cohortes afectadas, generando un impacto en la esperanza de vida de cada cohorte, y observable en la esperanza de vida al nacer.

5.2.2 Implementación de la metodología propuesta

La metodología fue implementada para calcular la esperanza de vida para Chile, utilizando el *software* de modelación *Analytica*. El modelo calcula cada parámetro de la tabla de vida para estimar la esperanza de vida de acuerdo a los siguientes alcances parametrizados¹²⁷:

¹²⁷ El usuario del modelo puede seleccionar cada uno de estos parámetros.

- **Alcance temporal:** Años 2011 a 2015
- **Alcance geográfico:** Nivel nacional, por región, por provincia o por comuna
- **Sexo:** Desagregado por hombre y mujer o agregado por ambos sexos
- **Grupo Etario:** Intervalos de un año hasta 80 años (0,1,2,...,79,80+), por quinquenios (0-1,1-4,5-9,10-14,80+)¹²⁸ o por el cohorte utilizado por el MMA (0-1, 1-4, 5-13, 13-17, 18-29, 30-44, 45-64, 65, 74, 75+)

El modelo permite calcular la esperanza de vida a partir de datos de población, defunciones y nacimientos. La fracción del último año de vida se puede calcular siempre que se ingresen datos de fechas exactas de nacimiento y defunción de cada muerte registrada.

La Tabla 5-1 presenta la población por sexo y grupo etario (quinquenios) a nivel nacional para el año 2015. Esta información corresponde a proyecciones a partir del último censo oficial realizado en el año 2002. En cuanto se presenten los resultados oficiales del censo 2017 se recomienda actualizar estos datos en el modelo.

Tabla 5-1 Población por grupo etario y sexo, año 2015

Grupo Etario	Hombre	Mujer	Total
0-1	126,633	122,170	248,803
1-4	503,250	484,502	987,752
5-9	623,590	599,092	1,222,682
10-14	615,595	591,660	1,207,255
15-19	676,381	647,099	1,323,480
20-24	743,660	717,170	1,460,830
25-29	757,921	741,014	1,498,935
30-34	683,722	674,232	1,357,954
35-39	623,740	621,452	1,245,192
40-44	619,735	624,091	1,243,826
45-49	623,852	634,605	1,258,457
50-54	601,533	619,443	1,220,976
55-59	513,547	536,808	1,050,355
60-64	396,985	425,511	822,496
65-69	301,766	340,252	642,018
70-74	220,125	267,540	487,665
75-79	145,320	197,655	342,975
80+	134,585	250,171	384,756
Total	8,911,940	9,094,467	18,006,407

Fuente: INE¹²⁹

La Tabla 5-2 presenta la cantidad de defunciones registradas en el año 2015 a nivel nacional. Se presentan desagregadas por sexo y grupo etario. La fracción del último año de vida registrada

¹²⁸ El intervalo de 0-1 siempre debe considerarse por separado, al existir tasas de mortalidad elevadas para recién nacidos (menores a un año)

¹²⁹ Disponible en <http://www.ine.cl/estadisticas/demograficas-y-vitales>

para menores a 1 año corresponde a 0.097, 0.446 para edades de 1 a 5 años y aproximadamente 0.5 en adelante. La natalidad del 2015 fue de 124,713 hombres y 119,936 mujeres.

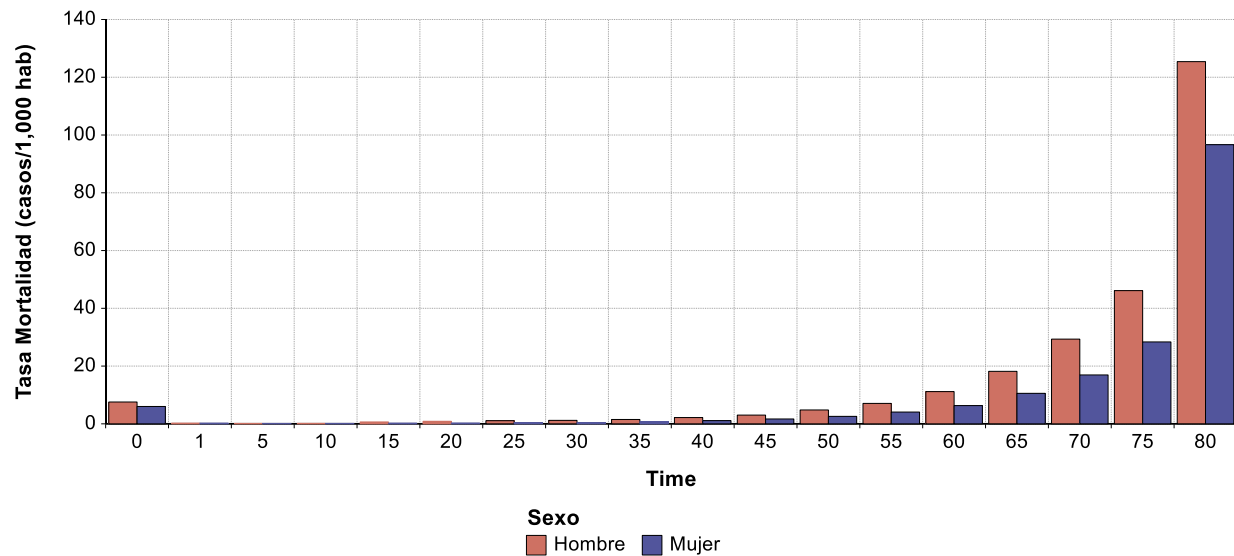
Tabla 5-2 Cantidad Defunciones año 2015

Grupo Etario	Hombre	Mujer	Total
0-1	943	721	1,664
1-4	127	127	254
5-9	95	88	183
10-14	109	96	205
15-19	449	172	621
20-24	659	212	871
25-29	828	270	1,098
30-34	823	291	1,114
35-39	943	480	1,423
40-44	1,348	696	2,044
45-49	1,889	1,070	2,959
50-54	2,891	1,604	4,495
55-59	3,634	2,191	5,825
60-64	4,430	2,688	7,118
65-69	5,485	3,594	9,079
70-74	6,457	4,530	10,987
75-79	6,703	5,606	12,309
80+	16,878	24,179	41,057
Total	54,691	48,615	103,306

Fuente: DEIS¹³⁰

A partir de estos datos es posible el cálculo de la tasa de mortalidad para cada grupo etario, la cual se presenta en la Figura 5-2. Se observa que la tasa de mortalidad para hombres es mayor en todo tramo de edad, lo cual concuerda con los análisis realizados en otros países.

¹³⁰ Disponible en <http://www.deis.cl/descargar-bases-de-datos-2/>

Figura 5-2 Tasas de Mortalidad Chile, 2015 [casos/1,000 hab]

Fuente: Elaboración propia

A partir de las tasas de mortalidad, es posible estimar la esperanza de vida a través de las tablas de vida. La Tabla 5-3, Tabla 5-4 y Tabla 5-5 corresponde a las tablas de vida para Chile 2015 para ambos sexos, hombres y mujeres, respectivamente. La esperanza de vida se entiende como la media de años restantes por vivir para cada grupo etario. Se observa que la esperanza de vida al nacer en Chile es de 79.7 años para ambos sexos, 77.3 años para hombres y 82.1 años para mujeres.

Tabla 5-3 Tabla de Vida Chile 2015, sin distinguir por sexo

Grupo etario	n	m _x	q _x	l _x	d _x	L _x	T _x	e _x
0-1	1	0.0069	0.68%	100,000	-	100,000	7,969,356	79.7
1-4	4	0.0003	0.10%	99,316	684	395,750	7,869,356	79.2
5-9	5	0.0001	0.07%	99,214	102	495,793	7,473,606	75.3
10-14	5	0.0002	0.08%	99,140	74	495,511	6,977,813	70.4
15-19	5	0.0005	0.23%	99,056	84	495,065	6,482,302	65.4
20-24	5	0.0006	0.30%	98,824	232	493,535	5,987,237	60.6
25-29	5	0.0007	0.37%	98,530	294	491,910	5,493,702	55.8
30-34	5	0.0008	0.41%	98,169	360	489,929	5,001,792	51.0
35-39	5	0.0011	0.57%	97,768	402	487,848	4,511,863	46.1
40-44	5	0.0016	0.82%	97,211	557	484,661	4,024,014	41.4
45-49	5	0.0024	1.17%	96,415	795	480,134	3,539,353	36.7
50-54	5	0.0037	1.82%	95,288	1,127	473,627	3,059,219	32.1
55-59	5	0.0055	2.74%	93,550	1,738	463,415	2,585,591	27.6
60-64	5	0.0087	4.24%	90,991	2,559	448,618	2,122,176	23.3
65-69	5	0.0141	6.83%	87,137	3,855	426,128	1,673,558	19.2
70-74	5	0.0225	10.66%	81,184	5,952	391,042	1,247,430	15.4
75-79	5	0.0359	16.47%	72,526	8,658	340,977	856,388	11.8
80+	w	0.1067	100%	60,584	11,942	515,411	515,411	8.5

Fuente: Elaboración propia

Tabla 5-4 Tabla de Vida Chile 2015, Hombres

Grupo etario	n	m _x	q _x	l _x	d _x	L _x	T _x	e _x
0-1	1	0.0076	0.75%	100,000	-	100,000	7,731,432	77.3
1-4	4	0.0003	0.10%	99,249	751	395,331	7,631,432	76.9
5-9	5	0.0002	0.08%	99,149	100	495,472	7,236,101	73.0
10-14	5	0.0002	0.09%	99,073	75	495,174	6,740,629	68.0
15-19	5	0.0007	0.33%	98,986	88	494,704	6,245,455	63.1
20-24	5	0.0009	0.44%	98,658	328	492,463	5,750,751	58.3
25-29	5	0.0011	0.54%	98,222	436	490,014	5,258,288	53.5
30-34	5	0.0012	0.60%	97,686	535	487,069	4,768,275	48.8
35-39	5	0.0015	0.75%	97,100	586	484,058	4,281,205	44.1
40-44	5	0.0022	1.08%	96,369	731	480,019	3,797,147	39.4
45-49	5	0.0030	1.50%	95,327	1,042	474,090	3,317,128	34.8
50-54	5	0.0048	2.37%	93,894	1,433	465,895	2,843,038	30.3
55-59	5	0.0071	3.48%	91,664	2,230	452,762	2,377,143	25.9
60-64	5	0.0112	5.43%	88,478	3,187	434,492	1,924,382	21.7
65-69	5	0.0182	8.70%	83,674	4,804	406,460	1,489,889	17.8
70-74	5	0.0293	13.66%	76,397	7,277	363,796	1,083,429	14.2
75-79	5	0.0461	20.68%	65,958	10,439	303,676	719,633	10.9
80+	w	0.1254	100%	52,319	13,638	415,957	415,957	8.0

Fuente: Elaboración propia

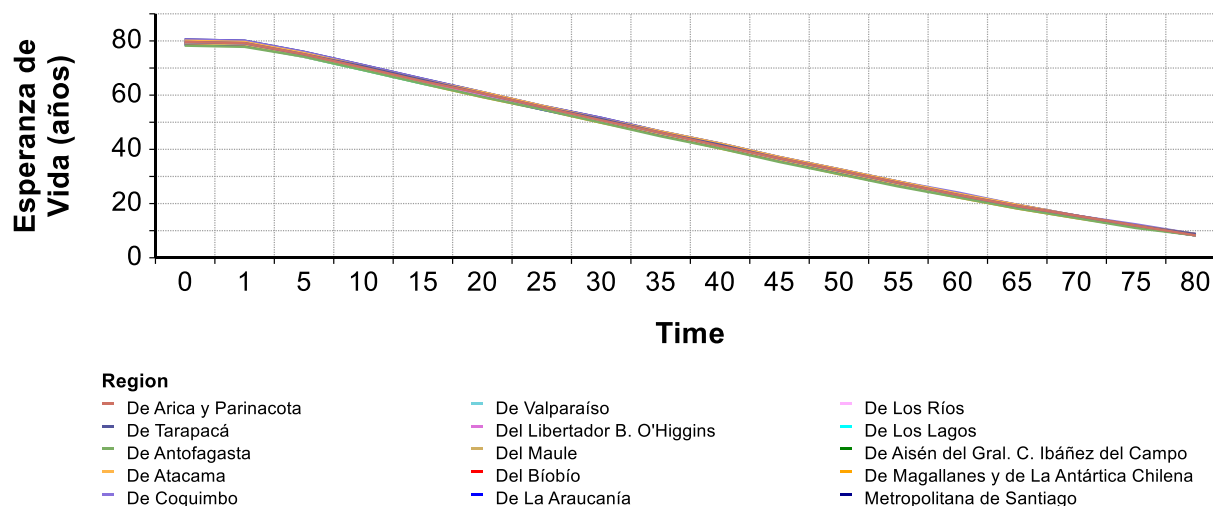
Tabla 5-5 Tabla de Vida Chile 2015, Mujeres

Grupo etario	n	m_x	q_x	l_x	d_x	L_x	T_x	e_x
0-1	1	0.0060	0.60%	100,000	-	100,000	8,213,942	82.1
1-4	4	0.0003	0.10%	99,402	598	396,283	8,113,942	81.6
5-9	5	0.0001	0.07%	99,298	104	496,206	7,717,659	77.7
10-14	5	0.0002	0.08%	99,225	73	495,939	7,221,453	72.8
15-19	5	0.0003	0.13%	99,145	80	495,517	6,725,514	67.8
20-24	5	0.0003	0.15%	99,013	132	494,733	6,229,997	62.9
25-29	5	0.0004	0.18%	98,867	146	493,966	5,735,264	58.0
30-34	5	0.0004	0.22%	98,687	180	492,975	5,241,297	53.1
35-39	5	0.0008	0.39%	98,474	213	491,846	4,748,322	48.2
40-44	5	0.0011	0.56%	98,094	380	489,524	4,256,476	43.4
45-49	5	0.0017	0.84%	97,549	545	486,414	3,766,953	38.6
50-54	5	0.0026	1.29%	96,730	819	481,606	3,280,539	33.9
55-59	5	0.0041	2.02%	95,486	1,244	474,325	2,798,933	29.3
60-64	5	0.0063	3.11%	93,557	1,929	463,004	2,324,609	24.8
65-69	5	0.0106	5.15%	90,647	2,910	446,023	1,861,605	20.5
70-74	5	0.0169	8.12%	85,982	4,665	418,247	1,415,582	16.5
75-79	5	0.0284	13.24%	78,998	6,984	377,523	997,334	12.6
80+	w	0.0966	100%	68,537	10,461	619,812	619,812	9.0

Fuente: Elaboración propia

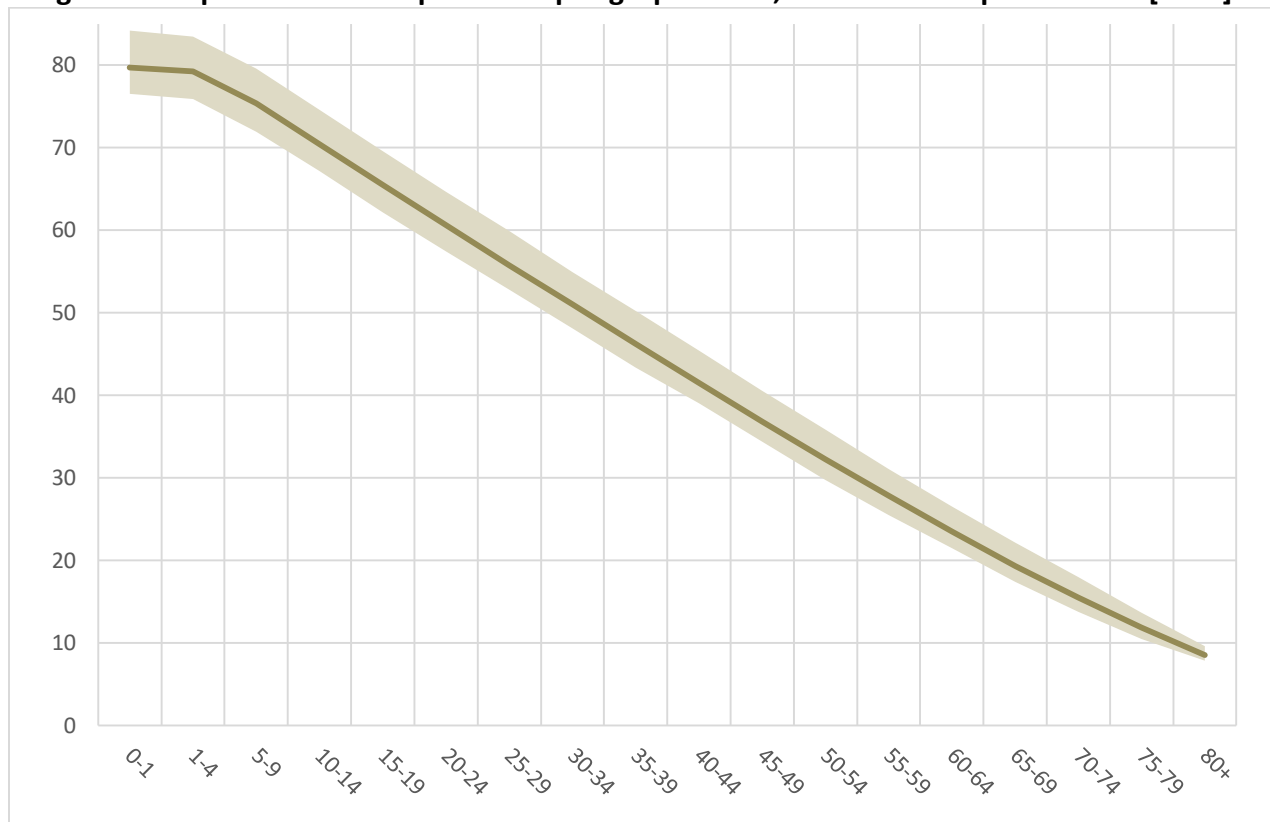
La Figura 5-3 presenta la esperanza de vida para cada grupo etario y para cada región. No se observan mayores diferencias significativas entre regiones.

Figura 5-3 Esperanza de vida por rango etario y por región, en base a datos 2015



Fuente: Elaboración propia

La Figura 5-4 presenta el promedio e intervalo de confianza al 95% de la esperanza de vida por comuna. Se observan ciertas variaciones importantes entre comunas, en especial en la esperanza de vida al nacer con promedio de 79.7 años e intervalo de confianza de 76.5 a 84.2.

Figura 5-4 Esperanza de vida promedio por grupo etario, diferenciando por comuna [años]

Se indica el I.C. 95% con barras

Fuente: Elaboración propia

5.3 Propuesta metodológica para la aplicación de la esperanza de vida en el cálculo de métricas de YLL e YLD

Para el cálculo de los YLL (ver Ecuación 2) se requieren de dos parámetros, con detalle por grupo etario:

- Casos de mortalidad
- Esperanza de vida

Para estimar los casos de mortalidad se utilizan las tasas de mortalidad observadas en el país, el cambio esperado en la concentración ambiental producto de la normativa y un CRF adecuado para estimar el riesgo de mortalidad. De acuerdo a lo expuesto en la Sección 4.1 se observa la preferencia por utilizar CRF que permitan la estimación de la mortalidad de todas las causas, en lugar de utilizar CRF para causas específicas. Si bien la vida es finita y una muerte evitada es en realidad una posposición de la muerte, por lo general es correcto asumir que la normativa en sí

no modifica significativamente las tasas de mortalidad, por lo que no habría que realizar un ajuste¹³¹.

Dado que varios de los CRF estimados cubren múltiples grupos etarios¹³², es relevante que estos valores sean utilizados en los grupos etarios que corresponda. Dentro de los grupos etarios la estimación de CRF no contiene información para realizar distinciones, por lo que se debe utilizar un mismo valor para todo el rango etario. Sin embargo, las tasas de mortalidad se pueden calcular por grupo etario, lo que permite obtener el total de muertes evitadas distinguiendo por edad, de forma similar a lo realizado por la US-EPA en el RIA de MP (2012a).

Para estimar la esperanza de vida de cada grupo etario, se recomienda utilizar la metodología propuesta en la Sección 5.2, con datos nacionales a partir del INE y del DEIS. Para obtener una mejor estimación de la esperanza de vida, esta se puede calcular según datos de la zona geográfica de interés para la normativa. Se recomienda no desagregar más que a nivel de provincia, ya que pocos datos pueden generar discrepancias en el cálculo de la esperanza de vida.

Para el cálculo de los **YLD** (ver Ecuación 3) se requiere de los siguientes parámetros:

- Casos de morbilidad
- Pesos y duración por efecto

De acuerdo a lo discutido en la Sección 4.2.3, se recomienda utilizar un enfoque de incidencia, ya que es más apropiado para estimar los efectos ya considerados en los AGIES de instrumentos relacionados a la calidad atmosférica. Cabe destacar, nuevamente, que existe diferencia entre la causa en salud y el efecto cuantificado producto de la contaminación atmosférica. Por ejemplo, en una visita a sala de emergencia por exacerbación del asma, se puede distinguir entre la causa en salud (exacerbación del asma) del efecto cuantificado (visita a la sala de emergencia). Bajo esta visión, la información publicada por el DEIS corresponde a la incidencia de los efectos, y aunque a partir de dicha información se podría derivar la prevalencia, este es un proceso bastante complejo y altamente incierto.

Para estimar el total de casos atribuibles a la normativa se utilizan las tasas de incidencia base y los CRF asociados a cada enfermedad. Las CRF son aplicables sólo a rangos de edades particulares y no distinguen por edades dentro del rango etario. Sin embargo, las tasas de incidencia base si se pueden desagregar las tasas de incidencia por tramos de edad. Lo anterior permite obtener tasas de incidencia diferenciadas para cada grupo etario.

Con respecto a los valores de pesos y duración a utilizar se proponen los recomendados por el Banco Mundial en evaluaciones similares como en Colombia (The World Bank, 2012) o India (The

¹³¹ Este supuesto se utiliza en múltiples evaluaciones, según lo indicado en la Sección 4.2.3

¹³² Para la mortalidad para todas las causas por exposición a MP se suelen utilizar CRF para menores a 1 año y para mayores a 25 o 30 años

World Bank, 2013) (ver Tabla 4-11 y Tabla 4-12). Se opta por los valores utilizados por el Banco Mundial, pues otras fuentes de datos no consideran efectos particulares como los considerados actualmente en los AGIES. Por ejemplo, los estudios de carga de enfermedades llevado a cabo GBD-2015 (IHME, 2015) o el GHE-2015 (WHO, 2017), se enfocan en las enfermedades y los pesos de discapacidad consideran la totalidad de la enfermedad y no del evento en particular que se cuantifica en los AGIES.

En caso de que se cuantifique un efecto de morbilidad sin peso ni duración en el estudio del banco mundial, se deberá recurrir a distintos estudios para su completitud, como los siguientes: (Lvovsky, Hughes, Maddison, Ostro, & Pearce, 2000), (Zhang et al., 2006b) y (Larsen, 2004a). Ciertos estudios presentan el peso y la duración o la tasa directamente. La Tabla 5-6 presenta los valores recomendados a utilizar para el cálculo de los YLD. Para los valores propuestos por el Banco Mundial se recomienda utilizar los pesos y duración por efecto, y no la tasa directa, pues eventualmente esta puede considerar ponderaciones diferentes de las edades. Esta ponderación por diferentes edades tiene un efecto despreciable en los efectos de corta duración, sin embargo, en aquellos de duración prolongada puede tener un efecto significativo, razón por la cual se recomienda utilizar una tasa calculada que no incluya el efecto de la edad.

Tabla 5-6 Valores de Pesos y Duración o Tasas recomendadas a utilizar para el cálculo de los YLD

Efectos de Morbilidad	Peso	Duración	Tasa calculada [DALY/10,000 casos]	Fuente Peso y Duración	Tasa [DALY/10,000 casos]	Fuente Tasa
Acciones Medicas - Admisiones Hospitalarias-Asma	-	-	-	-	4	(Lvovsky, Hughes, et al., 2000)
Acciones Medicas - Admisiones Hospitalarias-Bronquitis	-	-	-	-	4	(Zhang et al., 2006b)
Acciones Medicas - Admisiones Hospitalarias-Bronquitis Crónica	0.2	20	40,000	(The World Bank, 2012)	22,000	(The World Bank, 2012)
Acciones Medicas - Admisiones Hospitalarias-Cardiovasculares	-	-	-	-	264	(Lvovsky, Hughes, et al., 2000)
Acciones Medicas - Admisiones Hospitalarias-Enfermedad respiratoria crónica	0.4	0.0384	153	(The World Bank, 2012)	160	(The World Bank, 2012)
Acciones Medicas - Admisiones Hospitalarias-Neumonía	0.4	0.0384	153	(The World Bank, 2012)	160	(The World Bank, 2012)
Acciones Medicas - Visitas Sala Urgencia-Bronquitis Aguda	0.3	0.0137	41	(The World Bank, 2012)	45	(The World Bank, 2012)
Restricción de Actividad-Días con Actividad Restringida	0.1	2.74E-03	2.74	(Larsen, 2004a)	-	-
Restricción de Actividad-Días con Actividad Restringida Menor	0.1	2.74E-03	2.74	(Lvovsky, Hughes, et al., 2000)	-	-
Restricción de Actividad-Días Laborales Perdidos	0.1	2.74E-03	2.74	(Lvovsky, Hughes, et al., 2000)	-	-

Nota: Una forma de leer la columna de tasa de esta tabla es que cada 10 mil admisiones hospitalarias por asma se pierde el equivalente a 4 años de vida.

Nota 2: La tasa calculada surge del cálculo realizado a partir del peso y la duración (Tasa calculada [DALY/10,000 casos] = Peso*Duración*10,000). Por su parte, la columna "Tasa [DALY/10,000 casos]" considera las tasas utilizadas directamente por el Banco Mundial. Se destaca que para el caso de bronquitis crónica el Banco Mundial considera un ajuste por edad, considerando que algunas edades valen más que otras. En la tasa calculada este supuesto no se realiza.

Fuente: Elaboración propia en base a las fuentes bibliográficas citadas

Un aspecto relevante es la consideración de la esperanza de vida al calcular los YLD utilizando los pesos y duración por efectos. Si la duración del efecto es mayor a la esperanza de vida, se debe considerar la esperanza de vida como la duración de la enfermedad en el cálculo de los YLD. Esta consideración es relevante para los adultos mayores y para enfermedades de mayor duración, como la bronquitis crónica¹³³.

5.4 Aplicación metodología YLL e YLD al PDA de la RM

En la presente sección se aplicó la metodología desarrollada en la Sección 5.3 para estimar los DALY de una normativa evaluada por el MMA. Se acordó con la contraparte técnica que la normativa a evaluar corresponde al PDA de la RM. Dado que para este instrumento está definido su aplicación a la RM, se utilizaron las tablas de vida específicas para la RM generadas con la metodología presentada en la Sección 5.2.

5.4.1 Información utilizada

Todos los datos de casos de mortalidad y morbilidad evitados fueron entregados por la contraparte técnica. Estos datos fueron entregados distinguiéndose por:

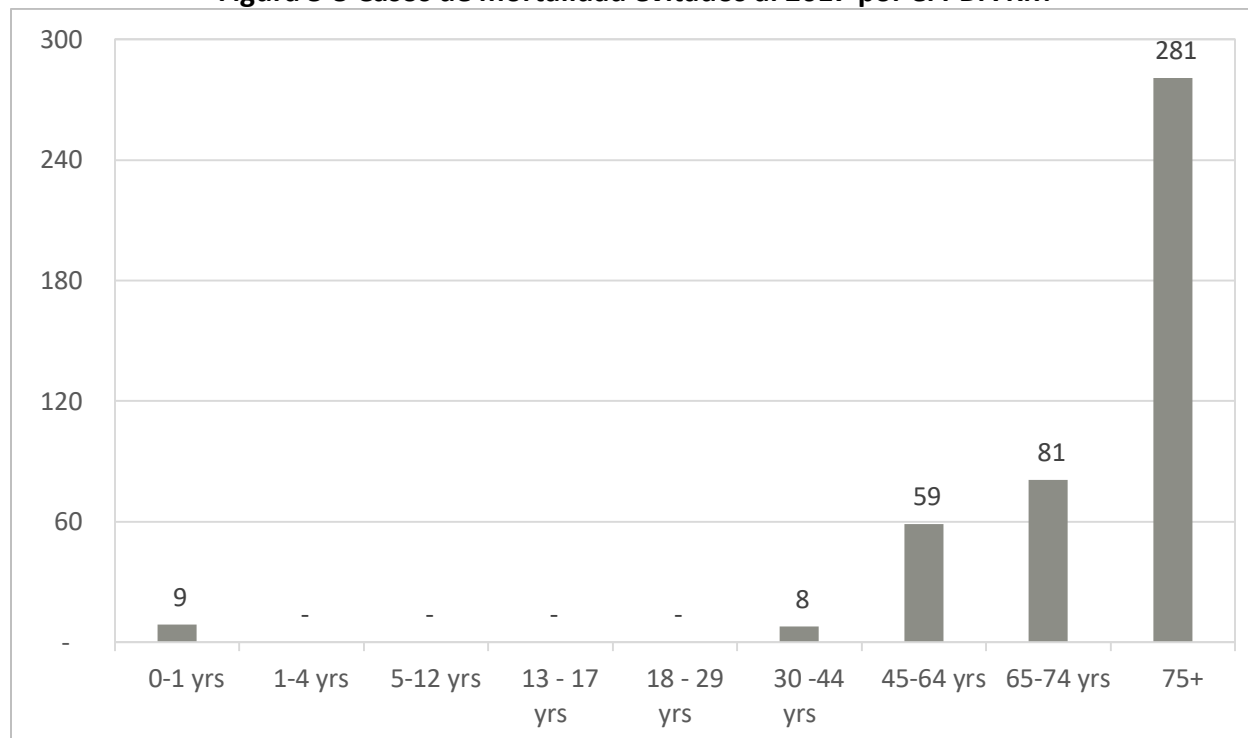
- Grupo etario
- Año evaluación (2017 al 2026)
- Tipo de Efecto:
 - Mortalidad prematura
 - Acciones Médicas
 - Admisiones hospitalarias por Asma (<65 años)
 - Admisiones hospitalarias por Bronquitis (5 a 12 años)
 - Admisiones hospitalarias por Bronquitis crónica (≥18 años)
 - Admisiones hospitalarias por Enfermedad pulmonar crónica (≥18 años)
 - Admisiones hospitalarias por Cardiovascular (≥18 años)
 - Admisiones hospitalarias por Neumonía (≥65 años)
 - Visita a sala de urgencia por Bronquitis crónica (<18 años)
 - Restricción de actividad
 - Días con actividad restringida (18 a 65 años)
 - Días con actividad restringida menor (18 a 65 años)
 - Días laborales perdidos (18 a 65 años)
- Contaminante: MP10, MP2.5, O₃

A modo de referencia, la Figura 5-5 presenta los casos de mortalidad evitados al 2017 por el PDA de la RM. Esta información corresponde a los resultados de la evaluación realizada por la contraparte técnica. Se observa que dado los CRF utilizados, sólo se cuantifican casos evitados para los grupos etarios menores a 1 año y mayores a 30 años, lo que explicaría la falta de casos

¹³³ Por ejemplo, si el grupo etario de mayores a 75 años tiene una esperanza de vida de 12 años, lo correcto es considerar este valor como la duración de un caso de bronquitis crónica, antes que los 20 años (ver Tabla 5-6).

evitados en la población de 1 a 30 años. En total se cuantifica 437 casos de mortalidad evitados. Se observa que estos se concentran especialmente en el grupo etario mayor, lo cual es relevante para una metodología de DALY, pues este grupo tiene menor esperanza de vida restante.

Figura 5-5 Casos de mortalidad evitados al 2017 por el PDA RM



Fuente: Elaboración propia a partir de información entregada por la contraparte técnica

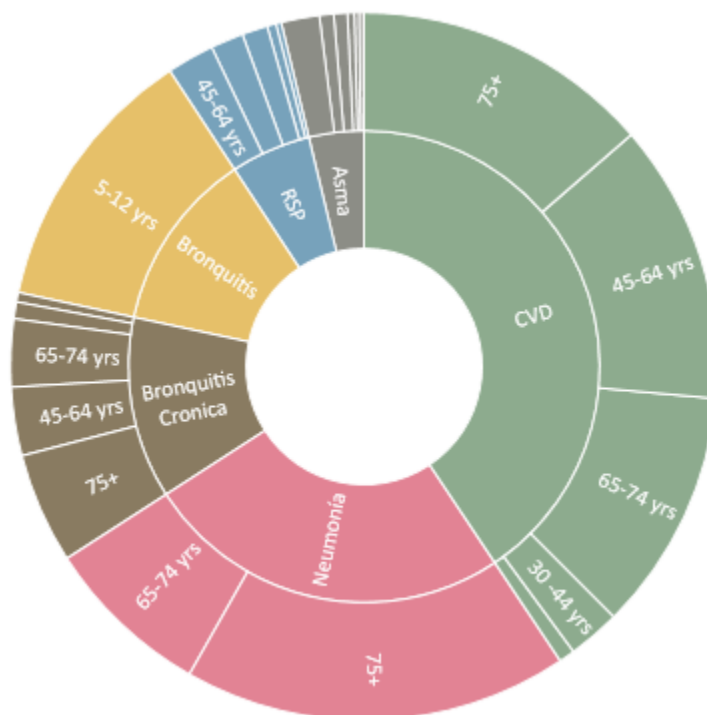
En la Tabla 5-7 se presentan los casos de morbilidad evitados por el PDA de la RM, para el año 2017. Esto se presentan en también en la Figura 5-6 y Figura 5-7, para acciones médicas y días de actividad restringida, respectivamente. Para el caso de las acciones médicas predominan los casos evitados de enfermedades cardiovasculares y neumonía.

Tabla 5-7 Casos de Morbilidad evitados por el PDA RM, 2017

Grupo etario	0-1	1-4	5-12	13 - 17	18 - 29	30 - 44	45- 64	65- 74	75+	Total
Acciones Medicas-Asma	0	3	8	1	1	1	3	-	-	17
Acciones Medicas - Bronquitis	-	-	56	-	-	-	-	-	-	56
Acciones Medicas - Bronquitis Crónica	-	-	-	-	2	3	14	14	23	57
Acciones Medicas - Cardiovasculares	-	-	-	-	3	11	58	50	62	185
Acciones Medicas –Cáncer de pulmón	-	-	-	-	1	2	10	5	7	25
Acciones Medicas - Neumonía	-	-	-	-	-	-	-	35	80	115
Acciones Medicas - Bronquitis Aguda	626	2508	5278	3242	-	-	-	-	-	11,654
Restricción de Actividad- Días con Actividad Restringida (miles)	-	-	-	-	120	140	159	-	-	420
Restricción de Actividad- Días con Actividad Restringida Menor (miles)	-	-	-	-	227	264	300	-	-	791
Restricción de Actividad- Días Laborales Perdidos (miles)	-	-	-	-	28	33	36	-	-	96

Fuente: Elaboración propia a partir de información entregada por la contraparte técnica

Figura 5-6 Acciones Médicas evitadas por grupo etario por el PDA RM, 2017



Fuente: Elaboración propia a partir de información entregada por la contraparte técnica

Figura 5-7 Días de Actividad restringida evitados por grupo etario por el PDA RM, 2017



Fuente: Elaboración propia a partir de información entregada por la contraparte técnica

Dado que los datos de los casos evitados no vienen con distribución por sexo, se utiliza la esperanza de vida calculada sin distinguir por sexo. Para el cálculo de los YLL se utilizó la esperanza de vida estimada para la RM al 2015¹³⁴, calculada con la metodología propuesta en la Sección 5.2, según se presenta en la Tabla 5-8.

Tabla 5-8 Esperanza de vida de la RM, 2015

Grupo etario	Esperanza de Vida [años]
0-1 años	78.2
1-4 años	77.7
5-12 años	73.8
13 - 17 años	65.9
18 - 29 años	61.0
30 -44 años	49.4
45-64 años	35.0
65-74 años	17.3
75+ años	11.9

Fuente: Elaboración propia

Se utiliza el supuesto de que la esperanza de vida no se ve modificada durante el periodo de 2017-2026.

Para el cálculo de los YLD se utilizaron los pesos y duración (o tasa) por efecto de morbilidad presentadas en la Tabla 5-6. Para los valores recomendados por el Banco Mundial se utilizaron los pesos y duración. Se consideró la posibilidad de que la esperanza de vida fuera menor a la duración de la enfermedad para la bronquitis crónica en la población mayor a 65 años¹³⁵.

Adicionalmente se calculó el cambio en la esperanza de vida debido a una menor exposición a concentraciones ambientales. La metodología consiste en calcular el cambio en el RR de la mortalidad producto de una menor exposición, y de acuerdo a esto estimar nuevas tasas de mortalidad para la población. Las tasas de mortalidad menores se utilizan como entrada en el modelo de esperanza de vida, y se contrastan con la tabla de vida actual para obtener el cambio en la esperanza de vida por grupo etario.

La Tabla 5-9 presenta las reducciones promedio de concentración ambiental por contaminante. Esta información fue entregada por la contraparte técnica.

¹³⁴ Este año es el más actualizado de los registros de defunciones del DEIS. Estos valores se podrían actualizar fácilmente con nuevos datos de defunciones o de población, utilizando el modelo desarrollado en la Sección 5.2. Se recomienda utilizar la estimación más actualizada y robusta de esperanza de vida. Por ejemplo, con la publicación del nuevo censo es fácilmente actualizable la esperanza de vida.

¹³⁵ La duración de la bronquitis crónica es de 20 años, pero para los grupos etarios mayores a 65 años se consideró la duración como su esperanza de vida, ya que esta es menor que 20 años (ver Tabla 5-8)

Tabla 5-9 Reducciones promedio de concentración producto del PDA de la RM [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

Contaminante	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026
MP10	3.0	3.6	4.1	5.5	6.0	7.8	8.6	9.3	10.0	10.9
MP2.5	2.9	3.5	4.0	5.3	5.8	7.6	8.4	9.1	9.8	10.6

Fuente: Información entregada por la contraparte técnica

Para estimar el cambio en el RR de mortalidad se utilizaron los siguientes CRF:

- MP2.5: (Pope et al., 2002); estudio que estima un beta de 0.00583 para la mortalidad, todas las causas para la población mayor a 30 años
- MP10: (Woodruff et al., 1997); estudio que estima un beta de 0.00392 para la mortalidad, todas las causas para los menores a 1 año

Para calcular el cambio en las tasas de mortalidad se consideraron solamente las muertes por causas de enfermedad. La Tabla 5-10 presenta las tasas de mortalidad de la RM al 2015, distinguiendo por muertes por enfermedad o por causas externas. Se presenta también las tasas de mortalidad bajo el escenario de reducción de concentración del PDA al 2017¹³⁶.

Tabla 5-10 Tasas de mortalidad de la RM para el 2015 y para el escenario del PDA al 2017 [muertes/1,000 hab]

Grupo Etario	Original RM 2015			Escenario PDA 2017
	Enfermedad	Causas Externa	Total	
0-1 años	6.4	0.1	6.5	6.4
1-4 años	0.2	0.0	0.2	0.2
5-12 años	0.1	0.0	0.1	0.1
13 - 17 años	0.2	0.2	0.3	0.3
18 - 29 años	0.2	0.4	0.6	0.6
30 -44 años	0.7	0.4	1.1	1.0
45-64 años	3.9	0.4	4.3	4.2
65-74 años	16.0	0.5	16.5	16.2
75+ años	71.4	1.8	73.2	72.0

Fuente: Elaboración propia

Las tasas de mortalidad presentadas en la Tabla 5-10 permiten estimar la esperanza de vida en ambos escenarios y calcular el cambio, de acuerdo a la metodología presentada en la Sección 5.2.

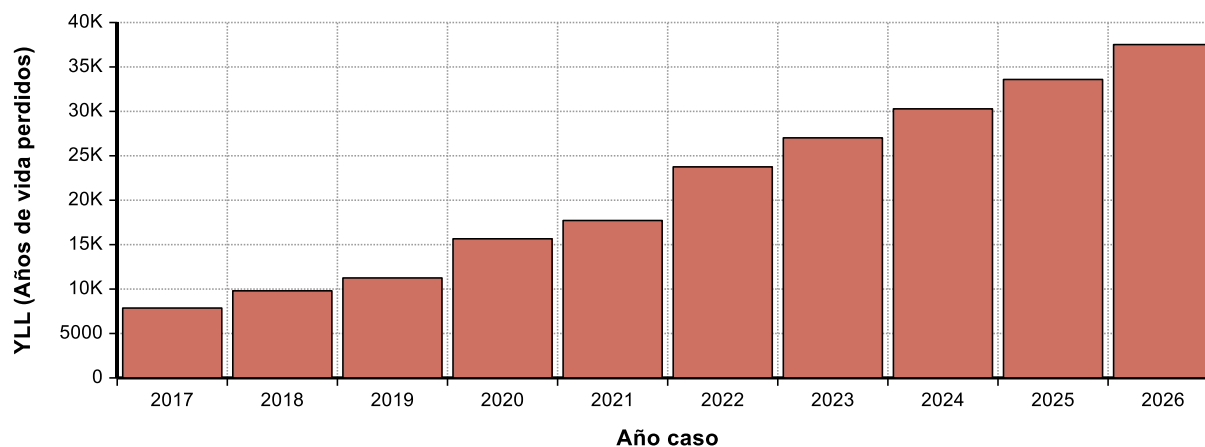
5.4.2 Resultados DALY

La Figura 5-8 presenta los YLL evitados por el PDA de la RM, para cada año de implementación. Los YLL representan el total de años de vida perdidos. Para el 2017 se contabilizan un total de 7,864 YLL evitados.

¹³⁶ Se observa que el grupo etario de 1 año a 29 años no tiene una tasa de mortalidad más baja producto de la normativa, dado que las CRF utilizadas no afectan a este grupo etario.

El promedio de años de vida ganados por caso de mortalidad evitado es de 18 años en el 2017¹³⁷. Este valor sirve para compararlo con otras evaluaciones de normativas. En particular, en la evaluación de la norma de calidad de MP2.5 de EEUU se obtiene una edad promedio de 16 años por caso de mortalidad (US-EPA, 2012a).

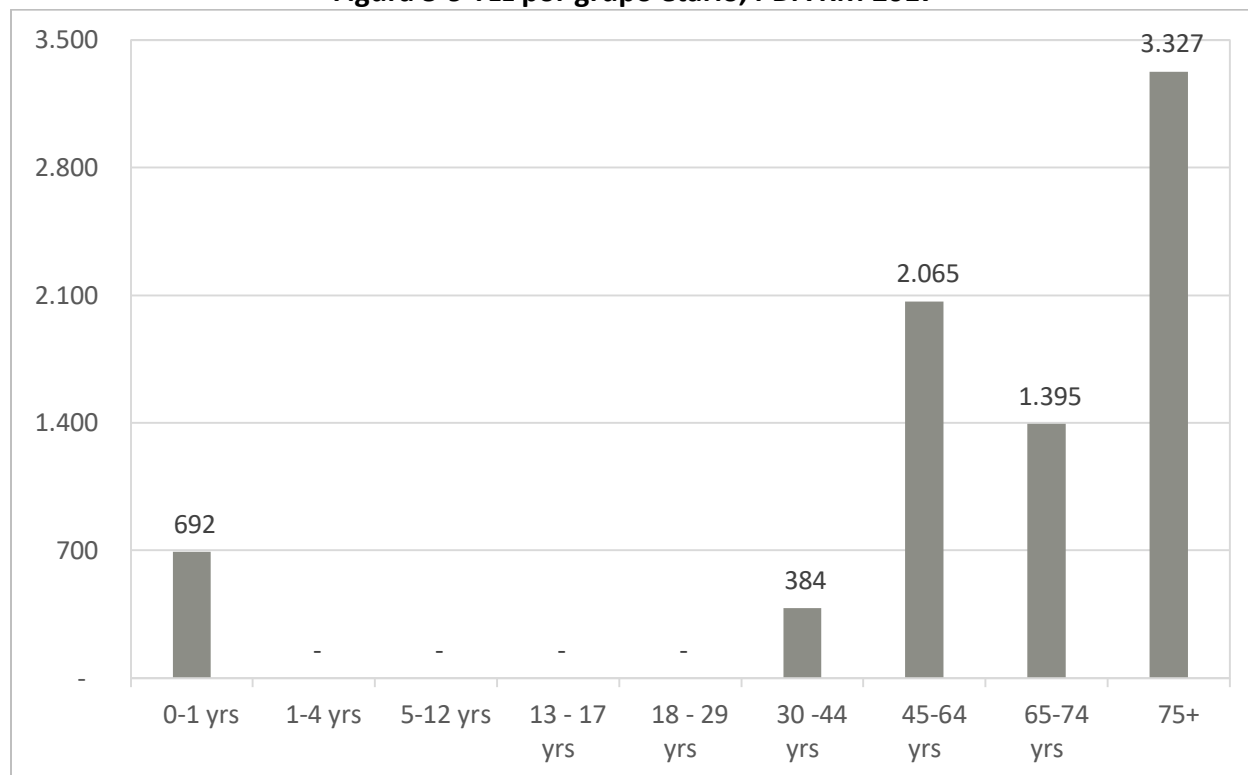
Figura 5-8 YLL evitados por el PDA de la RM



Fuente: Elaboración propia

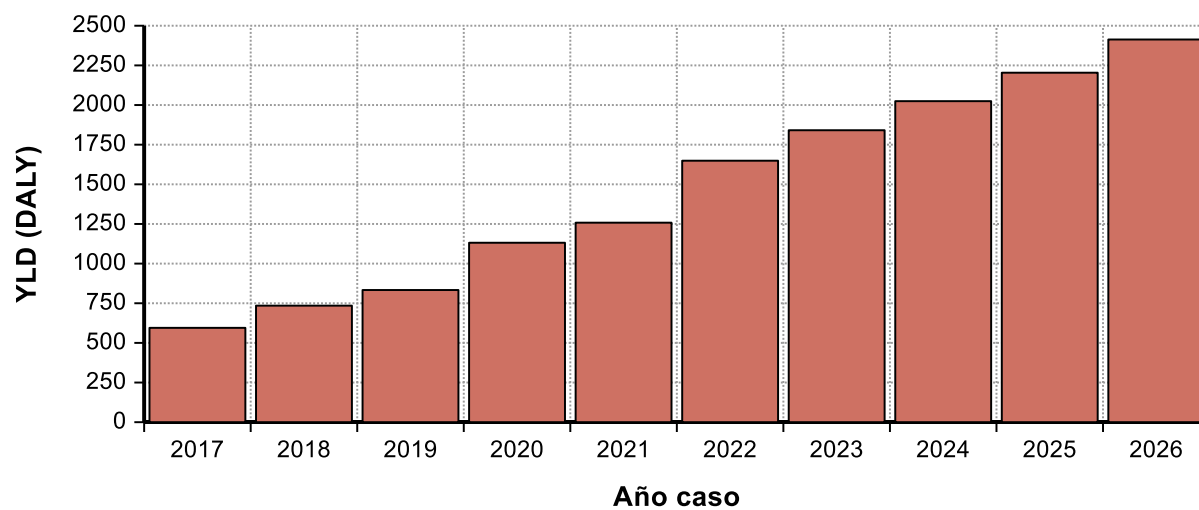
La Figura 5-9 presenta los YLL evitados por grupo etario. Al comparar con la Figura 5-5 se observa que la concentración del total de efectos en el adulto mayor disminuye, desplazándose hacia los grupos de edad menores por su mayor esperanza de vida.

¹³⁷ Para futuros años este valor decrece lentamente hasta alcanzar 16.8 años al 2026, debido a una mayor proporción de casos de mortalidad en adultos mayores para años futuros.

Figura 5-9 YLL por grupo etario, PDA RM 2017

Fuente: Elaboración propia

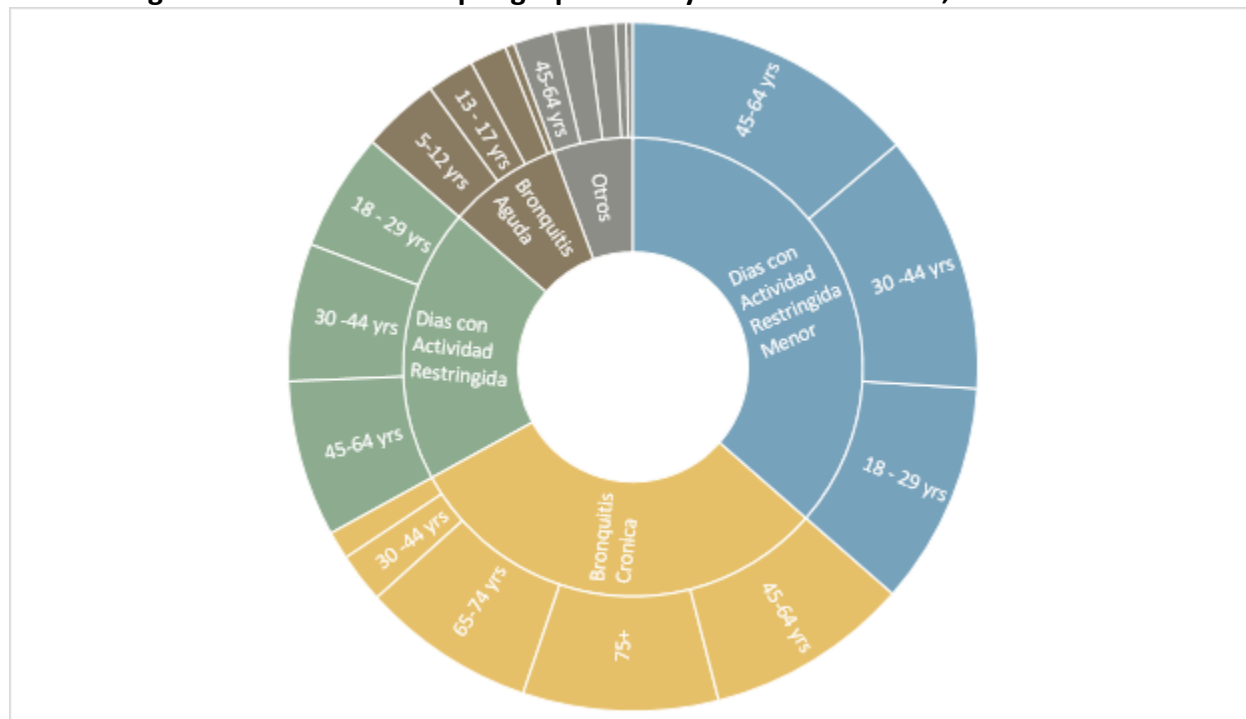
La Figura 5-10 presenta los YLD evitados por el PDA de la RM. Estos corresponden a años de vida vividos con discapacidad.

Figura 5-10 YLD evitados por el PDA de la RM

Fuente: Elaboración propia

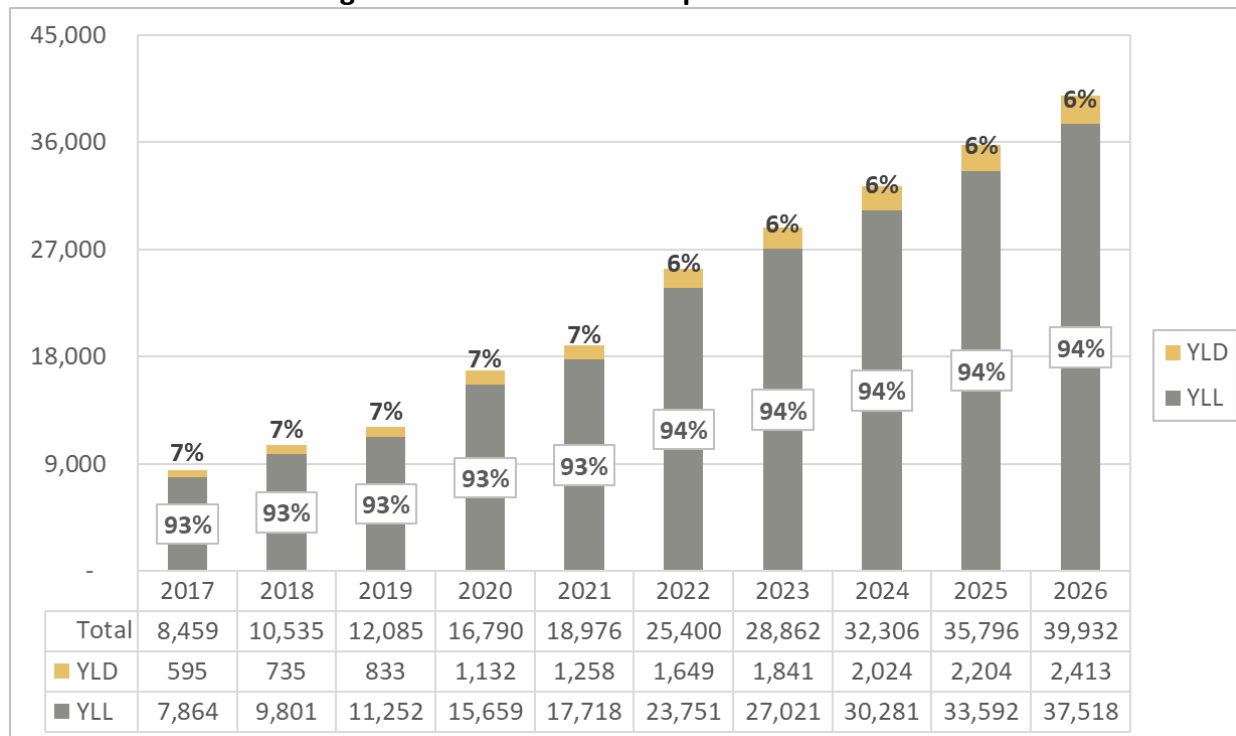
La Figura 5-11 presenta para el año 2017 la distribución en efectos de morbilidad y por grupo etario de los YLD evitados. Se observa que los efectos más relevantes corresponden a los días con actividad restringida y a la bronquitis crónica. A su vez, los efectos de restricción de actividad se concentran en la población con edad de trabajo (18 a 65 años) y los efectos de bronquitis crónica en la población mayor a 45 años.

Figura 5-11 YLD evitados por grupo etario y efecto morbilidad, PDA RM 2017



Fuente: Elaboración propia

La Figura 5-12 presenta el total de DALYs evitados por el PDA de la RM. Se observa que en todo el horizonte temporal los YLL equivalen a más del 93% de los DALYs. Este resultado es consistente con lo obtenido en otros estudios internacionales (M. Cropper & Khanna, 2014).

Figura 5-12 DALYs evitados por el PDA de la RM

Fuente: Elaboración propia

En la Tabla 5-11 se realiza la comparación relativa de cada grupo etario en el total de casos registrados de mortalidad, YLL, YLD y DALY. Se observa un incremento relativo importante en los grupos etarios menores, en particular los menores a 1 año pasan del 2% en muertes al 8.8% en YLL y 8.2% en DALY por su alta esperanza de vida. Por su parte, el grupo etario de 45-64 años representa el 13.5% en muertes, el 26.3% en YLL, el 32.7% en YLD y el 26.7% en DALY. La población mayor a 65 años es la que disminuye su importancia con los DALY, pasando de representar el 82.7% en muertes al 60.0% en YLL y 57.1% en DALY.

La comparación realizada en la Tabla 5-11 muestra cuantitativamente el efecto de considerar la esperanza de vida en una evaluación de normativa de calidad del aire y las importantes diferencias con respecto a no considerarla.

Tabla 5-11 Comparación casos de mortalidad, YLL, YLD y DALY por grupo etario, PDA RM 2017

Grupo Etario	Muertes	% Muertes	YLL	% YLL	YLD	% YLD	DALY	% DALY
0-1 yrs	9	2.0%	692	8.8%	3	0.4%	695	8.2%
1-4 yrs	0	0.0%	0	0.0%	10	1.7%	10	0.1%
5-12 yrs	0	0.0%	0	0.0%	22	3.7%	22	0.3%
13 - 17 yrs	0	0.0%	0	0.0%	13	2.2%	13	0.2%
18 - 29 yrs	0	0.0%	0	0.0%	111	18.6%	111	1.3%
30 -44 yrs	8	1.8%	384	4.9%	134	22.5%	518	6.1%
45-64 yrs	59	13.5%	2,065	26.3%	194	32.7%	2,260	26.7%
65-74 yrs	81	18.5%	1,395	17.7%	50	8.5%	1,445	17.1%
75+	281	64.2%	3,327	42.3%	58	9.7%	3,385	40.0%
Total	437	100%	7,864	100%	595	100%	8,459	100%

Fuente: Elaboración propia

Con respecto al cambio en la esperanza de vida, la Tabla 5-12 presenta los resultados por grupo etario y por año. Se observa que al 2026 la esperanza de vida al nacer aumenta en 0.33 años (aprox. 4 meses) por las reducciones de MP2.5 estimadas en 10.64 ug/m³. Se observa que los grupos etarios mayores tienen un menor aumento en su esperanza de vida, resultado que se explica por su menor esperanza de vida original.

Tabla 5-12 Cambio en la esperanza de vida por el PDA de la RM [años]

Grupo etario	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026
0-1 años	0.09	0.11	0.12	0.16	0.18	0.23	0.26	0.28	0.30	0.33
1-4 años	0.09	0.10	0.12	0.16	0.17	0.22	0.24	0.26	0.28	0.31
5-12 años	0.09	0.10	0.12	0.16	0.17	0.22	0.24	0.26	0.28	0.31
13 - 17 años	0.09	0.10	0.12	0.16	0.17	0.22	0.24	0.26	0.28	0.31
18 - 29 años	0.09	0.10	0.12	0.16	0.17	0.22	0.24	0.27	0.29	0.31
30 -44 años	0.09	0.10	0.12	0.16	0.17	0.22	0.25	0.27	0.29	0.31
45-64 años	0.08	0.10	0.11	0.15	0.16	0.21	0.23	0.25	0.27	0.29
65-74 años	0.05	0.06	0.07	0.09	0.10	0.13	0.15	0.16	0.17	0.19
75+ años	0.02	0.03	0.03	0.04	0.04	0.06	0.06	0.07	0.07	0.08

Fuente: Elaboración propia

5.5 Propuesta metodológica para ajuste de VSLY a partir de VSL

Intuitivamente es esperable que los grupos mayores valoren disminuir su riesgo de muerte menos, pues tienen menor tiempo de vida restante esperado (Aldy & Viscusi, 2008), el uso del valor del año de vida estadística perdido (VSLY, por sus siglas en inglés) en lugar del VSL, busca reflejar este efecto. De esta forma el VSLY surge como una forma de valorizar aquellas políticas que afecta desproporcionalmente a los grupos etarios más jóvenes o mayores. Al valorar el tiempo de vida perdido, en oposición a la vida perdida, se valora explícitamente el tiempo remarcando la diferencia respecto a la esperanza de vida de cada uno de las muertes estadísticas.

Si se consideran ciertas simplificaciones para la estimación del VSL, entre ella que utilidad del consumo es iso-elástica, se puede derivar la ecuación Ecuación 17. En ella se observa que, de

forma teórica, el VSL de una persona racional debiera reflejar la utilidad esperada a recibir en lo que queda de vida, lo cual a su vez depende de su edad, esperanza de vida, consumo anual esperado y factores que determinan su curva de consumo (M. Cropper & Khanna, 2014).

Ecuación 17 Cálculo de VSL para una edad x

$$VSL_x = \frac{1}{1 - D_x} \sum_{t=x+1}^T q_{x,t} * (1 + r)^{x-t} \left[\frac{C_t}{\beta} \right]$$

Fuente: (M. Cropper & Khanna, 2014)

Donde,

VSL_x : El valor estadístico de la vida a la edad x

D_x : Probabilidad de que muera a la edad x

$q_{x,t}$: Probabilidad de que la persona sobreviva hasta la edad t, dado que tiene la edad x

r : Tasa de descuento

C_t : Consumo en el año t

$1/\beta$: Factor de proporcionalidad que representa la aversión al riesgo. $1 \geq \beta \geq 0$

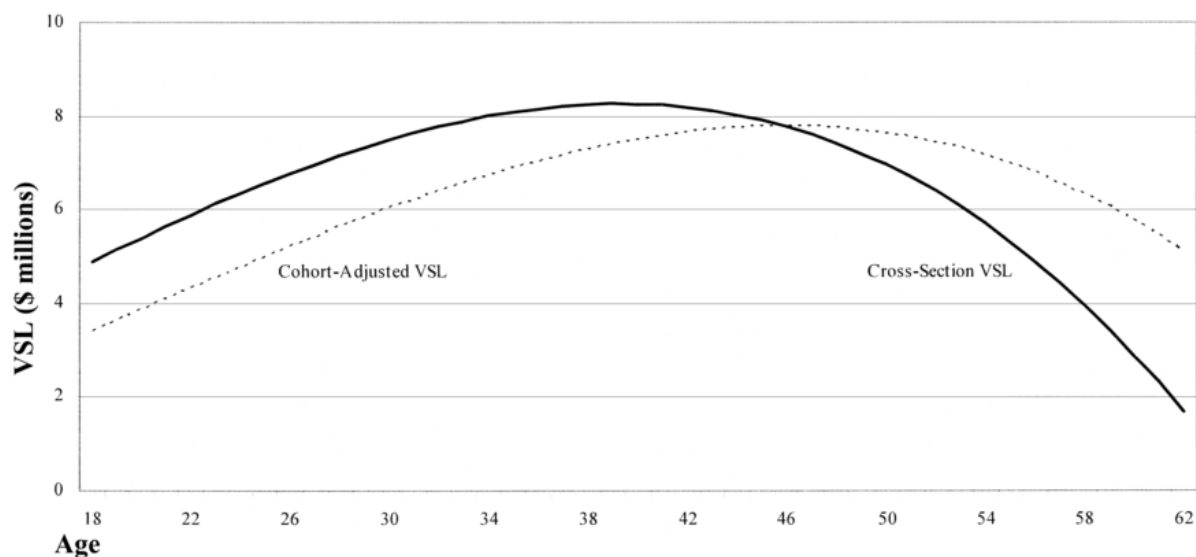
El VSLY se deriva desde el VSL, dividiendo el valor respecto a los años de esperanza de vida de la muestra a partir de quienes se estimó la muestra. Sin embargo, para ello se deben resolver dos interrogantes:

1. ¿Pesan todas las edades lo mismo?
2. ¿Cuál es la tasa de descuento que se debe utilizar para traer al presente el valor de los años futuros?

5.5.1 Ajuste por edad

De la Ecuación 17 se puede desprender que la relación entre el VSL y la edad está influenciada por el patrón de consumo en el ciclo de vida de las personas, este patrón tendría la forma característica de este patrón de consumo de U-invertida (Cropper M. & Susman F., 1990). Al respecto, destacan los resultados obtenidos por Aldy & Viscusi (2008) quienes a partir de un estudio de preferencias reveladas son capaces de observar la forma de U-invertida, al comparar el VSL y la edad (ver Figura 5-13). En el mismo estudio estiman el VSLY a partir de los resultados obtenidos, observando la misma forma, pero no con una correlación directa con el VSL (ver Figura 5-14).

Figura 5-13 Resultados de VSL según edad en EEUU, 1993-2000

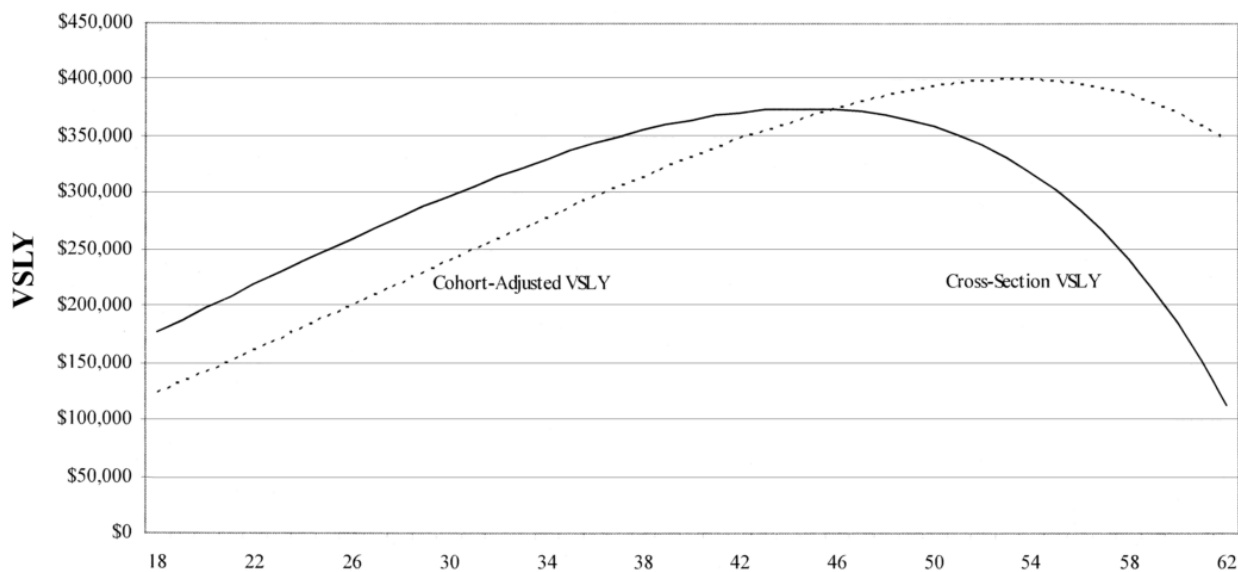


Nota: Ambas curvas presentadas son generadas mediante un polinomio de tercer grado con la técnica de menores diferencias. Se diferencian por la metodología para la construcción de la serie de datos, ya que la curva *Cohort-Adjusted VSL* contiene una variable más de ajuste representado el año de nacimiento, para dar cuenta del cambio del VSL en el tiempo.

El año de nacimiento es relevante ya que dentro del cohorte etario se agrupan personas de distinto año de nacimiento. La curva *Cohort-Adjusted VSL* es más consistente, y se espera un efecto positivo del VSL con el año de nacimiento por el incremento del VSL en el tiempo.

Fuente: (Aldy & Viscusi, 2008)

Figura 5-14 VSLY según cohorte-ajustada y sección transversal, 1993-2000



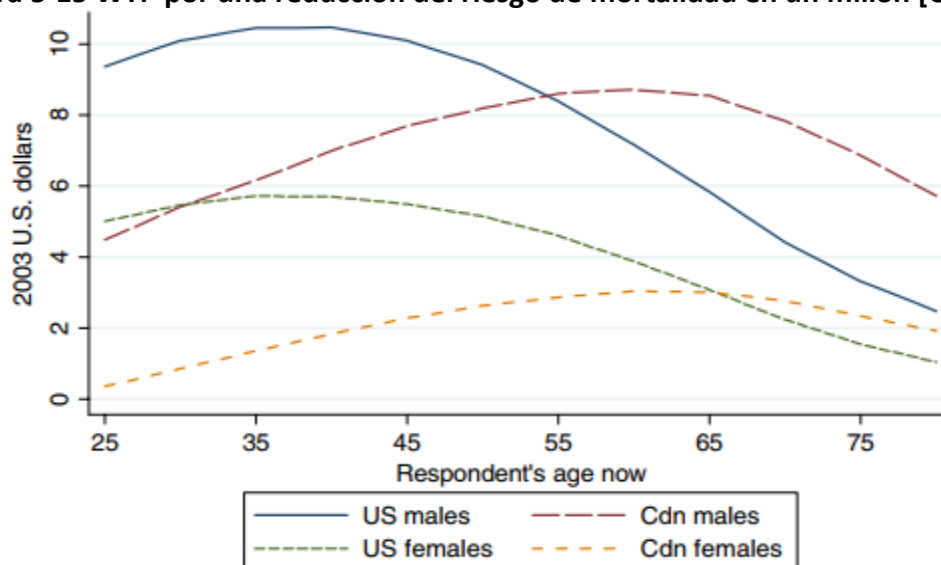
Estimado utilizando una tasa de descuento de 3% en base a al VSL específico por edad presentado en la Figura 5-13.

Fuente: (Aldy & Viscusi, 2008)

La misma forma de las curvas han sido encontradas en estudios basados en preferencia reveladas (Alberini, Cropper, Krupnick, & Simon, 2002; Cameron, DeShazo, & Stiffler, 2010), sin embargo, las tasas de crecimiento y decrecimiento, así como la edad donde el VSL alcanza su valor máximo

cambia significativamente entre los distintos estudios. Incluso dentro del mismo estudio se observan diferencias relevantes entre los subgrupos considerados¹³⁸ (ver Figura 5-15).

Figura 5-15 WTP por una reducción del riesgo de mortalidad en un millón [USD2003]



Fuente: (Cameron et al., 2010)

Si bien existe evidencia que muestra esta relación, existen estudios que critican los resultados y conclusiones obtenidas (Evans & Smith, 2006; Krupnick, 2007). Estos estudios argumentan en base a la existencia de otros estudios que no han encontrado una relación significativa entre la edad y el VSL, además de cuestionar los términos metodológicos seguidos para alcanzar estas curvas con forma de U-invertida. Asimismo, la falta de consistencia entre los resultados de los distintos estudios es utilizada como un argumento de que el efecto no sería robusto: *“El hecho de que los estudios que se han enfocado en este tema estén divididos en sus hallazgos es más evidencia para que este efecto, si es que existe, no es robusto”* (Krupnick, 2007). Esta diferencia entre los estudios sugiere que la relación entre edad y el VSL o VSLY es más compleja, y es necesario nuevos estudios que permitan explicar estas diferencias y realizar posibles ajustes a los resultados (M. L. Cropper, Hammitt, & Robinson, 2011).

En (Lisa A Robinson, Hammitt, & O 'Keeffe, 2017)¹³⁹, se revisan 25 estudios de VSL en países de bajo y mediano ingreso. De estos, en catorce se aborda la relación entre VSL y la edad avanzada, siendo la relación no significativa en seis de estos casos. De los ocho estudios con relación significativa, en cuatro casos se observa una relación positiva y en cuatro casos se observa una relación negativa.

¹³⁸ El estudio diferencia la muestra según sexo (masculino - femenino) y nacionalidad (EEUU y Canadá). La combinación de estas categorías dan cuenta de cuatro subgrupos

¹³⁹ Working paper: Valuing Mortality Risk Reduction in Global Benefit-Cost Analysis

Ante la falta de evidencia consistente para establecer una función que permita realizar una ponderación según la edad, es una práctica común suponer que el valor del VSL, así como del VSLY es invariante entre las edades (M. Cropper & Khanna, 2014). De ser cierto lo anterior es posible calcular el valor del VSLY a partir del VSL de acuerdo a la Ecuación 18.

Ecuación 18 Cálculo de VSLY a partir de VSL invariante por edad

$$VSLY = \frac{r * VSL}{1 - (1 + r)^{-EV}}$$

Fuente: (Aldy & Viscusi, 2008)

5.5.2 Descuento de valores futuros

Tal como se observa en la Ecuación 18, si se considera un valor constante del VSLY, su valor depende de tres variables: el VSL, la esperanza de vida y la tasa de descuento de los valores futuros. Lo anterior lleva a una discusión respecto al valor de la tasa de descuento a utilizar, puesto que dada la forma de la relación será especialmente sensible a su valor.

En el contexto del VSLY la tasa de descuento busca reflejar la preferencia por los años más cercanos que aquellos que se encuentran más lejos. Es importante notar que este efecto sólo debiera considerar la preferencia por cuestiones de tiempo, y no busca capturar la diferencia en la calidad de vida que puede haber al envejecer.

En el caso en que se usa una tasa de descuento cero, la Ecuación 18 converge a $VSLY = VSL / EV$, es decir, se divide el valor estimado del VSL por la esperanza de vida restante del grupo utilizado para estimar el VSL. En la medida que la tasa de descuento aumenta a ecuación converge a $VSLY = VSL * r$.

Si bien varios estudios utilizan tasas de descuento positivas entre 3% y 7% (Aldy & Viscusi, 2008; Hammitt, 2008; Marsden Jacob Associates, 2013a), otros deciden no utilizar una tasa de descuento, es decir, una tasa de descuento igual a 0% (M. Cropper & Khanna, 2014; Lisa A Robinson et al., 2017). Ninguno de los estudios expone sus argumentos para seleccionar la tasa de descuento, salvo Robinson et al. (2017) quienes exponen dos razones para no descontar los años futuros: en primer lugar los individuos pueden descontar sus años futuros a una tasa menor que la tasa con que descuentan su consumo futuro, y en segundo lugar el descuento tiene el efecto de aplanar la relación entre el riesgo y la edad, resultando en una alternativa similar a utilizar un VSL igual para todos los años. Es justamente este último efecto el que se buscaba evitar con el uso de los VSLY en lugar del VSL.

Dado que los resultados del cálculo del VSLY son sensibles a la tasa de descuento, y a que la literatura internacional no ha sido consistente en el uso de tasas de descuento, se recomienda realizar sensibilidades para distintos niveles de tasa de descuento.

5.5.3 Aplicación para el caso chileno

En los AGIES se utiliza un VSL para Chile calculado de forma local, el cual aplicaría a la Región Metropolitana (Iragüen P., Ortúzar J. de D., Iragüen, & Ortúzar, 2004), aunque se transfiere su valor para las evaluaciones realizadas en cualquier zona del país. De la misma forma en que el VSL de la RM es transferido para ser aplicable en todo el país, el VSLY de la RM podría ser transferible a todo el país.

Para estimar el VSLY es necesario, en primer lugar, estimar la esperanza de vida promedio de la población de la RM. Esto es, estimar cuantos años de vida restante queda en promedio para los habitantes de la región. Esta estimación se realiza en base a la mejor información disponible de acuerdo a la Ecuación 19.

Ecuación 19 Cálculo de la EV promedio de los habitantes de la RM

$$\overline{EV} = \frac{\sum_e n_e * EV_e}{\sum_e n_e}$$

Fuente: Elaboración propia

Donde,

$\overline{EV}$: Esperanza de vida promedio para de los habitantes de la RM

n_e : Cantidad de habitantes de la RM edad “e”

EV_e : Esperanza de vida de persona con edad “e” en la RM

Al aplicar la Ecuación 19 al caso chileno se obtiene una esperanza de vida restante promedio de 46.93 años. Dicha esperanza de vida se asemeja a la esperanza de vida restante de una persona de 33 años de acuerdo a lo calculado en la Sección 5.2.2.

Conociendo la esperanza de vida promedio los habitantes de la RM es posible estimar el VSLY, según la Ecuación 18, sensibilizando para 3 tasas de descuento: 0%, 3% y 6%. Estos valores serían transferibles a todo Chile como aproximación en caso de no existir un VSL estimado en otras zonas de interés.

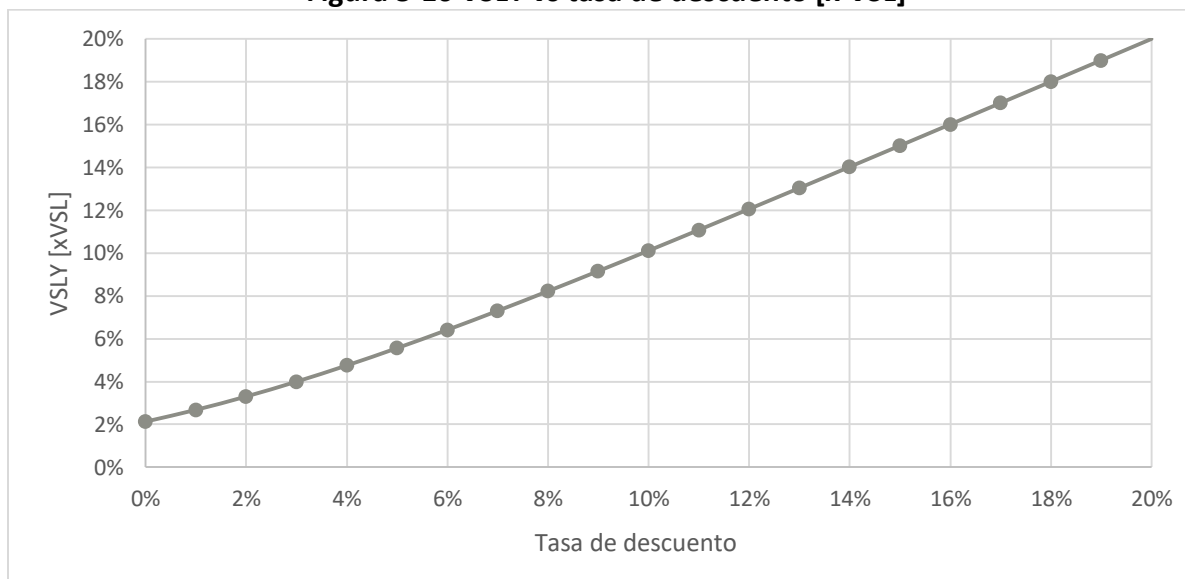
Tabla 5-13 Estimación del VSLY a partir del VSL para el caso chileno (EV=46.93)

Tasa de descuento	r=0%	r=3%	r=6%
VSLY	2.13%*VSL	4.00%*VSL	6.42%*VSL

Fuente: Elaboración propia

Por su parte, en la Figura 5-16 se presenta los resultados para el rango 0% a 20% de la tasa de descuento, se observa el efecto de que cuando la tasa de descuento es 0% el VSLY es igual a VSL/EV (1/46.93=2.13%), mientras que al aumentar la tasa de descuento el VSLY converge a VSL*r.

Figura 5-16 VSLY vs tasa de descuento [x VSL]

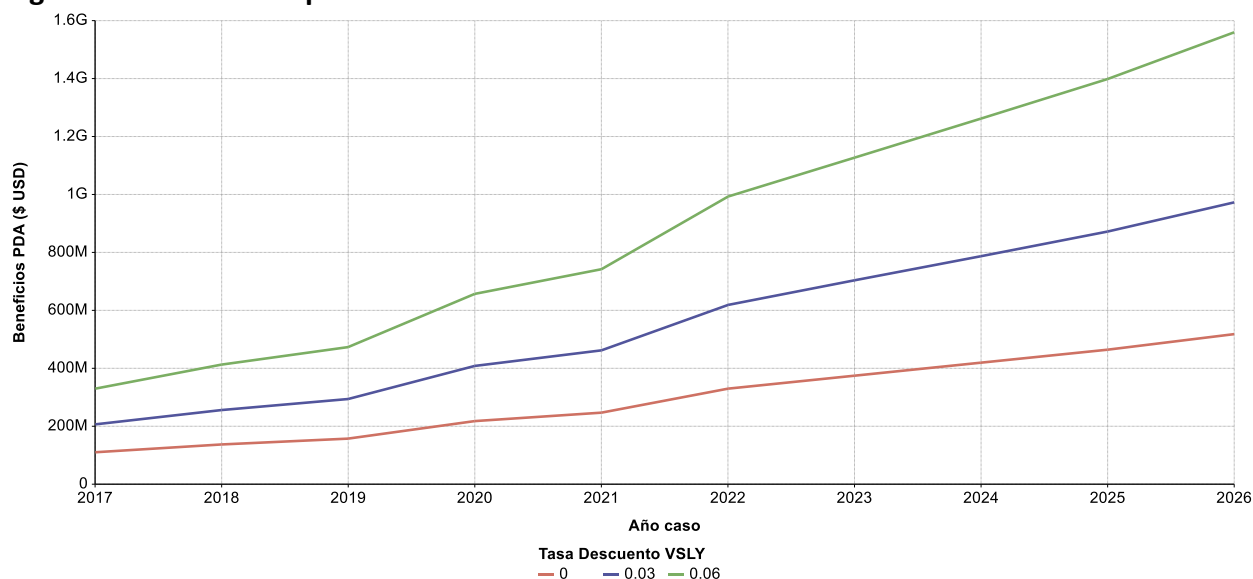


Fuente: Elaboración propia

En base a los VSLY calculados en la Tabla 5-13, en conjunto con los resultados de la aplicación de la metodología presentada en la Sección 5.4.2, se realizó una valorización de los beneficios del PDA de la RM utilizando un enfoque de DALY¹⁴⁰. Los flujos anuales se presentan en la Figura 5-17, y al traerlos al valor presente, con tasa de descuento social de 6%, se obtienen beneficios totales de 2,023 MMUSD con VSLY estimados con tasa de descuento de 0%, 3,796 MMUSD con VSLY estimados con tasa de descuento de 3% y 6,091 MMUSD con VSLY estimados con tasa de descuento de 6% (ver Tabla 5-14).

¹⁴⁰ El cálculo corresponde a multiplicar los DALY por el VSLY, es decir, se considera la mortalidad y morbilidad.

Figura 5-17 Beneficios por año valorizando DALY



Fuente: Elaboración propia

La Tabla 5-14 presenta la comparación de los beneficios estimados con las distintas tasas de descuento y la valoración realizada en el AGIES del PDA. Se utilizaron los beneficios estimados en salud del AGIES, los cuales equivalen a 4,984 MM USD a valor presente¹⁴¹. Los resultados de la metodología de VSLY son en todos los casos inferiores a dicha estimación, lo cual está en línea con lo esperado y responde al hecho de que los efectos estimados afectan desproporcionadamente más a los adultos mayores que a la población promedio. Se destaca que aun así que en todos los casos los beneficios superan a los costos con una razón beneficio-costos de 1.2 en los resultados con menos beneficios.

Tabla 5-14 Análisis Beneficios del PDA RM según escenarios

Escenario	Beneficios estimados Salud [MM USD]	Razón Beneficio Costo
AGIES	4,984	3.0
VSLY (r=0%)	2,023	1.2
VSLY (r=3%)	3,796	2.3
VSLY (r=6%)	6,091	3.6

Nota: Los costos estimados del PDA en valor presente corresponde a 1,686 MM USD.

Fuente: Elaboración propia en base al AGIES del PDA de la RM

¹⁴¹ Los beneficios totales estimados del PDA equivalen a 7,707 MM USD a valor presente, lo que resulta en una razón beneficio-costos de 4.6

6. Propuesta metodológica para la evaluación de normas de calidad ambiental en el medio atmosférico

El presente capítulo tiene por objetivo desarrollar una propuesta de metodología para la evaluación de normas de calidad ambiental relacionadas al medio atmosférico. Esto en pos del cumplimiento del objetivo específico 4 (ver Sección 2.2). La metodología propuesta es un complemento a la metodología presentada en la “Guía Metodológica para la elaboración de un análisis general de impacto económico y social (AGIES) para instrumentos de gestión de calidad del aire” (MMA, 2013), en cuyo proceso de elaboración participó activamente GreenLabUC.

Para dar cuenta de la metodología se realizan seis actividades:

1. Resaltar diferencias entre normas de emisión y calidad
2. Identificar sectores emisiones y/o económicos a considerar dentro de la normativa
3. Metodología para la proyección de emisiones en el tiempo
4. Propuesta de tasa de descuento y horizonte de evaluación a utilizar
5. Metodología general para evaluar una norma normas de calidad
6. Metodología para la evaluación de beneficios en zonas de baja población.

6.1 Diferencias metodológicas en la evaluación de normas de calidad vs normas de emisión

En la presente sección se analizarán las diferencias en la evaluación de normas de calidad y normas de emisión. En primer lugar, ambas presentan distintos alcances y objetivos; las normas de calidad establecen niveles aceptables para la salud de las personas del país o para la protección del medio ambiente y naturaleza a nivel local¹⁴², pudiendo aplicarse tanto a contaminantes primarios como secundarios; por su parte las normas de emisión establecen límites a la emisión de contaminantes primarios (MMA, 2013).

De acuerdo a sus definiciones, una norma de emisión busca controlar determinadas fuentes o tipo de fuentes de emisiones de contaminante causan un deterioro de la calidad atmosférica; mientras que una norma de calidad busca establecer límites para el efecto de las emisiones, la calidad atmosférica. En ambas evaluaciones deben incorporarse todos los aspectos relevantes, como la generación de contaminantes secundarios a partir de la emisión de primarios.

Ambos tipos de norma tienen el mismo fin último, la protección a la salud de las personas por medio del mejoramiento de la calidad del aire, pero difieren en cuanto a los medios para lograrlo. Las normas de calidad establecen directamente los límites de concentración de contaminantes en el aire, mientras que las normas de emisión buscan regular a las fuentes responsables de la emisión de contaminantes. Se destaca que ambas normas funcionan de manera complementaria

¹⁴² Puede darse el caso de establecer una norma de calidad local con el fin de proteger el ecosistema de determinados impactos.

para la obtención del objetivo, estableciendo un límite ambiental adecuado y regulando a los emisores para conseguirlo¹⁴³.

6.1.1 Diferencias en la evaluación

Existen diferencias en cuanto a la evaluación de ambas normas, principalmente en cuanto a costos, beneficios e incertidumbre asociada. Si se observa la Figura 3-9 del marco metodológico de un AGIES, la principal fuente de diferencias entre ambas normas ocurre entre las emisiones y la concentración.

A modo general, se aprecian las siguientes características en la evaluación para cada tipo de norma:

- Norma de Calidad:
 - Evaluación directa de los beneficios
 - Evaluación de los costos con incertidumbre adicional
- Norma de Emisión:
 - Evaluación directa de los costos
 - Evaluación de los beneficios con incertidumbre adicional

Así, las normas de calidad tienen una relación más directa con los beneficios (ver Ecuación 20), puesto que regulan la concentración atmosférica de los contaminantes. Sin embargo, la relación con los costos de las medidas es más compleja dada la multiplicidad de fuente de emisión y opciones de reducción que existen (ver Ecuación 21). Un supuesto tradicional es que dicha reducción es alcanzada mediante la implementación de las medidas económicamente más eficientes.

Por su parte, en una norma de emisión la relación entre la norma y los beneficios es más indirecta que en una norma de calidad (ver Ecuación 22), esto dado que la norma regula las emisiones y no la concentración ambiental de los contaminantes, y luego existe mayor incertidumbre respecto a los beneficios de la norma. Sin embargo, la relación con los costos es más directa dado que se regula un solo tipo de fuente (ver Ecuación 23).

Asimismo, en las mismas ecuaciones se busca que destacar que hay parámetros que dependen del lugar y del tipo de fuente, lo cual resulta en una complejidad adicional, pues estas normas son aplicables a nivel nacional.

Ecuación 20 Forma genérica del cálculo de beneficios de una norma de calidad

$$Beneficio_{nc} = \sum_{lugar} Beneficio_{Unit} * Pob_{lugar} * (Conc_{Base_{lugar}} - Conc_{Norma})$$

¹⁴³ No solo las normas de emisión regulan a los emisores, sino también existen otros instrumentos de gestión ambiental como los PDA.

Donde:

$Beneficio_{nc}$:	Beneficios de norma de calidad [USD]
$Beneficio_{Unit}$:	Beneficio unitario por la reducción de la concentración [USD/(hab-ug/m3)]
Pob_{lugar} :	Población de un determinado lugar [habs]
$CBase_{lugar}$:	Concentración base antes de norma de calidad del lugar [ug/m3]
$CNorma$:	Concentración objetivo planteada por la norma de calidad

Ecuación 21 Forma genérica del cálculo de costos de una norma de calidad

$$Costo_{nc} = \sum_{lugar} \sum_{fuente} Costo_{Unit}_{fuente} * \Delta Emisiones_{fuente,lugar}$$

tal que:

$$Conc_{Final}_{lugar} = F(\Delta Emisiones_{fuente,lugar}) \leq Conc_{Norma} \forall lugar$$

Donde:

$Costo_{nc}$:	Costos de norma de calidad [USD]
$Costo_{Unit}$:	Costo unitario por la reducción de emisión en un determinado tipo de fuente [USD/(ton/año)]
$\Delta Emisiones_{fuente,lugar}$:	Diferencia de las emisiones tras la aplicación de la norma de calidad para un tipo de fuente en un lugar determinado [ton/año]
$Conc_{Final}_{lugar}$:	Concentración final después de norma de calidad del lugar, función del cambio de emisiones [ug/m ³]
$Conc_{Norma}$:	Concentración objetivo planteada por la norma de calidad [ug/m3]

Ecuación 22 Forma genérica del cálculo de beneficios de una norma de emisión

$$Beneficio_{ne} = \sum_{lugar} (Beneficio_{Unit} * Pob_{lugar} * FEC_{lugar} * \sum_{fuente} (Emision_{Base}_{fuente,lugar} - Emision_{Norma}))$$

Donde:

$Beneficio_{ne}$:	Beneficios de norma de emisión [USD]
$Beneficio_{Unit}$:	Beneficio unitario por la reducción de la concentración [USD/(hab-ug/m3)]
Pob_{lugar} :	Población de un determinado lugar [habs]
FEC_{lugar} :	Factor Emisión-Concentración base antes de norma de calidad del lugar [(ug/m ³)/(ton/año)]
$Emisión_{Base}_{fuente,lugar}$:	Emisión base de fuentes normadas en un lugar [ton/año]
$Emisión_{Norma}$:	Emisión objetivo planteada por la norma de emisión [ton/año]

Ecuación 23 Forma genérica del cálculo de costos de una norma de emisión

$$Costo_{ne} = \sum_{lugar} Costo_{Unit} * \sum_{fuente} (Emision_{Base}_{fuente,lugar} - Emision_{Norma})$$

Donde:

<i>Costo_{ne}</i> :	Costos de norma de emisión [USD]
<i>Costo Unit</i> :	Costo unitario por la reducción de la concentración [USD/(ton/año)]
<i>Emission Base_{fuerza,lugar}</i> :	Emisión base de fuentes normadas en un lugar [ton/año]
<i>Emission Norma</i> :	Emisión objetivo planteada por la norma de emisión [ton/año]

Desde el punto de vista económico, una norma de calidad asegura ¹⁴⁴ alcanzar límites de concentración en el aire y proteger la salud de las personas, pero sin tener certeza en cuanto a los costos. En cambio, una norma de emisión solo asegura una disminución de las emisiones, la cual no implica necesariamente ¹⁴⁵ alcanzar los objetivos ambientales de reducción de concentración. La norma de emisión permite tener una mayor certeza en los costos. Esto porque se espera que los actores de una norma de emisión sean eficientes en cuanto a su cumplimiento, y las opciones tecnológicas son limitadas y conocidas.

Como se mencionó anteriormente, una fuente de diferencias entre ambas normas ocurre en la modelación de emisiones a concentración ambiental, o viceversa. La incertidumbre del modelo de Emisión-Concentración utilizado, ya sea un factor simple, modelo atmosférico u otro, genera diferencias en la evaluación de ambas normas.

La Figura 6-1 presenta a modo de ejemplo la incertidumbre en la estimación del FEC¹⁴⁶. El FEC corresponde a un factor simple obtenido a partir concentraciones observadas y emisiones estimadas, para un periodo de tiempo dado. La incertidumbre presentada en la Figura 6-1 proviene principalmente de la incertidumbre en la estimación de emisiones, por lo que el concepto presentado en la figura también aplica para otros modelos más sofisticados que el FEC.

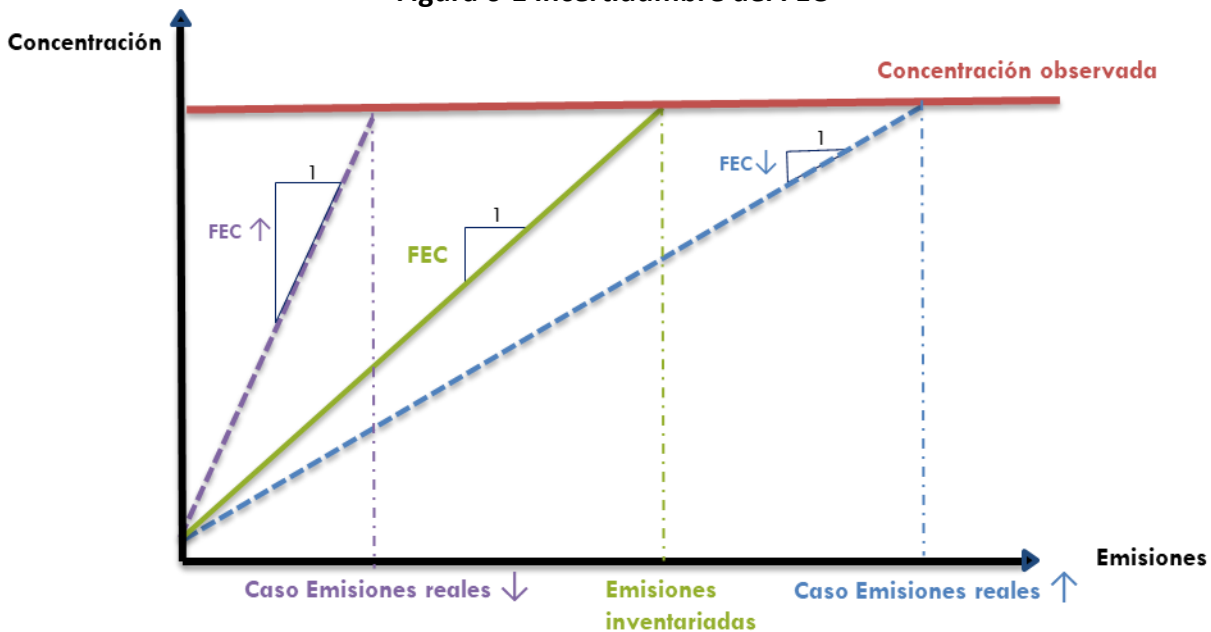
En la Figura 6-1 se observa la estimación del FEC a partir de las emisiones estimadas. En caso de que las emisiones reales sean menores a las estimadas, el FEC calculado estaría **subestimado**. En caso contrario de que las emisiones reales sean mayores a las estimadas, el FEC calculado estaría **sobreestimado**.

¹⁴⁴ Bajo el supuesto de que esta se cumple en la práctica.

¹⁴⁵ Existen diversos factores que añaden incertidumbre al pasar de emisiones a concentración, como el clima, temporalidad y ubicación geográfica.

¹⁴⁶ Factor Emisión Concentración

Figura 6-1 Incertidumbre del FEC



Fuente: Elaboración propia

En la Tabla 6-1 se presenta el efecto de la incertidumbre del FEC en la evaluación de normas de calidad y normas de emisión. En caso de que el FEC este sobreestimado, los costos de una norma de calidad estarán subestimados y los beneficios en una norma de emisión estarán sobreestimados. En ambas normativas la evaluación neta estará sobreestimada. Caso contrario se da con un FEC subestimado, donde los costos en una norma de calidad estarán sobreestimados y los beneficios en una norma de emisión subestimados, resultando en ambas normas una evaluación neta subestimada.

Tabla 6-1 Efecto de la Incertidumbre del FEC en la evaluación de Normas de Calidad y Normas de Emisión

	FEC Sobreestimado ↑	FEC Subestimado ↓
Norma de Calidad	Δ Emisiones requeridas subestimadas Costos subestimados ↓	Δ Emisiones requeridas sobreestimadas Costos sobreestimados ↑
Norma de Emisión	Δ Concentración alcanzado sobreestimado Beneficios sobreestimados ↑	Δ Concentración alcanzado subestimado Beneficios subestimados ↓
Evaluación Beneficio-Costo	Evaluación sobreestimada ↑	Evaluación subestimada ↓

Fuente: Elaboración propia

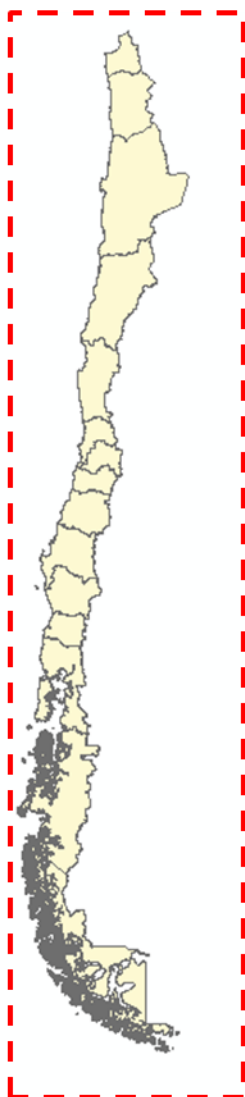
Otra diferencia importante es el alcance geográfico de cada tipo de norma. La norma de calidad aplica sobre toda el área geográfica, mientras que la norma de emisión aplica sobre fuentes

específicas, observando los beneficios en sus proximidades. La norma de calidad genera un estándar que da paso a normar sectores específicos dentro del área geográfica.

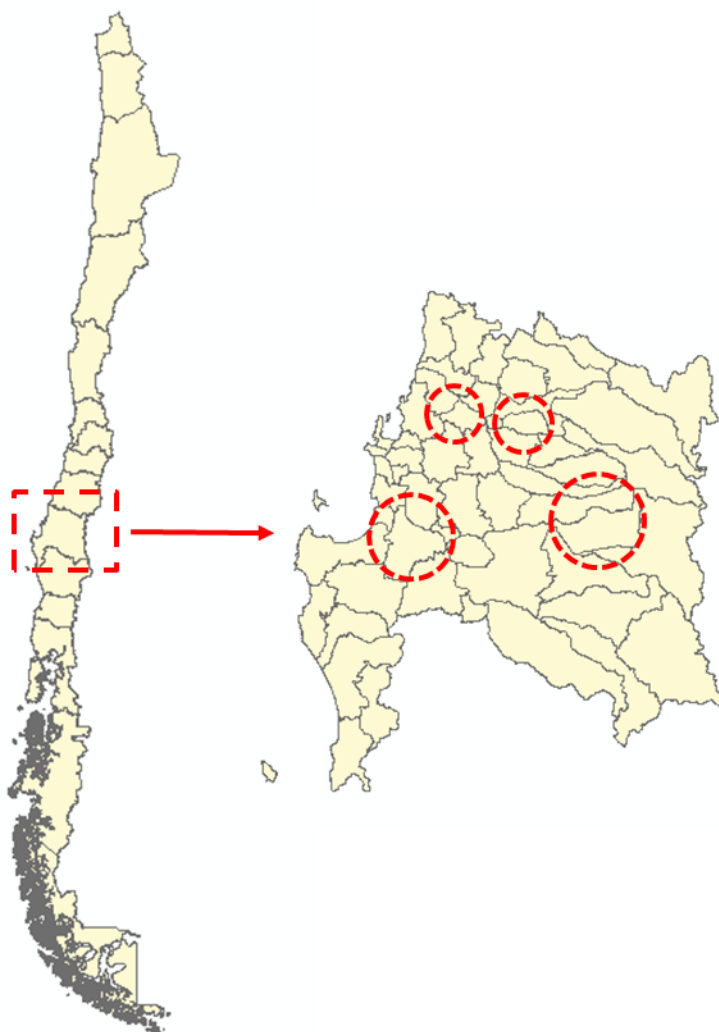
La Figura 6-2 presenta a modo de ejemplo esta diferencia, para el caso de una norma de calidad y norma de emisión aplicado a la RM. En el caso de la norma de calidad, esta cubre toda la región, mientras que la norma de emisión apunta a sectores o fuentes específicas dentro de la región.

Figura 6-2 Ejemplo diferencias alcance Sectorial y Geográfico de Norma de Calidad y Norma de Emisión

Norma de Calidad



Norma de Emisión



Fuente: Elaboración propia

6.1.2 Diferencias en la implementación

Existen diferencias metodológicas en cuanto a la implementación de ambos tipos de normas. La mayor diferencia radica en que una norma de emisión va dirigida a actores puntuales, mientras que una norma de calidad establece límites y lineamientos para la implementación de mecanismos en pos de su cumplimiento.

Dado que una norma de emisión es dirigida a actores puntuales, estos resultan ser los responsables directos de su cumplimiento, lo que permite además una fiscalización directa de estos. La norma de emisión solamente establece límites para los actores, y se espera que estos sean lo más eficiente posible en su cumplimiento. Así, una norma de emisión incentivaría el desarrollo de soluciones para disminuir emisiones al menor costo posible, como nuevas técnicas productivas o mejores tecnologías de abatimiento, entre otros.

La norma de calidad no establece responsables directos, pero entrega antecedentes importantes para respaldar la incorporación de instrumentos de gestión ambiental para la calidad del aire, como normas de emisión o PDA. En ese sentido no incentiva directamente el desarrollo de una mejor calidad del aire, sino que establece un objetivo común a alcanzar. El hecho de declarar una norma de calidad ambiental establece un precedente que podría incentivar a las personas y empresas a modificar su comportamiento en pos del cuidado del aire.

6.2 Sectores emisores a considerar

Un aspecto metodológico importante corresponde a los sectores emisores y/o económicos a considerar dentro del alcance de la normativa. Los sectores a incluir dependen de las características específicas de la zona geográfica a evaluar y del propósito particular de la normativa a evaluar. En esta sección se propone una metodología general para determinar qué sectores incluir en una evaluación, pero siempre se debe tener en consideración las condiciones específicas de cada zona geográfica-administrativa y normativa a evaluar.

En el “Manual para el Desarrollo de Inventarios de Emisiones Atmosféricas” (MMA, 2017d), desarrollado en base al estudio de “Manual para la Elaboración de Inventarios”, encargado por la Subsecretaría del Medio Ambiente y desarrollado por GreenLabUC (2016), se propone una metodología para determinar el alcance de un inventario de emisiones. Esta metodología se resume en la Figura 6-3, donde se indican las fuentes emisoras que siempre deben incluirse y un diagrama de flujo para determinar que otras fuentes incluir de acuerdo a su relevancia en las emisiones. El conjunto de posibles sectores a incluir corresponde a los sectores o fuentes emisoras definidas en el manual de inventarios (MMA, 2017d).

La estructura para un inventario de emisiones propuesta en el manual de inventarios es de acuerdo a las características de su emisión y de acuerdo su sector económico, las cuales pueden entenderse como dos dimensiones independientes (MMA, 2017d):

- **Características de la fuente emisora:** Tipo de equipo, tipo de emisión, combustible que usa, tipo fuente (i.e. estacionaria, móvil, etc.)
- **El sector o actividad económica en que se usa la fuente:** industria, residencial, transporte, etc.

En la Sección 8.2 (en Anexos) se presentan las clasificaciones generales propuestas en el manual de inventarios. En particular, la Tabla 8-9 y Tabla 8-10 presentan la estructura clasificando las fuentes por sus características o por su sector económico, respectivamente. La ventaja de esta estructura dinámica es que diferencia explícitamente el nivel de actividad (sector económico) y el factor de emisión (características de la fuente) de cada fuente emisora.

Figura 6-3 Método para la determinación de las fuentes emisoras a incluir en un inventario de emisión

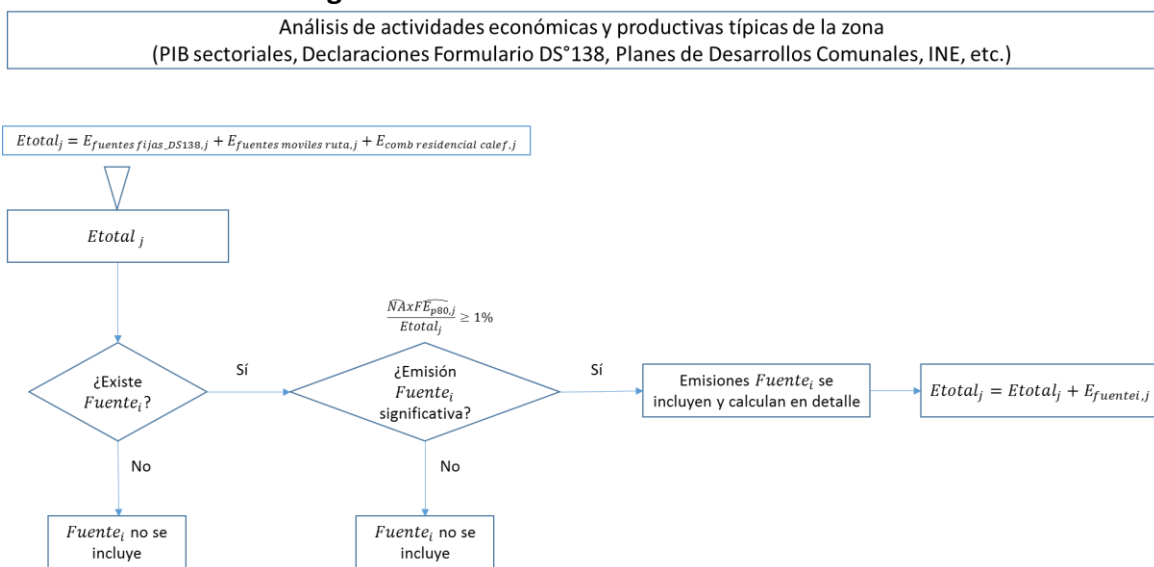
Se presenta un flujo de decisión para justificar la inclusión o no inclusión de una fuente en particular y posteriormente criterios para definir si la emisión de dicha fuente es o no significativa para ser incluida en la elaboración del inventario.

Se debe tener en consideración que:

- Siempre se deben estimar las emisiones asociadas a las fuentes fijas provenientes de la información declarada en la Ventanilla Única del RETC (Formulario de declaración DS°138)
- Siempre se deben estimar las emisiones asociadas fuentes móviles en ruta
- Siempre se deben estimar las emisiones asociadas a combustión residencial para calefacción

Para todas las otras fuentes de emisión, el criterio de inclusión o no inclusión se presenta a continuación:

Diagrama de decisión de inclusión de fuentes



En primera instancia se considera como emisión total del contaminante "j" las emisiones de las fuentes listadas anteriormente, que siempre deben ser incluidas. Luego se debe identificar, en base al análisis de las actividades económicas y productivas de la zona, la existencia o inexistencia cada fuente "i" no obligatoria. En caso de no existir, no se incluye; mientras que si existe, se debe analizar su significancia en términos de emisión comparándola con la primera aproximación a la emisión total del contaminante "j". En este paso se debe realizar una estimación del nivel de actividad de esta fuente en términos agregados y aproximados y utilizar el factor de emisión correspondiente. En caso de que existan diferentes factores de emisión, se debe considerar un factor de emisión alto (i.e. percentil 80). Si la participación en emisiones de cualquier contaminante "j" de la fuente "i" es mayor o igual al 1% respecto a la emisión total del mismo contaminante "j", esta fuente debe incluirse en el inventario y debe calcularse con el nivel de detalle adecuado. En caso de que no lo sea, esta fuente "i" no se considera significativa y no se incluye en el análisis.

Fuente: (GreenLabUC, 2016)

Se propone utilizar esta misma metodología para determinar qué sectores incluir en la evaluación de una norma de calidad y utilizar el conjunto de sectores definidos en el manual de inventarios como posibles candidatos de sectores a incluir. Esto, en base a las siguientes razones:

- La metodología va en concordancia con el manual de elaboración de inventarios de emisiones.
- Se incluyen fuentes emisoras relevantes en el contexto nacional; como fuentes fijas, transporte y calefacción.
- Se prioriza la inclusión de fuentes emisoras con relevancia en las emisiones totales, lo que afecta directamente la calidad del aire.
- Existe una metodología específica para estimar emisiones de cada sector en base a un factor de emisión y nivel de actividad - ver Manual de Inventarios (MMA, 2017d).
- La estructura dinámica permite diferenciar explícitamente el nivel de actividad (sector económico) y el factor de emisión (características de la fuente) para cada fuente emisora, lo que facilita la metodología para proyectar sus emisiones en el tiempo (ver Sección 6.3).

6.3 Metodología para proyectar las emisiones en el tiempo

Para evaluar correctamente una norma de calidad del aire se debe considerar la proyección de emisiones en el horizonte de evaluación para la línea base y el escenario normado, lo cual requiere de una metodología la proyección.

Entre la evaluación de una normativa hasta su implementación efectiva existen varias etapas legislativas, las que podrían tomar años. Así, la proyección de emisiones permite identificar sectores que a futuro podrían ser relevantes, e incluirlos en la evaluación.

Las emisiones se determinan mediante un inventario de emisiones, el cual contienen diversos sectores y fuentes emisoras con un determinado nivel de actividad y factor de emisión. La ecuación general para la estimación de emisiones es:

$$Emisiones = NA * FE$$

Donde:

- **NA:** Nivel de actividad
- **FE :** Factor de emisión¹⁴⁷

Por lo general el FE está relacionado a las características de emisión de la fuente, mientras que el NA se relaciona con el sector económico (MMA, 2017d). Para proyectar las emisiones en el tiempo se debe proyectar el NA y FE de cada sector o fuente emisora. A continuación, se indican las causas generales de variación temporal para cada componente:

¹⁴⁷ En esta ecuación se incluye dentro del factor de emisión cualquier tecnología de abatimiento incorporada en la fuente emisora, por lo que el término Eficiencia de Abatimiento (EA) se omite.

- **NA:** Cambios en el tiempo se relacionan con variaciones económicas o demográficas de la zona.
- **FE:** Cambios en el tiempo ocurren debido a mejoras tecnológicas, recambios o deterioro en la eficiencia de equipos.

De ambos componentes, el nivel de actividad es el que sufre mayores variaciones temporales, debido a su relación con la actividad económica del país. Se recomienda siempre incluir en la proyección de las emisiones los cambios en el nivel de actividad de los sectores emisores más relevantes. Las variaciones en el factor de emisión están sujetas a cambios tecnológicos puntuales o recambios que sean producto de la normativa en cuestión, por lo que su inclusión está sujeta a cada normativa en particular.

6.3.1 Proyección del Nivel de Actividad

Para proyectar el nivel de actividad en el tiempo se debe utilizar una tasa de crecimiento¹⁴⁸, la cual puede estar indexada a una unidad temporal, siendo la más común una tasa anual. La proyección para cada sector se realiza de acuerdo a la siguiente ecuación, utilizando un nivel de actividad base y una tasa de crecimiento:

$$NA_{s,t+n} = NA_{s,t} * (1 + r_s)^n$$

Donde:

- **NA_{s,t}:** Nivel de actividad del sector “s” en el periodo “t”
- **r_s:** Tasa de crecimiento del nivel de actividad del sector “s”
- **n:** Periodos entre el nivel de actividad base y el nivel de actividad proyectado

Se presenta un método genérico para estimar las proyecciones del nivel de actividad, en base a diversas alternativas priorizados según su confiabilidad. Para los sectores emisores más relevantes en Chile (Combustión Residencial de Leña, Minería, Transporte en ruta e Industrias) se dan recomendaciones más concretas para su proyección.

La Figura 6-4 presenta el método propuesto para determinar que tasa de crecimiento utilizar en la proyección de los niveles de actividad sectoriales. Se proponen cuatro alternativas, las cuales son (en orden de preferencia):

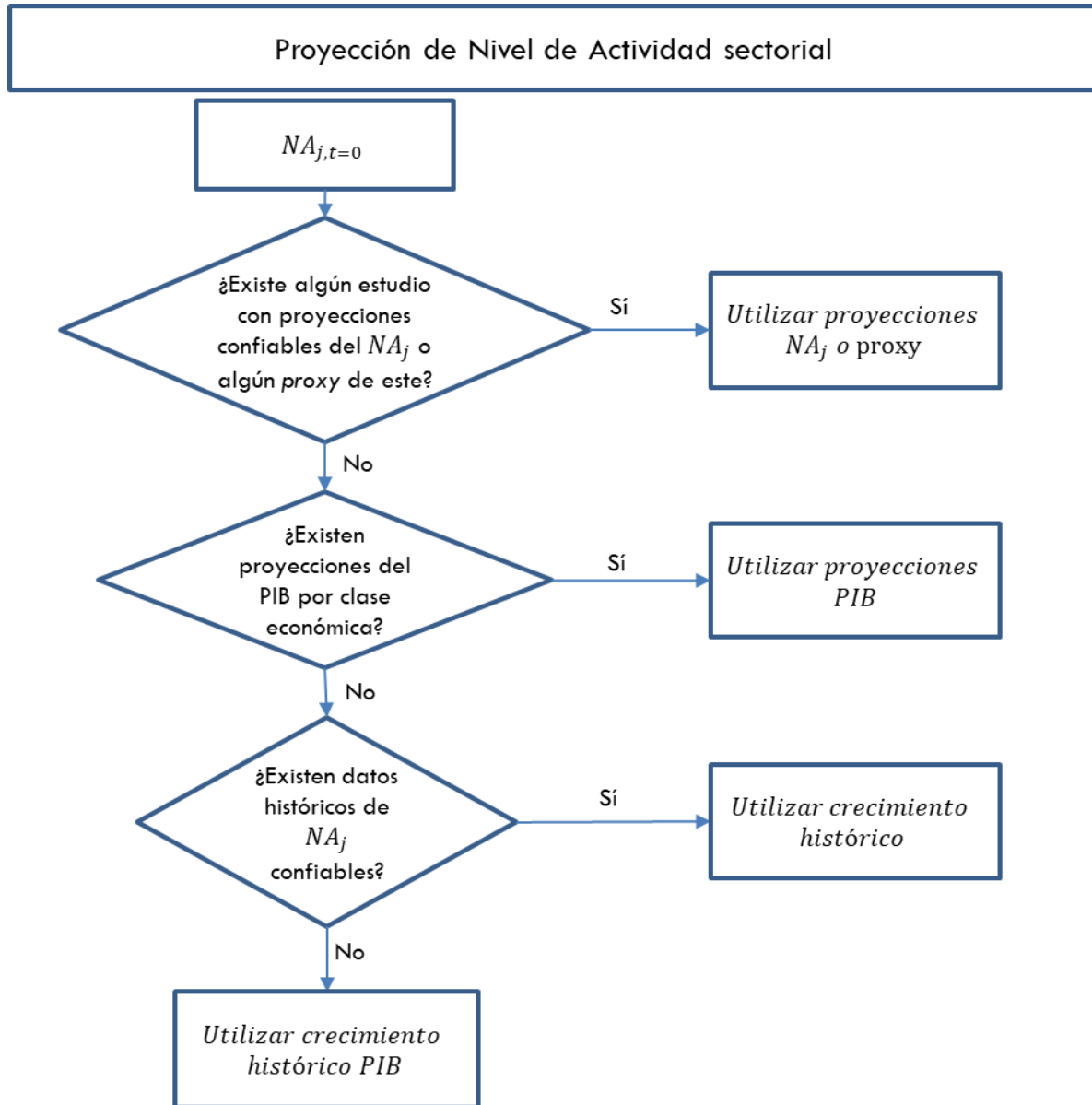
1. Utilizar alguna proyección oficial de otro estudio del nivel de actividad o algún *proxy*¹⁴⁹ similar.
2. Utilizar alguna proyección oficial del crecimiento del PIB o sector económico asociado al sector del nivel de actividad.

¹⁴⁸ La cual puede ser negativa (en ese caso sería decrecimiento)

¹⁴⁹ Entiéndase *proxy* como un indicador u otra actividad con proyección similar al nivel de actividad de interés

3. Utilizar el crecimiento promedio de los últimos años¹⁵⁰ del nivel de actividad¹⁵¹.
4. Utilizar el crecimiento promedio de los últimos años del PIB asociado al sector económico.

Figura 6-4 Método para determinar tasa de crecimiento para la proyección del nivel de actividad



Fuente: Elaboración propia

¹⁵⁰ Más adelante se entregan lineamientos de como determinar cuántos años incluir en la muestra.

¹⁵¹ La Tabla 6-2 presenta el nivel de actividad de cada fuente emisora y una posible fuente de información de este.

La lógica de la propuesta de proyección se basa en la confiabilidad de las fuentes. Así, se recomienda utilizar proyecciones antes que datos históricos, ya que se espera que estas incorporen otros factores determinantes a futuro y un análisis más exhaustivo.

Como se observa en la Figura 6-4, en primer lugar se priorizan estudios serios con proyecciones oficiales para el nivel de actividad o algún *proxy* de este, tales como estudios de mercado u proyecciones de organismos oficiales como el INE. En segundo lugar, se propone utilizar proyecciones económicas del PIB o de crecimiento económico del sector asociado, tales como estudios elaborados por entidades como el banco central.

En caso de no contar con ninguna proyección, se deberán utilizar datos históricos para estimar el crecimiento promedio en el último tiempo. Se debe tener especial consideración en que los datos no estén sujetos a sesgos importantes, como cambios en la metodología de recolección u eventos extraordinarios¹⁵². En caso de no contar con información histórica suficiente o confiable, se deberá proyectar en última instancia utilizando el crecimiento del PIB en los últimos años, el cual es publicado por el banco central¹⁵³.

Para determinar cuántos años incluir en la muestra para calcular el crecimiento promedio se deben analizar los datos como series de tiempo. En caso de observarse anomalías importantes en la serie histórica, estas deberán ser corregidas o removidas. A juicio experto del consultor, se recomienda considerar 5 años de datos históricos para proyecciones con un horizonte de 10 años, y utilizar hasta 10 años de datos históricos para proyecciones con mayor plazo.

6.3.1.1 Fuentes de Información para el Nivel de Actividad

A modo de referencia, la Tabla 6-2 presenta el resumen del nivel de actividad de cada fuente emisora por sector económico y sus principales fuentes de información. Para mayor detalle de cómo obtener el nivel de actividad de cada fuente y el cálculo de las emisiones se debe consultar el manual de inventarios (MMA, 2017d). Dentro de la Tabla 6-2 se observan sectores con métodos de proyección más trivial, como la población utilizando el INE como fuente oficial.

Tabla 6-2 Fuente de información para la obtención del Nivel de Actividad

Sector	SubSector	Tipo Emisión	Fuente	Nivel de actividad	Fuente Información Nivel de Actividad
Industria	Aeropuerto	Combustión interna	Maquinaria	Cantidad de maquinaria	Aduana INE (Geasur, 2014) ^a
	Agrícola	Combustión	Quemas agrícolas	Superficie quemada	CONAF

¹⁵² Un ejemplo sería el evento extraordinario de superficies de bosque quemado durante la temporada de verano del 2017.

¹⁵³ Disponible en: <https://si3.bcentral.cl/Siete/secure/cuadros/arboles.aspx>

Sector	SubSector	Tipo Emisión	Fuente	Nivel de actividad	Fuente Información Nivel de Actividad
		Combustión interna	Maquinaria	Cantidad de maquinaria	Aduana INE (Geasur, 2014) ^a
		Evaporativa	Aplicación de fertilizantes	Consumo fertilizantes	SAG
			Aplicación de pesticidas	Consumo pesticidas	SAG
			Crianza de animales	Cabezas de ganado	INE Censo Agropecuario
		Polvo resuspendido	Preparación de terrenos	Área de plantación	INE Censo Agropecuario
	Construcción	Combustión interna	Maquinaria	Cantidad de maquinaria	Aduana INE (Geasur, 2014) ^a
		Evaporativa	Aplicación de asfalto	Kilómetros de camino asfaltado	MOP SERVIU MINVU
		Polvo resuspendido	Proceso	Cantidad de material tratado	Asociación Nacional de Arideros
	Disposición de residuos	Combustión	Antorcha	Gas metano capturado	Encuestas locales ^b
			Incinerador	Residuos incinerados	D.S. 138
			Quema abierta	Residuos quemados	D.S. 138
		Proceso biológico	Descomposición de residuos orgánicos	Generación de residuos Generación de RILEs	INE SISS
	Industria alimentaria y agropecuaria	Combustión	Horno	Consumo combustible	D.S. 138
		Proceso	Proceso	Producción de grano	D.S. 138
	Industria de productos minerales	Combustión	Horno	Consumo combustible	D.S. 138
			Horno artesanal	Ladrillos artesanales producidos	APL Productores Artesanales de Ladrillos
		Proceso	Proceso	Producción de cobre	D.S. 138 SERNAGEOMIN
		Polvo resuspendido	Proceso	Cantidad de material	Asociación Nacional de Arideros
			Erosión eólica	Cantidad de material tratado	Asociación Nacional de Arideros
	Industria de madera y el papel	Proceso	Proceso	Cantidad de papel fabricado	D.S. 138

Sector	SubSector	Tipo Emisión	Fuente	Nivel de actividad	Fuente Información Nivel de Actividad	
	Industria metalúrgica secundaria		Proceso	Cantidad de metal producido	D.S. 138	
	Industria química		Proceso	Cantidad de petróleo o gas natural procesado	D.S. 138	
	Marítimo	Combustión interna	Maquinaria	Cantidad de maquinaria	Aduana INE (Geasur, 2014) ^a	
		Polvo resuspendido	Carga y descarga	Material cargado y descargado	D.S. 138	
	Minería	Combustión interna	Maquinaria	Cantidad de maquinaria	Aduana INE (Geasur, 2014) ^a	
		Polvo resuspendido	Proceso	Cantidad material tratado	Asociación Nacional de Arideros	
			Erosión eólica	Cantidad material tratado	Asociación Nacional de Arideros	
	Salud	Combustión	Incinerador	Residuos hospitalarios incinerados	D.S. 138	
	Termoeléctricas		Caldera	Consumo combustible	CNE	
			Combustión interna	Turbina	Consumo combustible	CNE
			Combustión	Caldera	Consumo combustible	CNE
			Combustión interna	Maquinaria	Consumo combustible	D.S. 138
				Grupo electrógeno	Consumo combustible	D.S. 138
			Polvo resuspendido	Tránsito sitios industriales	Kilómetros recorridos	Aduana Encuestas locales
CPR	Comercial	Combustión	Caldera	Consumo combustible	D.S. 138	
			Parrillas y Asadurías	Cantidad de carne servida	Encuestas locales	
		Evaporativa	Artes gráficas	Población	INE	
			Proceso	Población	Encuestas locales	
			Fugas de GLP	Consumo GLP	D.S. 138 BNE	
			Uso de solventes	Venta adhesivos	Encuestas locales	
			Pintura	Población	INE	
	Residencial	Combustión	Caldera	Consumo combustible	D.S. 138	

Sector	SubSector	Tipo Emisión	Fuente	Nivel de actividad	Fuente Información Nivel de Actividad
			Calefactor	Consumo Leña Consumo otros combustibles	INE Encuesta CASEN CDT
			Cigarros	Población	INE Compañía Chilena de Tabacos
		Evaporativa	Proceso	Población	INE
			Fugas de GLP	Consumo GLP	BNE
			Uso de solventes	Población	INE
			Pintura	Población	INE
Incendios	Incendios	Combustión	Incendios de Vehículos	Total de siniestros	Bomberos
			Incendios Forestales	Superficie quemada	CONAF
			Incendios Urbanos	Total de siniestros	Carabineros
Transporte	Transporte carga	Combustión interna	Camiones	Kilómetros recorridos	SECTRA
	Transporte pasajeros		Buses	Kilómetros recorridos	SECTRA
			Motocicletas	Kilómetros recorridos	SECTRA
			Vehículos	Kilómetros recorridos	SECTRA
		Polvo resuspendido	Calles no pavimentadas	Kilómetros recorridos	SECTRA
			Calles pavimentadas	Kilómetros recorridos	SECTRA
			Desgaste de frenos y neumáticos	Kilómetros recorridos	SECTRA
			Tren	Kilómetros recorridos	Encuestas locales

Nota: En **negrita** se indican las fuentes de información que cuentan con proyecciones oficiales

- En el estudio de (Geasur, 2014) se presentan valores por defecto para el factor de carga y horas de funcionamiento por tipo de maquinaria fuera de ruta.
- En el Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero (SNI Chile, 2014) se realiza una recopilación de captura de gas metano en distintos vertederos.

Fuente: (GreenLabUC, 2016)

6.3.1.2 Fuentes de información del PIB por Sector Económico

La Tabla 6-3 presenta la clase económica del PIB asociada a cada subsector del inventario de emisiones. Existen ciertos subsectores sin clase económica asociada, para las cuales deberá utilizarse otra alternativa de proyección, según lo propuesto en la Figura 6-4.

Tabla 6-3 Clase económica PIB asociada a sectores económicos de un inventario de emisiones

Sector	SubSector	Clase Económica PIB asociada
Industria	Aeropuerto	Transporte
	Termoeléctricas	Todo
	Disposición de residuos	No aplica
	Construcción	Construcción
	Industria alimentaria y agropecuaria	Agropecuario-silvícola
		Alimentos
		Bebidas y tabaco
	Industria de productos minerales	Minerales no metálicos y metálica básica
	Salud	Todo
	Industria madera y el papel	Maderas y muebles Celulosa, papel e imprentas
	Industria metalúrgica secundaria	Productos metálicos, maquinaria y equipos y otros
	Industria química	Química, caucho y plástico
	Marítimo	Comercio
CPR	Minería	Minería
	Agrícola	Agropecuario-silvícola
	Residencial	No aplica
Incendios	Comercial	Comercio
	Incendios	No aplica
Transporte	Transporte carga	Comercio
	Transporte pasajeros	Transporte

Fuente: Elaboración propia

Por lo general existen proyecciones sectoriales del PIB realizadas por instituciones como el Banco Central, el Fondo Monetario Internacional (FMI), Banco Mundial o agrupaciones sectoriales como la Sociedad Nacional de Minería (SONAMI), la Cámara Chilena de la Construcción (CChC) o la Sociedad Nacional de Agricultura (SNA).

A modo de referencia, el crecimiento proyectado del PIB tendencial para los próximos 10 años es de 3.2%, con un rango entre 2.8% y 3.6%, el cual se descompone en un 2.0% para recursos naturales¹⁵⁴ y 3.4% para el PIB resto (Banco Central de Chile, 2017, n. Tabla II. 5). Este corresponde al PIB en su conjunto, sin considerar clases económicas.

En caso de no encontrarse una proyección oficial del PIB, se pueden utilizar los datos históricos de PIB sectorial para estimar una tasa de crecimiento, según el método presentado en la Figura 6-4. Los datos históricos se pueden descargar desde la página web del Banco Central¹⁵⁵, consultando datos por clase de actividad económica y/o por región.

¹⁵⁴ Recursos naturales equivale al 12% del PIB total.

¹⁵⁵ <https://si3.bcentral.cl/Siete/secure/cuadros/arboles.aspx>

6.3.1.3 Proyección para Sectores Relevantes

Combustión Residencial Leña

El manual de inventarios (MMA, 2017d), desarrollado en base al estudio de GreenLabUC (2016), presenta una metodología detallada para estimar emisiones del sector combustión residencial, incluyendo diversos factores de emisión a utilizar y fuentes de información disponibles.

El nivel de actividad del sector corresponde al consumo de leña, el cual debe estar caracterizado por las siguientes variables:

- Cantidad y tipos de equipos de combustión
- Contenido de humedad de la leña
- Condiciones de operación

Así, se debe proyectar el cambio en el consumo energético de leña y demás combustibles, y los cambios en la distribución sus variables caracterizadoras.

Proyectar el cambio en la distribución de equipos, humedad de la leña y condiciones de operación es complejo. Estas variables pueden asumirse constantes para la línea base, y modificarlas de acuerdo a la entrada de distintas medidas de reducción, como recambio o prohibición de equipos.

Para proyectar el consumo de leña se recomienda el siguiente método:

1. Estimar el consumo per cápita de leña de la región
 - Fuentes de Información:
 - Medición del Consumo Nacional de Leña y Otros Combustibles Sólidos Derivados de la Madera (CDT, 2015)
 - Encuesta de Caracterización Socioeconómica Nacional (CASEN, 2013)
 - Encuesta de consumo energético para el sector residencial (UACH, 2013)
2. Utilizar el supuesto que el consumo per cápita de leña se mantiene constante
3. Utilizar proyecciones de población del INE

Otra alternativa con mayor certeza es proyectar el consumo en base al crecimiento del número de viviendas, es decir mediante el cálculo del consumo per cápita de leña por hogar y proyecciones de entrada de nuevas viviendas. En caso de contar con información del total de viviendas en la zona y una proyección oficial de estas¹⁵⁶, se recomienda utilizar este *proxy*.

Se debe considerar que las medidas normativas de un plan pueden disminuir el consumo per cápita de leña, como la entrada de equipos más eficientes en su combustión o la introducción

¹⁵⁶ Se debe considerar que si la proyección del número de viviendas es en base a la población, bajo el supuesto de que el N° de personas por hogar permanece constante, los resultados son iguales a si se proyectará por población.

de otros energéticos para calefacción. Para estos casos es recomendable estimar el consumo energético per cápita, y asumir este valor constante. Se debe considerar que el poder calorífico de la leña depende de su contenido de humedad (MMA, 2017d, n. Tabla 6-6) y la eficiencia de combustión es distinta para cada equipo.

Otra consideración importante es la entrada de una normativa más estricta de aislación térmica, la cual disminuiría la demanda energética (y de leña) de nuevas viviendas. En esta situación se tendría que utilizar el supuesto de que la entrada de población es con viviendas más eficientes, ergo con un menor consumo energético para este grupo.

Adicionalmente se puede consultar la caracterización de viviendas realizada por el INE, donde se presentan datos del tipo de vivienda de interés como: tipo de vivienda, tipo de materiales, revestimiento, entre otros. El INE publicó un documento el 2015 de clasificación de viviendas (INE, 2005), pero se recomienda consultar alguna actualización surgida de los resultados del Censo 2017.

Transporte en ruta

El nivel de actividad del sector transporte en ruta proviene principalmente de SECTRA, el cual a través de su modelo STEP2 genera información de actividad modelada hasta el año 2050. Inclusive, el modelo tiene modelaciones de emisiones de contaminantes locales desde el año 1998 a 2050.

Se recomienda utilizar estas proyecciones oficiales realizadas en el modelo STEP. También pueden utilizarse las proyecciones de emisiones oficiales del modelo STEP, las cuales incorporan también cambios en el factor de emisión.

Industrias

Para industrias se debe analizar el sector económico más relevante en el área analizada. Una alternativa para analizar la relevancia de cada sector económico es observar la distribución del PIB regional por clase económica. Se recomienda utilizar datos históricos del PIB por sector para proyectar el crecimiento (ver Sección 6.3.1.2).

Otra recomendación es revisar proyectos de gran magnitud ingresados al SEIA en la zona de interés, los cuales podrían tener un impacto significativo a futuro en el nivel de actividad del sector.

Minería

La minería es relevante para algunas regiones del país, con presencia de proyectos mineros importantes. Para proyectar el crecimiento se deben buscar datos de proyecciones de producción del sector. Típicamente la Sociedad Nacional de Minería (SONAMI), la Comisión

Chilena del Cobre (COCHILCO) o el SERNAGEOMIN realizan estudios o proyecciones de crecimiento. Por ejemplo, en el año 2014 se realizó una presentación indicando proyecciones sectoriales de la minería (SONAMI, 2014) o en el año 2016 se realizó un estudio de proyecciones de producción del cobre (COCHILCO, 2016).

Otra alternativa es revisar proyectos de gran magnitud ingresados al SEIA en la zona de interés, los cuales podrían tener un impacto significativo a futuro en el nivel de actividad de la minería en la zona.

Otra alternativa es estimar el crecimiento a partir de datos históricos del PIB del sector minería, para la región de interés (ver Sección 6.3.1.2).

6.3.2 Proyección del Factor de Emisión

Los cambios en el FE se asocian a mejoras tecnológicas, recambio de equipos o deterioro de estos. Comúnmente no se han proyectado ni existen lineamientos claros de cómo realizarlo. Únicamente MODEM incorpora factores de deterioro por tipo de vehículo para el sector de transporte en ruta.

Así, para la línea base se recomienda mantener constante los factores de emisión, con excepción de transporte en ruta, y modificarlos solo en caso de alguna medida o situación específica que se dé dentro del contexto de la normativa que se está evaluando.

A modo de referencia, la Tabla 6-4 presenta el resumen de las principales fuentes bibliográficas del factor de emisión a utilizar para cada fuente emisora de acuerdo a sus características. Para mayor detalle de los factores de emisión para cada fuente, y los contaminantes asociados, se debe consultar el manual de inventarios (MMA, 2017d).

Tabla 6-4 Fuente de información para la obtención del Factor de Emisión

Tipo	Subtipo	Tipo Emisión	Fuente	Fuente Información Factor de Emisión
Estacionarias	Areales	Combustión	Antorcha	(EPA-AP42, 1995)
			Calefactor	(SICAM, 2015) (EMEP-EEA, 2013) (CARB, 1993) (EPA-AP42, 1995)
			Cigarros	(CARB, 1994)
			Incendios de Vehículos	(CARB, 1994)
			Incendios Forestales	(CARB, 2004) (IPCC, 2006) (Akagi et al., 2011)
			Incendios Urbanos	(CARB, 1994)
			Parrillas y Asadurías	(SERNAMAT, 1997)
			Quemas agrícolas y forestales	(CARB, 2004) (IPCC, 2006) (Akagi et al., 2011)

Tipo	Subtipo	Tipo Emisión	Fuente	Fuente Información Factor de Emisión
		Evaporativa	Aplicación de asfalto	(Universidad Católica de Temuco, 2009)
			Aplicación de fertilizantes	(EPA-AP42, 1995)
			Aplicación de pesticidas	(EPA-AP42, 1995)
			Artes gráficas	(EPA-AP42, 1995)
			Crianza de animales	(INIA, 1998)
			Fugas de GLP	(PEMEX, 1997)
			Pintura	(CARB, 1998) (SERNAMAT, 1997)
			Proceso	(Theloke, 2005)
			Uso de solventes	(CARB, 1997) (EIIIP, 1996)
		Proceso biológico	Descomposición de residuos orgánicos	(US-EPA, 2005)
	Puntual	Combustión	Caldera	(EPA-AP42, 1995) (IPCC, 2006) (Bond et al., 2004)
			Horno	(EMEP-EEA, 2013)
			Horno artesanal	(EPA-AP42, 1995)
			Incinerador	(EPA-AP42, 1995) (IPCC, 2006) (Bond et al., 2004)
			Quema abierta	(EPA-AP42, 1995) (IPCC, 2006) (Bond et al., 2004)
		Combustión interna	Grupo electrógeno	(EPA-AP42, 1995)
			Turbina	(EPA-AP42, 1995) (IPCC, 2006) (Bond et al., 2004)
		Proceso	<i>Ind. aliment. y agropecuaria</i> <i>Termoeléctricas</i> <i>Ind. metalúrgica secundaria</i>	(EPA-AP42, 1995)
			<i>Ind. de productos minerales</i>	(EPA-AP42, 1995) (EMEP-EEA, 2013) (PNUMA, 2005)
			<i>Industria química</i>	(EPA-AP42, 1995) (IPCC, 2006)
			<i>Ind. madera y el papel</i>	(EPA-AP42, 1995) (PNUMA, 2005)
Fugitivas	Fugitivas	Polvo resuspendido	Calles	(EPA-AP42, 1995)
			Carga y descarga	(EPA-AP42, 1995)
			Desgaste de frenos y neumáticos	(EPA-AP42, 1995)
			Erosión eólica	(CDT, 2001)

Tipo	Subtipo	Tipo Emisión	Fuente	Fuente Información Factor de Emisión
			Preparación de terrenos	(CARB, 1997)
			<i>Ind. de productos minerales</i> <i>Minería</i>	(CDT, 2001)
			Construcción	(EPA-AP42, 1995) (CDT, 2001)
			Tránsito sitios industriales	(EPA-AP42, 1995)
			Tren	(Ferreira et al., 2003)
Móviles	En ruta	Combustión interna	Buses	(Ferreira et al., 2003)
			Camiones	(Ferreira et al., 2003)
			Motocicletas	(Ferreira et al., 2003)
			Vehículos	(Ferreira et al., 2003)
	Fuera de Ruta		Maquinaria	(EPA, 2010)

Fuentes en *cursiva* corresponde en realidad a SubSectores.

Fuente: (GreenLabUC, 2016)

6.4 Tasa de descuento y Horizonte de evaluación

En la presente sección se dan recomendaciones para determinar la tasa de descuento a utilizar y el horizonte de evaluación a considerar. Ambos parámetros son relevantes y sensibles en los resultados de una evaluación de normativa.

6.4.1 Tasa de Descuento

La tasa de descuento representa la preferencia entre consumo presente y beneficios futuros, y se utiliza para evaluar flujos con distinta temporalidad. Por lo general, se prefieren los flujos más cercanos al presente, por su costo de oportunidad. Una tasa de descuento baja indica que los beneficios (o costos) por ocurrir en el futuro son de preferencia similar a los por ocurrir en el presente, mientras que una tasa de descuento alta da cuenta de una preferencia por los flujos que se dan más próximos por sobre los flujos que se dan en el futuro.

La justificación detrás de la tasa de descuento se basa en tres motivos (OMB, 2003):

- La inversión de recursos en el presente entregan, normalmente, un retorno positivo a futuro.
- Las personas prefieren el consumo presente antes que el consumo futuro.
- Bajo el escenario de que el consumo (o poder adquisitivo) crece en el tiempo, un consumo en el futuro tiene menor valor dado que su valor marginal decrece.

En la evaluación de una norma de calidad (o emisión) del medio atmosférico la tasa de descuento puede tener un impacto relevante. Por lo general, los costos de una normativa al aire ocurren en

los primeros años, asociados a la inversión e implementación de medidas, mientras que los beneficios se obtienen paulatinamente durante el horizonte de evaluación. Así, una tasa de descuento baja favorece la evaluación de la normativa, mientras que una tasa alta la perjudica.

De acuerdo a la revisión de evaluaciones de impacto en otros países (ver Sección 3), se presentan en la Tabla 3-32 las tasas de descuento que han sido típicamente utilizadas. En particular se puede observar que:

- La EPA utiliza dos tasas de descuento en sus evaluaciones: 3% y 7%
- Colombia y Canadá utiliza una tasa de descuento del 3%
- La Unión Europea utiliza una tasa del 4%
- Australia una tasa del 7%
- Reino Unido utiliza una tasa declinante, desde 3.5% a 2.5%

Se observa entonces que las tasas de descuento utilizadas están en el rango de 3% a 7%. En estas evaluaciones la tasa de descuento buscar representar la tasa de descuento social del país.

En particular, la EPA utiliza las dos tasas de descuento recomendadas por la OMB¹⁵⁷ (2003)¹⁵⁸ con las siguientes justificaciones:

- **7%:** Refleja el costo de oportunidad del capital privado en EEUU. La OMB determinó que esta tasa debe utilizarse como base en el análisis regulatorio.
- **3%:** Refleja la tasa social de descuento, esto es el valor a la que la sociedad descuenta sus flujos futuros. Su valor se obtiene como una aproximación del retorno real de los bonos del tesoro otorgados por el gobierno de EEUU.

La OMB (2003) también analiza la implicancia ética y moral de descontar costos y beneficios asociados a salud. Si bien es cierto que las vidas humanas salvadas en el presente no se pueden invertir para salvar más en el futuro; los recursos utilizados para salvar aquellas vidas pueden invertirse para obtener mayor retorno en vidas salvadas a futuro. Adicionalmente, la gente prefiere mejoras en salud que ocurren en el presente, frente a mejoras similares pero en el futuro. En general, existe un consenso profesional de que la valorización de los beneficios por mejoras en salud sí deben ser descontados (OMB, 2003).

Un aspecto relevante a considerar es la ocurrencia temporal de los beneficios en salud observados (OMB, 2003). El retraso (*lag*) de las muertes prematuras producto de la exposición a concentraciones de MP2.5 (ver Sección 3.4) debe considerarse para una adecuada evaluación. Esto implica que cada muerte evitada se valoriza en el año de ocurrencia, y no en el año de exposición. Por ejemplo, si una menor exposición en el año de referencia implica muertes

¹⁵⁷ *Office of Management and Budget*

¹⁵⁸ Mayor detalle se puede encontrar en la circular de EEUU correspondiente a directrices para utilizar tasas de descuento (OMB, 1992)

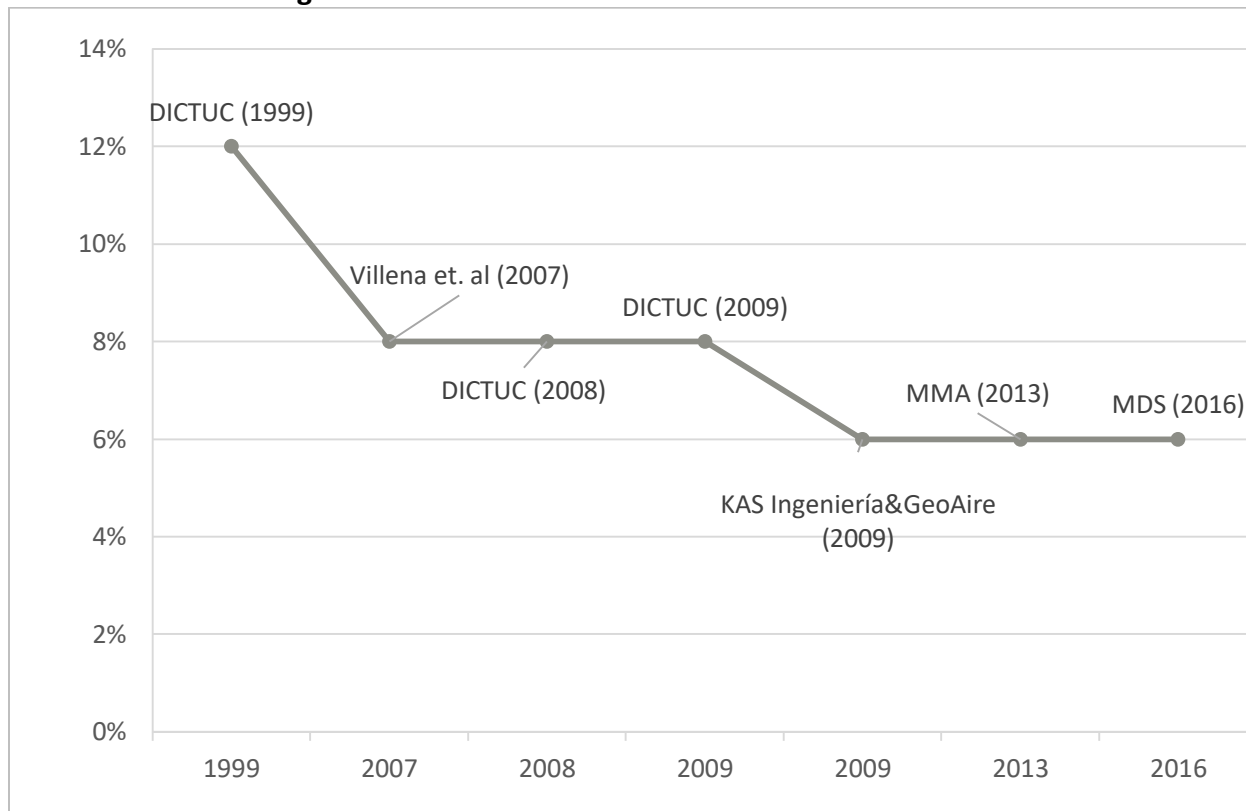
evitadas en cinco años más, estas deben descontarse al ser valorizadas y atribuidas como beneficios en el año de referencia. Se destaca que la tasa de descuento se utiliza al momento de valorización, y no sobre el número de casos evitados.

El horizonte de descuento también es relevante en la tasa de descuento. Para normativas con impactos intergeneracionales se podría justificar la utilización de una tasa de descuento menor (OMB, 2003), debido a que los beneficios se perciben en distintos individuos y generaciones, y por lo tanto, la tasa de descuento a utilizar debe reflejar las preferencias de los distintos grupos impactados. Para impactos de largo plazo, como el cambio climático, se ha debatido la utilización de una tasa de descuento menor a la social, inclusive con un valor cercano a 0% (Stern, 2008). Sin embargo, los beneficios en salud observados en una norma de calidad o emisión son al mediano plazo, por lo que una tasa de descuento menor a la social no se justifica.

En Chile la tasa de descuento social está fijada en un 6% (Ministerio de Desarrollo Social, 2017) y representa el costo de oportunidad del país para financiar proyectos. Esta tasa depende de la tasa de preferencia intertemporal del consumo, de la rentabilidad marginal de la inversión y de la tasa de interés de los créditos externos (Ministerio de Desarrollo Social, 2017).

Se realizó una revisión de las tasas de descuento que han sido utilizadas históricamente en los AGIES relacionados a la gestión ambiental. La Figura 6-5 presenta la evolución histórica de la tasa de descuento utilizada, según los 7 estudios revisados. Se observa que en 1999 se ocupó una tasa de 12%, para luego utilizar una tasa del 8% hasta el 2009 donde se implementó la tasa utilizada actualmente de 6%. Esta tendencia histórica, de pasar de una tasa privada a una tasa social, puede explicarse por un ajuste de la tasa para la evaluación correcta de proyectos sociales con características diferentes como efectos a mayor largo plazo. Este ajuste responde a que la tasa privada solo capta los elementos relevantes para el inversor o el accionista, mientras que la social capta todos aquellos efectos relevantes para otros involucrados o para la sociedad en su conjunto. (Ferrada Stange, 2013).

Figura 6-5 Tasa de Descuento utilizada históricamente



Estudios citados:

- **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.
- **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.
- **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 (2009).** Antecedentes para el Análisis General de Impacto Económico y Social del Anteproyecto de la Norma de Calidad Primaria para MP2.5. CONAMA
- **KAS Ingeniería & GeoAire. (2009).** Análisis General del Impacto Económico y Social de una Norma de Emisión para Termoeléctricas. Versión Preliminar Diciembre 2009, CONAMA
- **MMA (2013)** Guía Metodológica Para la Elaboración de un Análisis General de Impacto Económico y Social para Instrumentos de Gestión de Calidad del Aire
- **Ministerio de Desarrollo Social (2016).** Precios Sociales Vigentes 2016

Fuente: Elaboración en base a estudios citados

De acuerdo a lo discutido en esta sección, **se recomienda utilizar la tasa de descuento social establecida para Chile, la cual está fijada en 6%** (Ministerio de Desarrollo Social, 2017), para la evaluación de normativas asociadas a la contaminación atmosférica. En caso de que a futuro el Ministerio de Desarrollo Social determine la utilización de una tasa de descuento distinta, esta deberá adoptarse como la oficial.

Otro aspecto relevante es la comparación real entre flujos de costos y beneficios, es decir que estos no se vean afectados por la inflación. Para esto se recomienda valorizar los beneficios utilizando una unidad monetaria ajustada por la inflación, como la UF.

Dado que los beneficios asociados a los instrumentos de calidad del aire suelen tener beneficios distribuidos en el tiempo, es una buena práctica sensibilizar los resultados con otra tasa de descuento. Se recomienda realizar escenarios con valores de 10% y 3%. El 10% corresponde a la tasa de descuento típicamente utilizada para la evaluación de proyectos privados. El 3% es un aproximado de la tasa libre de riesgo en Chile, de acuerdo a los datos históricos de emisión de bonos en UF por parte del Banco Central. Los escenarios propuestos buscan reflejar por un lado una tasa más alta equivalente a la evaluación de un proyecto corriente, o una tasa más baja reflejando el retorno real mínimo en Chile.

6.4.2 Horizonte de Evaluación

El horizonte de evaluación corresponde al periodo de tiempo donde se consideran flujos de costos y beneficios para la evaluación de la normativa.

De acuerdo a la revisión de evaluaciones de impacto en otros países (ver Sección 3) se presenta en la Tabla 3-32 el horizonte de evaluación utilizado en cada estudio. Se observa que en todas las evaluaciones, con excepción de Australia y Canadá, se evalúa la normativa en un año de referencia. Para esto se determinan todas las medidas necesarias para cumplir la norma y se calcula un costo total anualizado, utilizando una tasa de descuento. Los beneficios considerados corresponden a los beneficios asociados al año de referencia, incluyendo futuros beneficios producto de una menor exposición en el año de referencia, los cuales deben descontarse¹⁵⁹.

Si bien el método de flujos y valor presente es más informativo y completo, es también más demandante en cuanto a recursos y tiene incertidumbres adicionales en la definición del horizonte de evaluación y tiempos de implementación de las medidas¹⁶⁰. En cambio, el uso de un año de referencia para la comparación de costos anualizados y beneficios entrega resultados más directos y con menor dependencia a supuestos de modelación.

Se recomienda utilizar el enfoque de año de referencia, comparando los costos anualizados con los beneficios descontados de un determinado año. Dada la relevancia del año de referencia elegido, **se recomienda escoger como año de referencia el primer año donde se espera que todas las medidas se encuentren completamente implementadas.**

El costo anualizado se obtiene a partir de la vida útil de cada medida, su costo total y la tasa de descuento. Asimismo, se debe considerar la temporalidad en los beneficios producto de una menor exposición en el año de referencia y descontarlos adecuadamente.

En el caso de normativas con mayor certeza en sus medidas y características de estas¹⁶¹, como año de implementación y duración, se podría utilizar el método de flujos y valor presente. El

¹⁵⁹ Por ejemplo, si se considera el retraso (*lag*) en las muertes ocurridas por exposición al MP2.5

¹⁶⁰ Un análisis más profundo de este tema se presenta en la Sección 3.3.

¹⁶¹ Por ejemplo una norma de emisión

horizonte de evaluación considerado debiera empezar en el año de implementación de la primera medida y considerar un horizonte de mediano plazo, como 10 años, desde la implementación de la última.

6.5 Metodología general para evaluar normas de calidad

En la presente sección se presenta una metodología general para evaluar normas de calidad. Esta metodología está basada principalmente en la guía de elaboración de AGIES (MMA, 2013) y en actualizaciones importantes surgidas del presente estudio.

De acuerdo a lo presentado en la Figura 3-9 y a la guía de elaboración de AGIES (MMA, 2013), los pasos para la evaluación de instrumentos de gestión de la calidad del aire son los siguientes:

1. Definición del Alcance
2. Inventario de Emisiones
3. Medidas de reducción de emisiones
4. Estimación de Costos
5. Determinación cambio en concentración
6. Estimación Beneficios
7. Análisis Económico

Para la evaluación de una norma de calidad se proponen pasos similares y en distinto orden:

1. Definición de Alcance
2. Inventario y proyección de emisiones
3. Determinación de concentración y de reducción de emisiones necesaria
4. Medidas para reducción de emisiones
5. Estimación de Costos
6. Estimación de Beneficios
7. Análisis Económico

La lógica de este nuevo orden es **evaluar los costos y beneficios comparativos que genera la normativa con respecto a la línea base actual**, sin normativa. Para esto se requiere estimar las medidas necesarias para la reducción de emisiones, en base a la reducción de concentración ambiental necesaria en cada localidad y considerando todo el horizonte temporal de evaluación. Una vez estimadas las medidas de reducción y el cambio en concentración esperado con respecto a la línea base, se realiza la estimación de costos y beneficios.

A continuación, se desarrolla cada paso de manera más detallada.

6.5.1 Definición de Alcance

El alcance del análisis debe definirse de acuerdo a los parámetros presentados en la guía metodológica (MMA, 2013, sec. 6), los cuales se presentan actualizados para una norma de

calidad en la Tabla 6-5. Destaca que el horizonte temporal puede corresponder al año de referencia seleccionado para evaluar costos anualizados con beneficios (ver Sección 6.4.2).

Tabla 6-5 Alcances a definir en la evaluación de una Norma de Calidad

Alcance	Descripción
Geográfico	a. Nacional b. Regional c. Específico
Horizonte temporal/Año de referencia	Periodo o año de referencia de evaluación
Contaminante	Contaminante(s) considerado(s)
Receptores	Receptores afectados por los contaminantes: a. Personas b. Cultivos c. Otros
Efectos	Efectos considerados del contaminante sobre los receptores
Escenarios	Escenarios de evaluación de la normativa

Fuente: Elaboración propia a partir de (MMA, 2013, n. Tabla 6-1)

Mayor detalle sobre cada alcance se puede encontrar en la guía metodológica (MMA, 2013, sec. 6).

Se debe tener clara la diferencia entre alcance de la normativa y nivel de detalle en la evaluación. Por lo general el alcance de la norma se establece en base a su definición inicial y características, mientras que el nivel de detalle depende de los recursos disponibles para su evaluación.

La Tabla 6-6 presenta las dimensiones a tener en consideración al momento de evaluar una norma de calidad. Estas dimensiones indican el nivel de detalle con que se evalúan los beneficios y costos de una norma.

Un caso importante es la definición del alcance geográfico, el cual no implica que la normativa deba evaluarse a ese nivel. Por ejemplo, si la norma evaluada aplica a nivel nacional¹⁶², el análisis puede realizarse con distinto nivel de detalle, como regional, provincial o comunal.

Se debe tener especial consideración en definir un nivel de detalle geográfico adecuado, que permita tener confiabilidad en los datos y evaluar situaciones específicas de cada zona. Para la evaluación de beneficios es importante separar a la población en grupos etarios, ya que las tasas de incidencia base son dependientes de la edad.

¹⁶² Las normas de calidad primaria protegen la salud de las personas, por lo que deben evaluarse a nivel nacional. En cambio, las normas de calidad secundaria, que protegen el ecosistema, podrían evaluarse a una escala geográfica menor.

Tabla 6-6 Nivel de detalle a considerar en la evaluación de una Norma de Calidad

Nivel de detalle	Dimensionalidad
Geográfico	a. Nacional b. Regional c. Comunal d. Específico
Temporal	Por año
Grupos etarios	Por división de la población en grupos por edad
Contaminante	Por contaminantes considerados
Receptores	Por receptores afectados por los contaminantes: a. Personas b. Cultivos c. Otros
Efectos	Por efectos considerados del contaminante sobre los receptores
Escenarios	Por Escenarios de evaluación de la normativa

Fuente: Elaboración propia

6.5.2 Inventario y proyección de emisiones

Un inventario de emisiones es un método de estimación de emisiones ampliamente utilizado a nivel nacional. Este consiste en la estimación de emisiones a partir del nivel de actividad de cada fuente emisora, y un factor de emisión asociado a la actividad.

En el “Manual para el Desarrollo de Inventarios de Emisiones Atmosféricas” (MMA, 2017d), desarrollado en base al estudio de “Manual para la Elaboración de Inventarios”, encargado por la Subsecretaría del Medio Ambiente y desarrollado por GreenLabUC (2016), se presenta con detalle el alcance, propósito, sectores emisores y metodología de estimación de emisiones de un inventario de emisiones. Este manual debe utilizarse como guía principal para elaborar un inventario de emisiones en las zonas definidas de la norma de calidad evaluada.

La metodología para seleccionar los sectores emisores a incluir en cada zona de interés se presenta en la Sección 6.2, de acuerdo a lo establecido en el manual de inventarios (MMA, 2017d).

Una vez calculado el inventario de emisiones para un año base, se deberán proyectar sus emisiones. El objetivo de la proyección de emisiones es determinar posibles futuros sectores que podrían ser relevantes en la contaminación atmosférica, e incluirlos de manera proactiva en la evaluación de la norma de calidad, para asegurar su cumplimiento a perpetuidad.

La proyección de las emisiones para cada localidad se debe realizar de acuerdo a la metodología propuesta en la Sección 6.3 de este informe, la cual va en concordancia con lo planteado en el manual de inventarios (MMA, 2017d).

El inventario de emisiones y su proyección en el tiempo son necesarios para estimar la línea base de concentración ambiental, sobre la cual se calculan los beneficios y costos. Para evitar un uso intensivo de recursos, se recomienda incluir **solamente las zonas de interés con posibles beneficios y costos debido a la aplicación de la norma de calidad**. Estas zonas serían, al menos las siguientes:

- Zonas con concentración ambiental monitoreada por sobre la norma propuesta o con un 80% de su valor. Estas corresponden a zonas saturadas o latentes.
- Zonas con proyectos, industriales o mineros, importantes a futuro que puedan afectar significativamente su calidad del aire. Estas corresponden a zonas que podrían sufrir un aumento en su concentración a futuro.

6.5.3 Determinación de concentración y de reducción de emisiones necesaria

Una vez realizado el inventario de emisiones y su respectiva proyección en cada localidad, se puede estimar la línea base de la concentración ambiental. La estimación de la línea base de concentración ambiental por localidad se utiliza para dos fines:

- Estimar las reducciones de emisiones necesarias por localidad, para posteriormente estimar las medidas a implementar y sus costos
- Estimar los beneficios de la normativa producto de la reducción de la concentración ambiental con respecto a la línea base

La guía metodológica contiene una sección con mayor detalle de los métodos posibles para pasar de emisiones a concentración (MMA, 2013, sec. 10). Los modelos atmosféricos se pueden clasificar, de menor a mayor confiabilidad, como:

- Modelos aproximados
- Modelos de dispersión
- Modelos fotoquímicos

La elección del modelo a utilizar depende de los recursos e información disponible, y del nivel de confiabilidad que se desea obtener en el estudio. En primera instancia se recomienda modelar el inventario de emisiones actual de cada zona de interés, y contrastar la concentración estimada en cada zona con datos de monitoreo confiables. Los datos de monitoreo en Chile se pueden descargar en el SINCA¹⁶³. El modelo atmosférico puede ajustarse según las concentraciones observadas, para darle mayor confiabilidad a las proyecciones de concentración.

Una vez determinado el modelo atmosférico, se debe proyectar la concentración ambiental en cada zona de acuerdo a la proyección de emisiones. La proyección de la concentración ambiental permite identificar aquellas zonas con excedencia a la norma, y por ende con beneficios

¹⁶³ Disponibles en: <http://sinca.mma.gob.cl/>

asociados. La cuantificación de la reducción de concentración ambiental depende de las posibles medidas seleccionadas, tema que se desarrolla con mayor detalle en la Sección 6.5.4.

Una vez determinada la reducción de la concentración ambiental necesaria para el cumplimiento de la norma en toda localidad y en todo el horizonte temporal, se puede determinar la reducción de emisiones necesaria. La reducción de emisiones a determinar debe estar con nivel de detalle por:

- Zona
- Año
- Tipo de Fuente
- Contaminante (solo si la norma considera más de uno)

Así, las reducciones de emisiones necesarias se deben expresar para cada contaminante en unidades de masa por año; por ejemplo toneladas de MP2.5 por año para cierta localidad en específico y cierto año. La reducción de emisiones siempre es en referencia a la línea base de emisiones estimada.

La reducción de emisiones estimada para cada zona también puede variar por tipo de fuente, según sus características de emisión y de aporte a la generación de contaminantes secundarios.

Las reducciones de emisiones estimadas para alcanzar la norma de calidad sirven como parámetro de entrada principal en la estimación de los costos, a través de las medidas de reducción (ver Sección 6.5.4).

6.5.4 Medidas para reducción de emisiones

Si bien no se puede saber *a priori* como se dará cumplimiento a la norma, es necesario realizar supuestos sobre los costos para desarrollar una evaluación razonable. Así, para la evaluación de costos de una norma de calidad, es necesario definir antes posibles medidas a considerar para lograr la reducción de emisiones necesaria para cada zona.

A modo general, las medidas para la reducción de emisiones se pueden clasificar en:

- Comando y control
- Instrumentos económicos

A continuación se describe brevemente cada tipo de medida. Para un análisis más detallado se debe consultar la guía metodológica (MMA, 2013, sec. 8).

Las medidas de comando y control establecen cómo y cuándo una tecnología debe usarse. Estas se pueden clasificar en la zonificación, las prohibiciones y las normas de emisión (MMA, 2013, sec. 8):

- La zonificación corresponde a una restricción del lugar en el uso de la tecnología.
- Las prohibiciones se refieren al límite de uso de ciertos procesos asociados a una tecnología.
- Las normas de emisión regulan las cantidades que se emiten al entorno, permitiendo a la fuente emisora elegir su manera de reducción, ya sea disminuyendo la producción o instalando equipos de abatimiento de emisiones.

Las medidas que son instrumentos económicos buscan cambiar el comportamiento de las fuentes emisoras con incentivos económicos. Estas se pueden clasificar en impuestos por contaminación, permisos transables y responsabilidad (MMA, 2013, sec. 8):

- El impuesto por contaminación se refiere a que la fuente emisora paga al gobierno por cada unidad de contaminación que produce. Este mecanismo obliga a la fuente emisora a instalar equipos de abatimiento más baratos por unidad marginal que el impuesto.
- Los permisos transables establecen una cantidad fija de emisiones posibles en el mercado, que son negociadas entre las fuentes emisoras. Este mecanismo asegura una cantidad de emisiones constante.
- La responsabilidad corresponde cuando la fuente emisora se hace cargo de lo que contamina, mediante una obligación de compensación. Se debe tener consideración que la compensación debe ser realizada en la zona donde ocurren las emisiones, para evitar problemas de transferencia de daño.

La elección de cada medida depende de diversos factores como:

- Impacto en reducción de emisiones
- Aplicabilidad de la medida a Chile
- Consistencia con otras medidas
- Fiscalización
- Costo total de la medida¹⁶⁴

En el estudio de “Desarrollo de Modelo Genérico para Evaluación de Planes de Prevención y de Descontaminación Ambiental para Aire” (GreenlabUC, 2013) se incluyen diversas medidas para el control de emisiones atmosféricas aplicables dentro de un PPDA. La revisión de medidas se basó en las aplicadas nacionalmente y en modelos internacionales de gestión de la calidad del aire como: *AirControlNet*, *CoST* y *GAINS*. Se incluyen medidas para fuentes fijas, fugitivas y móviles; las cuales podrían ser evaluadas e incorporadas en la evaluación de una norma de calidad. En el estudio citado (GreenlabUC, 2013) también se incluyen análisis de costos y reducciones por medida, por lo que se recomienda su utilización para evaluar medidas de reducción.

¹⁶⁴ En la Sección 6.5.5 se entrega mayor detalle de que costos considera.

Para una norma de calidad se pueden incorporar también instrumentos económicos como:

- Impuesto a las emisiones¹⁶⁵ o subsidios para mejores tecnologías
- Permisos de emisión transables, por localidad
- Sistemas de información ambiental
- Metas de cumplimiento
- Mínimos de eficiencia técnica

6.5.5 Estimación de Costos

Para evaluar preliminarmente la norma de calidad se deben realizar supuestos de posibles medidas a implementar, junto a su temporalidad, reducción de emisiones y sus costos. Estos supuestos permiten evaluar los costos de la norma de calidad y también sus beneficios.

Para estimar los costos de las medidas a implementar es necesario considerar los siguientes tipos de costos (MMA, 2013, sec. 9):

- Inversión
- Costo de oportunidad
- Costo de operación y mantención
- Costo de fiscalización

A continuación se describe brevemente cada tipo de costo. Para un análisis más detallado se debe consultar la guía metodológica (MMA, 2013, sec. 9).

La inversión corresponde al costo que se realiza al momento de adquirir equipos, infraestructura u otros tipos de insumos, necesarios al inicio del periodo, y que de ellos va a depender la implementación de la medida.

El costo de oportunidad o alternativo corresponde al costo asociado al no aprovechamiento de un recurso en la segunda mejor alternativa económica disponible y permite comparar con más precisión escenarios económicos. Este tipo de costo se considera frente a una inversión y cuando se utilizará un sustituto de tecnología más limpia (MMA, 2013, sec. 9).

Los costos de operación y mantención son los que se producen cuando la medida de reducción correspondiente se encuentre operando.

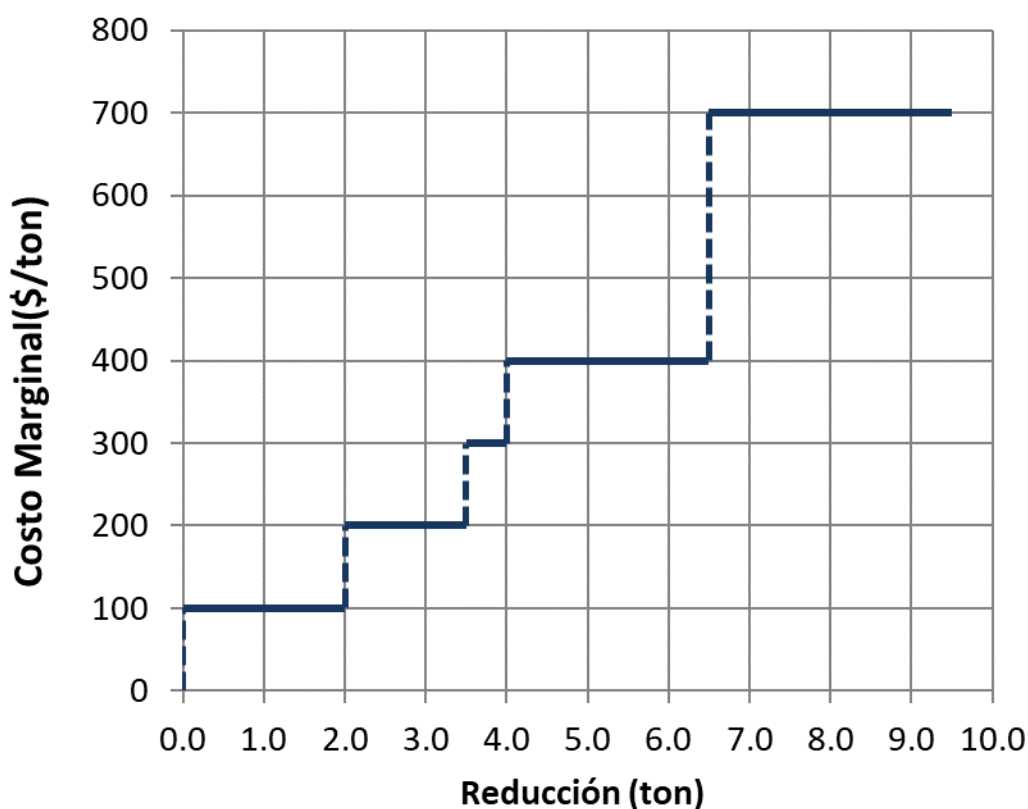
Los costos de fiscalización corresponden al gasto que se incurre por fiscalizar el adecuado cumplimiento de las medidas implementadas.

¹⁶⁵ Adicionales al impuesto verde ya existente.

Para la estimación de costos se debe considerar siempre el criterio costo-efectividad al seleccionar una tecnología de reducción de emisiones en un AGIES. De esta forma, si hay dos tecnologías que tienen el mismo objetivo y que producen la misma reducción de emisiones, se debe seleccionar la alternativa que alcance el objetivo al menor costo (MMA, 2013, sec. 9).

Una buena alternativa para realizar este análisis de costo-eficiencia, es construir curvas de costos marginales de reducción para cada zona de interés. La Figura 6-6 presenta una curva ficticia de costos marginales construida a partir de medidas de reducción. Esta curva esta ordenada según el costo medio de reducción. La utilidad de la figura es que permite identificar rápidamente que medidas incluir según el nivel de reducción deseado, incluyendo también el análisis de los costos de las medidas incorporadas.

Figura 6-6 Ejemplo curva de costos marginales por medida



Fuente: Elaboración propia

Dado que construir una curva de costos marginales por medida para cada localidad es bastante extenso y consumidor de recursos, se propone construir curvas de costos marginales por ciudades tipo. Se deben definir criterios para agrupar las ciudades de acuerdo a sus características de actividad y emisión, ya que estas determinan las posibles medidas que podrían aplicarse en la zona.

Por ejemplo, se podrían construir cuatro curvas de costos marginales tipo para cuatro ciudades representativas de la realidad nacional:

- Santiago: *Centro urbano más grande del país. Se debe incluir como caso debido a su relevancia en el país.*
- Concepción: *Ciudad en zona centro con uso medio de leña en calefacción, presencia importante de industria y de fuentes móviles.*
- Coyhaique: *Ciudad en zona sur del país con uso intensivo de leña en calefacción.*
- Antofagasta: *Ciudad en zona norte con fuerte actividad minera.*

La clasificación por tipo de ciudad permite construir curvas de costos marginales con alta presencia de medidas para controlar la leña como combustible de calefacción o curvas de costos marginales con medidas específicas para la industria minera.

Con la reducción de emisiones necesaria por localidad y la curva de costos marginales por medida para cada localidad, se puede determinar las medidas a incluir en cada localidad según su costo-eficiencia. Se debe tener en consideración que las zonas que cumplan en todo el horizonte temporal con la norma de calidad evaluada, no requieren de la implementación de ninguna medida, y por lo tanto no tienen costos asociados (ni tampoco beneficios).

6.5.6 Estimación de Beneficios

De acuerdo a la guía metodológica (MMA, 2013, sec. 11) la estimación de beneficios considera los siguientes pasos:

1. Identificación de Impactos
2. Cuantificación de Impactos
3. Valorización

6.5.6.1 Identificación de Impactos

En este informe se presentan solamente beneficios relativos a mejoras en salud. La Tabla 6-7 presenta los efectos en salud considerados para la evaluación de una norma de calidad. Estos se definen en base a disponibilidad de CRF confiables y validadas internacionalmente (ver Sección 6.5.6.2).

Tabla 6-7 Efectos en Salud considerados

Tipo Efecto	Efecto	Causa
Mortalidad prematura	Mortalidad Prematura	Todas
		Respiratoria
Acciones médicas	Admisiones Hospitalarias	Asma
		Cardiovascular
		Enfermedad respiratoria crónica
		Neumonía
		Respiratoria
	Visitas médicas	Bronquitis aguda
Restricción actividad	Visitas sala emergencia	Asma
	Días de actividad restringida	Todas
	Días de actividad restringida menor	Todas
	Días laborales perdidos	Todas
	Días de colegios perdidos	Todas

Fuente: Elaboración propia

6.5.6.2 Cuantificación de Impactos

Para la cuantificación de impactos se deben utilizar las CRF en conjunto a los cambios de concentración producto de la norma de calidad, población afectada y tasas de incidencia base.

Se recomienda realizar la comparación al mayor nivel de detalle posible, según datos de concentración ambiental, población y tasas de incidencia disponibles; según el alcance geográfico de la norma y según recursos disponibles. Por ejemplo, si la norma se evalúa a nivel nacional, el análisis debiera realizarse al menos a nivel de región. En caso de contar con recursos suficientes el análisis podría realizarse a nivel de comuna.

Es importante también dividir la población por grupo etario, ya que las tasas de incidencia dependen de la edad.

Es importante destacar que los beneficios se calculan a partir del cambio en la concentración estimado en el tiempo para cada zona. El cambio de concentración se calcula a partir de las medidas seleccionadas para cada localidad (ver Sección 6.5.4 y Sección 6.5.5) y la línea base de emisiones y concentración (ver Sección 6.5.2 y Sección 6.5.3). La reducción total de emisiones por localidad, obtenida a partir de las medidas seleccionadas, debe utilizarse con el modelo atmosférico para obtener el cambio en la concentración ambiental en cada zona.

Se debe tener en consideración las comunas con nivel de concentración por debajo de la norma en todo el horizonte de evaluación, las cuales no tienen costos ni beneficios asociados.

Una vez determinado el cambio en la concentración para cada zona, la cuantificación de impactos se realiza de acuerdo a la siguiente ecuación:

Ecuación 24 Cuantificación de Impactos

$$\sum_{c=1}^C \Delta Efectos_{c,e} = \sum_{c=1}^C (e^{CRF_e * \Delta C_c} - 1) * Pob_c * Tasa Incidencia_{c,e}$$

Donde:

$\Delta Efectos_{c,e}$: Cambio en el total de efectos “e” en la localidad “c”
 CRF_e : Función de concentración respuesta del efecto “e”
 ΔC_c : Cambio en la concentración del contaminante de interés en la localidad “c”
 Pob_c : Población total afectada en la localidad “c”
 $Tasa Incidencia_{c,e}$: Tasa de incidencia base del efecto “e” en la localidad “c”

La población a nivel de comunal encuentra disponible en el INE, junto a proyecciones oficiales. Para estimar la tasa de incidencia base se deben consultar las bases de datos históricas del DEIS¹⁶⁶

Los CRF a utilizar se presentan a continuación. Estos fueron seleccionados de acuerdo al análisis realizado en la Sección 4 y corresponden a los utilizados en la guía metodológica (MMA, 2013, sec. 11) e internacionalmente en otras evaluaciones.

La Tabla 6-8 y Tabla 6-9 presenta CRF para efectos en salud asociados a exposiciones de MP2.5 y ozono, respectivamente. Se destaca la actualización de los CRF de mortalidad para ambos contaminantes. En caso de que se cuantifiquen casos de mortalidad por exposición a MP2.5 y ozono, se debe evitar el doble de casos de mortalidad al reportar los resultados.

Dada la relevancia de los casos de mortalidad por MP2.5 en el contexto de una evaluación de calidad del aire nacional, se presentan dos CRF para la mortalidad asociada a MP2.5. Ambas CRF, Lepeule et al. (2012) y Krewski et al. (2009), corresponden a las utilizadas por la EPA en sus evaluaciones más recientes. Se recomienda realizar escenarios de evaluación con ambas CRF, considerando que la CRF de Krewski et al. (2009) implica un enfoque de evaluación más conservador¹⁶⁷.

Dado que la EPA descarto seguir utilizando un CRF para bronquitis crónica, por falta de evidencia reciente que confirme la relación entre exposición a MP y casos de bronquitis, se decidió remover este efecto de morbilidad en las evaluaciones.

No se incluyen CRF para NO₂ por su poca confiabilidad a nivel internacional, ya que pocos estudios cuantifican sus efectos.

¹⁶⁶ Disponible en: <http://www.deis.cl/>

¹⁶⁷ El estudio de Krewski et al. (2009) corresponde a la actualización del estudio de Pope et al. (2002), de donde proviene el CRF utilizado actualmente.

Tabla 6-8 CRF a utilizar para estimar efectos en salud por exposición a MP2.5

Tipo Efecto	Efecto	Causa	Grupo Etario	Métrica	Beta	Sigma Beta	RR por 10 ug/m ³	I.C. 95%	Fuente
Mortalidad prematura	Mortalidad Prematura	Todas	25+	Media 24h	0.0131	0.00335	1.140	[1.070; 1.220]	(Lepeule et al., 2012)
			30+	Media 24h	0.0058	0.00096	1.060	[1.024; 1.097]	(Krewski et al., 2009)
			0-1	Media 24h	0.0039	0.00122	1.040	[1.020; 1.070]	(Woodruff et al., 1997)
Acciones médicas	Admisiones Hospitalarias	Asma	0-64	Media 24h	0.0033	0.00104	1.034	[1.013; 1.055]	(Sheppard, 2003)
		Cardiovascular	18-64	Media 24h	0.0014	0.00034	1.014	[1.007; 1.021]	(Moolgavkar, 2000)
			65+	Media 24h	0.0016	0.00034	1.016	[1.009; 1.023]	(Moolgavkar, 2003)
		Enfermedad respiratoria crónica	18-64	Media 24h	0.0022	0.00073	1.022	[1.008; 1.037]	(Moolgavkar, 2000)
			65+	Media 24h	0.0012	0.00206	1.012	[0.972; 1.054]	(K Ito, 2003)
		Neumonía	65+	Media 24h	0.0040	0.00166	1.041	[1.007; 1.075]	(K Ito, 2003)
	Visitas médicas	Bronquitis aguda	8-12	Media 24h	0.0272	0.01710	1.313	[0.939; 1.835]	(Dockery et al., 1996)
	Visitas sala emergencia	Asma	0-17	Media 24h	0.0165	0.00414	1.180	[1.088; 1.279]	(Norris et al., 1999)
Restricción actividad	Días de actividad restringida	Todas	18-64	Media 24h	0.0048	0.00029	1.049	[1.043; 1.055]	(B D Ostro, 1987)
	Días de actividad restringida menor	Todas	18-64	Media 24h	0.0074	0.00070	1.077	[1.062; 1.092]	(Bart D. Ostro & Rothschild, 1989)
	Días laborales perdidos	Todas	18-64	Media 24h	0.0046	0.00036	1.047	[1.040; 1.054]	(B D Ostro, 1987)

Nota: En **negrita** se destacan los nuevos CRF respecto a la guía metodológica (MMA, 2013, sec. 11)

El Intervalo de confianza al 95% se calculó utilizando la desviación estándar del beta, y asumiendo una distribución normal

Fuente: Elaboración propia

Tabla 6-9 CRF a utilizar para estimar efectos en salud por exposición a Ozono (O₃)

Tipo Efecto	Efecto	Causa	Grupo Etario	Métrica	Beta	Sigma Beta	RR por 10 ug/m ³	I.C. 95%	Fuente
Mortalidad prematura	Mortalidad Prematura	Respiratoria	30+	Máxima 8h	0.0045	0.00151	1.046	[1.015; 1.077]	(Jerrett et al., 2009)
		Todas	0-99	Máxima 8h	0.0008	0.00021	1.008	[1.004; 1.012]	(Bell et al., 2005)
Acciones médicas	Admisiones Hospitalarias	Respiratoria	65+	Máxima 8h	0.0034	0.00135	1.034	[1.007; 1.062]	(J Schwartz, 1995)
	Visitas sala emergencia	Asma	0-99	Máxima 8h	0.0009	0.00053	1.009	[0.998; 1.019]	(Peel et al., 2005)
Restricción actividad	Días de actividad restringida menor	Todas	18-64	Máxima 8h	0.0026	0.00078	1.026	[1.011; 1.042]	(Ostro and Rothschild, 1989)
	Días de colegio perdidos	Todas	5-17	Máxima 8h	0.0078	0.00444	1.081	[0.991; 1.180]	(Gilliland et al., 2001)

Nota: En **negrita** se destacan los nuevos CRF respecto a la guía metodológica (MMA, 2013, sec. 11)

El Intervalo de confianza al 95% se calculó utilizando la desviación estándar del beta, y asumiendo una distribución normal

Fuente: Elaboración propia

Adicional al total de casos evitados, existen otras métricas que se pueden presentar como resultado, como los DALY, el cambio en la esperanza de vida y los años de vida ganados por caso de mortalidad.

Para el cálculo de los DALY, se debe utilizar la metodología propuesta en la Sección 5.3.

Para calcular el cambio en la esperanza de vida se debe utilizar la metodología de cálculo de esperanza de vida (ver Sección 5.2), y modificar las tasas de mortalidad a causa de enfermedades¹⁶⁸ de acuerdo al cambio de concentración de cada zona y el CRF asociado a mortalidad.

El indicador de años de vida ganados por caso de mortalidad evitado sirve para otorgar comparabilidad con otros estudios internacionales que lo presentan, como la evaluación de la norma de calidad de MP2.5 de EEUU (US-EPA, 2012a). Este indicador se calcula como la división simple entre el total de años de vida perdidos (YLL) evitados y el total de casos de mortalidad evitados.

6.5.6.3 Valorización

La metodología para la valorización de beneficios es similar a la presentada en la guía metodológica (MMA, 2013, sec. 11). Se valorizan los siguientes tipos de efectos a la salud:

- Casos de mortalidad
- Acciones medicas
- Restricción de actividad

La valorización consiste en multiplicar la cantidad de casos evitados por un valor unitario por caso. Los valores unitarios por caso ya han sido estimados en otros estudios y presentados en la guía metodológica (MMA, 2013, sec. 11). La Tabla 6-10 presenta los valores recomendados a utilizar para una norma de calidad.

¹⁶⁸ Esta consideración es importante. Las tasas de mortalidad que se modifica a causas del cambio en concentración no debe incluir muertes no relacionadas a enfermedades, como accidentes o suicidios.

Tabla 6-10 Valores unitarios por caso de efecto evitado [UF/caso]

Efecto	Causa	Grupo Etario	Valor por caso [UF]
Mortalidad Prematura	Todas	Todos	16,283
Admisiones Hospitalarias	Asma	0-17	28
		18-64	30
	Cardiovascular	18+	49
	Enfermedad respiratoria crónica	18+	62
	Neumonía	65+	43
Visitas sala emergencia	Asma	0-17	1.4
Días de actividad restringida	Todas	18-64	0.3
Días laborales perdidos	Todas	18-64	0.9

Fuente: Elaboración propia en base a guía metodológica (MMA, 2013, sec. 11) y AGIES realizados recientemente (MMA, 2017a; MMA, 2017b)

El valor para los casos de mortalidad corresponde al valor de la vida estadística estimado para Chile. Destaca que no todos los efectos cuantificados (ver Tabla 6-8) son valorizados. Por ejemplo, no se valorizan los días de actividad restringida menor, para evitar doble conteo con días de actividad restringida.

Una actualización importante respecto a la guía metodológica, es la consideración del retraso de muertes (*lag*) a causas de la exposición a concentraciones de MP2.5. Este retraso considera que el 30% de ellas ocurren en el primer año, un 50% adicional distribuido entre los años 2-5 y el 20% restante distribuido hasta 20 años después (US-EPA-SAB, 2004). Esta consideración es relevante para la valorización de beneficios debido a la tasa de descuento. En particular, si se considera una tasa de descuento de 6%, los beneficios de mortalidad por menor exposición a MP2.5 equivalen al 83.6% de los beneficios sin considerar el retraso (*lag*).

Si bien se realiza el cálculo de la métrica de DALYs, no se recomienda su valorización mediante los VSLY. Esto porque la metodología internacional aún es muy pobre y no se ha llegado a un consenso claro ni existe evidencia concreta para respaldar el cálculo correcto del VSLY. Podría incorporarse en futuras evaluaciones de la metodología, cuando se llegue a un consenso más claro y con respaldos concretos de la literatura internacional.

6.5.7 Análisis Económico

El análisis económico corresponde a la comparación adecuada entre los flujos de costos y beneficios. Este análisis se explica con mayor detalle en la guía metodológica (MMA, 2013, sec. 12).

Para esto es necesario la definición del año de referencia de comparación y la tasa de descuento a utilizar. Como se mencionó en la Sección 6.4.1, se debe utilizar la tasa de descuento social de 6%, pudiéndose realizar análisis de sensibilidad con tasas de 3% y 10%. El año de referencia queda definido como el primer año de implementación de todas las medidas consideradas en la norma de calidad (ver Sección 6.4.2).

Una vez obtenido los costos anualizados y los beneficios para el año de referencia, ambos valores descontados adecuadamente, se puede obtener el beneficio neto como la diferencia entre ambos.

Otro indicador económico a presentar corresponde a la razón beneficio costo, definida como el cociente entre ambos. Este indicador representa en que razón los beneficios superan a los costos, siendo un valor mayor a 1 socialmente rentable y deseable, aunque no es un requisito para que se apruebe la normativa.

6.5.7.1 Criterio de Excedencia

Para una norma de calidad del aire debe fijarse una métrica de medición y criterios de excedencia. Para el caso del material particulado, típicamente se ha usado la métrica de promedio anual con una excedencia del percentil 99 de los promedios diarios, lo que equivale a no exceder más de 3 veces al año (ver Tabla 6-11).

Tabla 6-11 Métricas y criterios de excedencia de normas de calidad en otros países

País	PM10		PM2.5	
	Anual	Diaria	Anual	Diaria
EE.UU.		P99	Promedio Anual	P98
Ecuador	Promedio Anual	No exceder más de 2 veces en un año	Promedio Anual	
México	Promedio Anual	P98	Promedio Anual	P98
Perú	Promedio Anual	No exceder más de 3 veces en un año		Promedio Anual
OMS	Promedio Anual	p99 ¹	Promedio Anual	p99 ³
Unión Europea	Promedio Anual	p90 ²	Promedio Móvil Trianual	

1 y 3: No exceder más de 3 veces al año

2: No exceder más de 35 veces al año

Fuente: (DICTUC, 2009)

La norma de calidad puede establecer límites para la concentración anual y límites para la concentración diaria¹⁶⁹. Las condiciones de superación de una norma de calidad se dan con cualquiera de los siguientes motivos:

- Un promedio trianual superior al establecido en la norma
- Si determinado percentil, típicamente 99 o 98, supera el valor establecido para la norma diaria. Esto permite ciertos días donde la norma diaria puede superarse, dependiendo del percentil determinado.

Dado que los CRF se utilizan bajo la métrica de promedio anual de 24 horas, los beneficios debieran ser evaluados en base al promedio anual, y no con los promedios diarios.

¹⁶⁹ Esto depende de cómo se defina cada norma de calidad. También pueden existir límites para la concentración horaria, estableciendo criterios de excedencia en cantidad de horas al año.

La evaluación de costos y beneficios de una norma debiera realizarse bajo la métrica con la que los CRF estiman los impactos en salud¹⁷⁰, el cual típicamente no corresponde excedencias de promedios diarios. El criterio de excedencia para la norma diaria solo afecta los costos y beneficios de una norma de calidad si es que se requieren de medidas adicionales para cumplir con estos criterios.

Para evaluar el efecto de los criterios de excedencia en la evaluación de una norma de calidad, se debe establecer una relación entre el promedio anual y determinado percentil de las concentraciones promedio diarias, la cual puede definirse como:

Ecuación 25 Definición de la razón percentil/promedio anual

$$\alpha_{i,j} = \frac{Px_{i,j}}{\mu_{i,j}}$$

Donde:

- $\alpha_{i,j}$: Razón entre el percentil y la concentración anual de determinada localidad “i” en el año “j”
- $Px_{i,j}$: Percentil x (ej: 98) de las concentraciones diarias de determinada localidad “i” en el año “j”
- $\mu_{i,j}$: Concentración promedio anual de determinada localidad “i” en el año “j”

La razón percentil/promedio anual depende de características de emisiones, geográficas y de estacionalidad de cada zona, por lo que debe calcularse para cada localidad de interés, a partir de datos de monitoreo oficiales.

La relación entre el percentil y el promedio anual permite modelar el cambio en uno a partir de cambios en el otro, según el tipo de medidas de reducción de emisiones. En particular, existen dos clasificaciones de medidas con distintos efectos:

- **Medidas con reducción de la concentración uniformes en el año:** Estas medidas reducen la concentración de manera general en todo el año, por lo que la relación entre la reducción del percentil y el promedio anual se puede aproximar como lineal:

Ecuación 26 Relación lineal entre el percentil y el promedio anual, para medidas uniformes

$$Px_{ij} = \alpha_{i,j} * \mu_{i,j}$$

- **Medidas de restricción de los episodios críticos en días específicos del año:** Estas medidas, como las restricciones, buscan reducir los días de superación de la norma diaria, para establecer el cumplimiento de la excedencia de la norma diaria. Así, solamente los

¹⁷⁰ Por ejemplo, para el MP2.5 la métrica corresponde al promedio anual, por lo que debiera utilizarse este valor en la evaluación de beneficios y costos de una norma.

días con excedencia de la norma diaria reducen su concentración, lo que igual afecta al promedio anual:

Ecuación 27 Efecto en la concentración diaria de medidas para episodios críticos

$$C_d = \begin{cases} C_d & \text{si } C_d < \text{Limite Norma Diaria Px} \\ \text{Limite Norma Diaria Px} & \text{si } C_d \geq \text{Limite Norma Diaria Px} \end{cases}$$

Para evaluar una norma de calidad del aire, de acuerdo a lo planteado en la Sección 6.5.3 y Sección 6.5.4, se deben estimar reducciones de emisiones y medidas necesarias para alcanzar la norma de calidad medida como **promedio anual**. Posteriormente, se debe analizar el efecto de las medidas en la reducción del percentil (ej: 98); según si son medidas generales o de episodios críticos. De este análisis surgen dos posibilidades:

- **El percentil cumple con los criterios de excedencia para la norma diaria establecida**, por ende no existe ningún efecto del criterio de excedencia en la evaluación de los costos y beneficios.
- **El percentil no cumple con los criterios de excedencia para la norma diaria establecida**, por lo que deben incorporarse medidas adicionales para lograr su cumplimiento. Las medidas adicionales implementadas tienen un efecto en la reducción de la concentración anual, ya sean medidas generales o de episodios críticos, el cual debe modelarse para obtener la concentración anual. Esto tiene efectos en los costos (medidas adicionales, Sección 6.5.5) y en los beneficios (mayor reducción de la concentración anual, Sección 6.5.6).

6.5.8 Resumen cambios comparativos con Guía Metodológica AGIES 2013

Esta sección tiene por objetivo resumir los principales cambios y actualizaciones con respecto a la guía metodológica para la elaboración de AGIES a instrumentos de gestión de la calidad del aire (MMA, 2013). Su formato es para su inclusión como capítulo adicional a la guía metodológica de AGIES (MMA, 2013).

6.5.8.1 Consideración del retraso (*lag*) en la evaluación de los casos de mortalidad por exposición a MP2.5

Una actualización importante respecto a la guía metodológica, es la consideración del retraso de muertes (*lag*)¹⁷¹ a causas de la exposición a concentraciones de MP2.5. Este retraso considera que el 30% de ellas ocurren en el primer año, un 50% adicional distribuido entre los años 2-5 y el 20% restante distribuido hasta 20 años después (US-EPA-SAB, 2004). Esta consideración es relevante para la valorización de beneficios debido a la tasa de descuento.

¹⁷¹ Esta consideración aplica a la mortalidad por todas las causas asociadas a enfermedades

Esta consideración no afecta la cuantificación de casos mortalidad, solamente su valorización.

6.5.8.2 Nuevas funciones de concentración-respuesta (CRF)

Las CRF a utilizar en las evaluaciones se presentan en la Tabla 6-8 y Tabla 6-9, para MP2.5 y ozono respectivamente. Las CRF a actualizar corresponden a las utilizadas para mortalidad prematura por exposición a MP2.5. Para esto se recomienda utilizar las mismas CRF que la EPA utiliza, y realizar escenarios de evaluación con ambas:

- CRF del estudio de Lepeule et al. (2012) para mayores a 25 años, la cual indica un aumento en el riesgo relativo del 14% por 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de aumento en la concentración
- CRF del estudio de Krewski et al. (2009) para mayores de 30 años, la cual indica un aumento en el riesgo relativo del 6% por 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de aumento en la concentración

En particular, utilizar el estudio de Krewski et al. (2009) implica un enfoque de evaluación más conservador, sin embargo, se recomienda realizar la evaluación con ambas CRF.

Para la mortalidad infantil (0-1 años) se recomienda utilizar la CRF del estudio de Woodruff et al. (1997), el cual indica un aumento en el riesgo relativo del 4% por 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de aumento en la concentración.

Se propone remover el CRF que relaciona una mayor incidencia de casos de bronquitis crónica con exposición a concentraciones de material particulado, debido a falta de evidencia reciente que confirme la relación, de acuerdo a la EPA.

6.5.8.3 Año de referencia como horizonte de evaluación

Se recomienda comparar los costos y beneficios para un solo año determinado, adicional a la comparación de flujos mediante el valor presente. El enfoque de año de referencia es más directo y no contiene tantos supuestos de modelación.

El método consiste en comparar los costos anualizados con los beneficios descontados del primer año donde todas las medidas se encuentren completamente implementadas. El costo anualizado se obtiene a partir de la vida útil de cada medida, su costo total y la tasa de descuento. Asimismo, se debe considerar la temporalidad en los beneficios producto de una menor exposición en el año de referencia y descontarlos adecuadamente.

6.5.8.4 Inclusión de métricas adicionales

Se recomienda la inclusión del cálculo de los DALYs en las futuras evaluaciones de impacto.

Los DALY corresponden a los años de vida perdidos ajustados por discapacidad, y se calculan a partir del total de años de vida perdidos (YLL) y los años de vida vividos con discapacidad (YLD) (ver Ecuación 28).

Ecuación 28 Cálculo de DALY para cada causa (c), edad (e), sexo (s) y año (t)

$$DALY_{c,e,s,t} = YLL_{c,e,s,t} + YLD_{c,e,s,t}$$

Fuente: (WHO, 2017)

Los años de vida perdidos se pueden estimar a partir de los casos de mortalidad cuantificados y la esperanza de vida, ambas variables por grupo etario (ver Ecuación 29). La metodología para estimar la esperanza de vida es a partir de las tasas de mortalidad observadas en la población según grupo etario. La Sección 5.2 presenta una metodología para cálculo de esperanza de vida en Chile a nivel nacional, regional o comunal.

Ecuación 29 Cálculo de YLL para cada causa (c), edad (e), sexo (s) y año (t)

$$YLL_{c,e,s,t} = \text{Número de Muertes}_{c,e,s,t} * \text{Años restantes de vida}_{e,s}$$

Fuente: (WHO, 2017)

Los YLD se calculan a partir del total de casos de morbilidad, multiplicados por la duración de cada enfermedad y un peso de discapacidad (ver Ecuación 30). La Tabla 6-12 presenta los valores de pesos y duración utilizar, según efecto de morbilidad. Adicionalmente en la tabla se presentan las tasas de DALY, las cuales representan cuantos DALY equivalen 10,000 casos de enfermedad.

Ecuación 30 Cálculo de YLD para cada causa (c), edad (e), sexo (s) y año (t)

$$YLD_{c,e,s,t} = \text{Número de casos}_{c,e,s,t} * \text{Peso Discapacidad}_{c,e,s} * \text{Duración discapacidad}_{c,e,s,t}$$

Fuente: (WHO, 2017)

Tabla 6-12 Valores de Pesos y Duración o Tasas recomendadas a utilizar para el cálculo de los YLD

Efectos de Morbilidad	Peso	Duración	Tasa calculada [DALY/10,000 casos]	Fuente Peso y Duración	Tasa [DALY/10,000 casos]	Fuente Tasa
Acciones Medicas - Admisiones Hospitalarias-Asma	-	-	-	-	4	(Lvovsky, Hughes, et al., 2000)
Acciones Medicas - Admisiones Hospitalarias-Cardiovasculares	-	-	-	-	264	(Lvovsky, Hughes, et al., 2000)
Acciones Medicas - Admisiones Hospitalarias-Enfermedad respiratoria crónica	0.4	0.0384	153	(The World Bank, 2012)	160	(The World Bank, 2012)
Acciones Medicas - Admisiones Hospitalarias-Neumonía	0.4	0.0384	153	(The World Bank, 2012)	160	(The World Bank, 2012)
Acciones Medicas - Visitas Sala Urgencia-Bronquitis Aguda	0.3	0.0137	41	(The World Bank, 2012)	45	(The World Bank, 2012)
Restricción de Actividad-Días con Actividad Restringida	0.1	2.74E-03	2.74	(Larsen, 2004a)	-	-
Restricción de Actividad-Días con Actividad Restringida Menor	0.1	2.74E-03	2.74	(Lvovsky, Hughes, et al., 2000)	-	-
Restricción de Actividad-Días Laborales Perdidos	0.1	2.74E-03	2.74	(Lvovsky, Hughes, et al., 2000)	-	-

Nota: Una forma de leer la columna de tasa de esta tabla es que cada 10 mil admisiones hospitalarias por asma se pierde el equivalente a 4 años de vida.

Nota 2: La tasa calculada surge del cálculo realizado a partir del peso y la duración (Tasa calculada [DALY/10,000 casos] = $\text{Peso} \times \text{Duración} \times 10,000$). Por su parte, la columna "Tasa [DALY/10,000 casos]" considera las tasas utilizadas directamente por el Banco Mundial. Se destaca que para el caso de bronquitis crónica el Banco Mundial considera un ajuste por edad, considerando que algunas edades valen más que otras. En la tasa calculada este supuesto no se realiza.

Fuente: Elaboración propia en base a las fuentes bibliográficas citadas

También se recomienda la inclusión de otros indicadores en los resultados de la evaluación, como el cambio en la esperanza de vida y el promedio de años ganados por caso de mortalidad.

Para calcular el cambio en la esperanza de vida se debe utilizar la metodología de cálculo de esperanza de vida (ver Sección 5.2), y modificar las tasas de mortalidad a causa de enfermedades¹⁷² de acuerdo al cambio de concentración de cada zona y el CRF asociado a mortalidad.

El indicador de años de vida ganados por caso de mortalidad evitado sirve para otorgar comparabilidad con otros estudios internacionales que lo presentan, como la evaluación de la norma de calidad de MP2.5 de EEUU (US-EPA, 2012a). Este indicador se calcula como la división simple entre el total de años de vida perdidos (YLL) evitados y el total de casos de mortalidad evitados.

6.6 Evaluación de beneficios en zonas de baja población

El método de evaluación de beneficios en zonas de baja población es similar al método aplicado para las otras zonas, el cual corresponde a evaluar la reducción de la concentración producto de la normativa, cuantificar los impactos en salud evitados por esta reducción y valorizar estos impactos evitados.

Los problemas identificados en la evaluación en zonas de baja población son:

- Falta de información disponible
 - Se desconoce la línea base de concentración por falta de monitoreo
- Posibilidad de que los beneficios no superen los costos

Si bien es poco común que exista monitoreo de calidad del aire en zonas de baja población, se debe revisar igualmente los datos del SINCA¹⁷³. En caso de no existir monitoreo, existen estudios que mediante satélites realizan aproximaciones de la concentración ambiental en zonas remotas, como por el ejemplo el estudio de Van Donkelaar et al (2016). En este estudio se estimaron concentraciones superficiales de MP2.5 a nivel global realizando regresiones georreferenciadas en base a información satelital del espesor óptico de aerosoles (AOD en inglés), monitoreo superficial de MP2.5 y la aplicación de un modelo global de circulación atmosférica (GEOS-Chem). Los resultados fueron ajustados y validados con información real de concentraciones medidas en monitores, en caso de existir en la zona. Los resultados de concentraciones ambientales anuales

¹⁷² Esta consideración es importante. Las tasas de mortalidad que se modifica a causas del cambio en concentración no debe incluir muertes no relacionadas a enfermedades, como accidentes o suicidios.

¹⁷³ Disponibles en: <http://sinca.mma.gob.cl/>

de MP2.5 georreferenciadas se publicaron de manera abierta al público para su consulta y uso¹⁷⁴, con una resolución de hasta 0.01°x 0.01°¹⁷⁵.

Con respecto al segundo problema, el método costo beneficio en el proceso de toma de decisiones tiene como propósito poder comparar distintas alternativas, distinguir donde aplicar la norma y concentrar los recursos existentes priorizando su implementación según el mínimo costo marginal en función del beneficio neto. (Katz & González, 2010). Esta priorización puede incentivar a que zonas de baja población se encuentren en condiciones de desventaja y se vean poco beneficiadas, ya que el beneficio total será la suma de los beneficios individuales, ya que el cálculo del beneficio está en función del número de personas que habiten la zona.

Por otra parte, la ley establece que las normas primarias de calidad ambiental son de aplicación general en todo el país, independiente de las características de la localidad. Así, aplicación e implementación de una norma de calidad primaria debe evaluarse para todo el país, y presentar los resultados agregados.

En la siguiente sección se discutirá la implicancia de la aplicación de normas de calidad del aire en zonas de baja población, proponiendo un criterio mínimo de salud como principal respaldo en la evaluación. Esto ante la eventual ocurrencia de que los beneficios totales no justifiquen los costos invertidos en instrumentos de gestión de la calidad del aire. También se presenta una sección de recomendación de métricas de salud unitarias, que permitan comparar beneficios entre zonas independientes de la cantidad de población afectada.

Posteriormente, se examinaron zonas que presenten niveles de contaminación significativos, sean consideradas de baja población y no tengan estaciones de monitoreo, con el objeto de proponer futuras zonas para iniciar monitoreo de calidad del aire.

6.6.1 Criterio de mínimo estándar de salud

La OMS orienta cada vez más a una mayor aceptación de la vital importancia de las inversiones efectivas en salud pública para el desarrollo humano y el crecimiento económico. De tal manera, se apunta a elevar la conciencia política en el más alto nivel, fomentar el compromiso de aumentar la inversión en salud y abordar las limitaciones sistemáticas e institucionales (World Health Organization [WHO], 2003), a fin de robustecer la prevención y control de enfermedades.

Adicionalmente, la OMS define que la salud ambiental está relacionada con todos los factores físicos, químicos y biológicos externos de una persona. Es decir, que engloba factores ambientales que podrían incidir en la salud y se basa en la prevención de enfermedades y en la creación de ambientes propicios para la salud. (OMS, n.d.). Claramente, no diferencia entre la densidad poblacional entre localidades.

¹⁷⁴ Esta información está disponible para su descarga en: http://fizz.phys.dal.ca/~atmos/martin/?page_id=140

¹⁷⁵ Esto equivale a una resolución aproximada de 1km x 1km.

En vista de la relación directa entre los niveles de concentración de contaminantes en el aire y el daño en la salud humana, las medidas regulatorias surgen como pilar fundamental para contrarrestar externalidades asociadas a la contaminación del aire y proteger a las personas.

En Chile, la ley N° 19.300 Sobre Bases Generales del Medio Ambiente señala en el artículo 1° (MMA, 2011):

“El derecho a vivir en un medio ambiente libre de contaminación, la protección del medio ambiente, la preservación de la naturaleza y la conservación del patrimonio ambiental se regularán por medio de esta ley, sin perjuicio de lo que las otras normas legales establezcan sobre la materia”.

Se define Medio Ambiente Libre de Contaminación como aquél en el que los contaminantes se encuentran en concentraciones y períodos inferiores a aquellos susceptibles de constituir un riesgo a la salud de las personas, a la calidad de vida de la población, a la preservación de la naturaleza o a la conservación del patrimonio ambiental (MMA, 2011). Esta ley fue impulsada debido a las consecuencias de la contaminación en la salud y a la necesidad de una responsabilidad ambiental empresarial. (OCDE, 2005, p. 16)

En el contexto social, dado que es un derecho para cada persona individual vivir en un ambiente libre de contaminación, es razonable esperar que independiente del nivel de densidad poblacional en una localidad, se debe cumplir la norma primaria de Calidad Ambiental. A saber, la EPA respalda que al establecer los estándares de una norma de calidad del aire, esta se debe implementar independiente de sus costos, o en otras palabras, su justificación se basa sólo en consideraciones de salud (US-EPA, 2012a, p. 48).

Desde el punto de vista económico, no es que los costos deban ignorarse o no sean importantes, de hecho, los costos son esenciales para tomar decisiones eficientes y óptimas. Sin embargo, siguiendo el objetivo del MMA de velar por la salud pública y la interpretación de la EPA con respecto a los estándares de calidad, la finalidad principal de la norma es resguardar la salud pública responsabilizándose de los efectos adversos de la contaminación como prioridad máxima, a pesar del costo que esto implique.

Por lo tanto, de esta forma se propone que sea incorporado dentro de los criterios que constituyen la norma primaria de calidad un mínimo estándar de salud para pequeños poblados y grandes ciudades, en respuesta de una falencia en la metodología en cuanto a zonas de baja densidad de población ya que se ven en desventaja. En definitiva, se busca beneficiar a todas las personas y satisfacer el derecho de vivir en un ambiente libre de contaminación conforme al criterio de igualdad ante la ley frente a los riesgos de salud asociados, independiente a la zona y priorizando la salud antes que los costos.

6.6.2 Métricas de salud unitarias

Se propone la utilización de métricas de salud unitarias con respecto a la población. Estas métricas permiten la comparación entre distintas zonas del país, independiente de su población. Se recomienda la inclusión de las siguientes métricas:

- Cambio en la esperanza de vida por grupo etario
- DALY, o casos de mortalidad evitados, cada 1,000 habitantes

Las métricas presentadas permiten cuantificar los beneficios de una norma de calidad en zonas de baja población, y comparar estos beneficios con los obtenidos en otras zonas. Esto para dar mayor respaldo a la implementación de la normativa en zonas de baja población.

6.6.3 Monitoreo en zonas de baja población

Se realizó una actividad para identificar posibles localidades para instalar sensores de monitoreo a futuro. El monitoreo en zonas es importante ya que entrega antecedentes importantes para la evaluación de instrumentos de gestión de la calidad del aire.

La selección de localidades se basó en los siguientes criterios:

- No contar con una estación de monitoreo oficial
- Concentración estimada de MP2.5 significativa
- Población afectada en la localidad

Para el análisis se cruzaron capas de información georreferenciada de concentración anual de MP2.5 y estaciones de monitoreo. Las estaciones de monitoreo en Chile, en conjunto a sus coordenadas geográficas se obtuvieron desde el SINCA¹⁷⁶. Las estimaciones de las concentraciones anuales de MP2.5 se obtuvieron desde el estudio de Van Donkelaar (2016)¹⁷⁷. Si bien estas estimaciones son inciertas, estas fueron calibradas con datos de monitoreo local y representan una buena aproximación para zonas sin monitoreo.

Una vez realizado el cruce, se identificaron visualmente zonas geográficas con concentración anual en 2016 alta y sin estación de monitoreo de MP2.5. Las comunas identificadas con alta concentración ambiental, de acuerdo al estudio de Van Donkelaar (2016), y sin estación de monitoreo se presentan en la Tabla 6-13. En total se identificaron 25 comunas.

En la Tabla 6-13 se incluye también la estación de monitoreo más cercana y su distancia a la comuna, a modo de referencia y comparación. Se debe tener en cuenta que aproximar la concentración medida entre una comuna y el monitor más cercano no depende solamente de la

¹⁷⁶ Disponibles en: <http://sinca.mma.gob.cl/>

¹⁷⁷ Esta información está disponible para su descarga en: http://fizz.phys.dal.ca/~atmos/martin/?page_id=140

distancia, sino también de características geográficas¹⁷⁸ y meteorológicas. Debido a esto la concentración se estimó utilizando el estudio de Van Donkelaar (2016), y el monitor sirve como indicador de la medición más cercana.

Tabla 6-13 Comunas identificadas sin monitoreo de concentración ambiental de MP2.5 y con alta concentración de MP2.5 anual en 2016 estimada

Comuna	Monitor más cercano	Distancia aproximada [km]
Ancud	Mirasol	85
Angol	21 de mayo	50
Cauquenes	Linares	65
Colina *	Quilicura	15
Coltauco *	Rengo	25
Constitución	La Florida	70
Lebu	Balneario Curanilahue	30
Litueche	San Fernando	85
Melipilla *	Talagante	25
Mulchén	Los Ángeles Oriente	25
Nueva Imperial	Las Encinas Temuco	30
Ovalle	Coquimbo	70
Paine *	Talagante	25
Palmilla	San Fernando	35
Panguipulli	CESFAM Lago Ranco	75
Parral	Linares	40
Purranque	Osorno	35
San Antonio	Valparaíso	60
San Carlos	Puren	25
San Felipe	Quilpue	75
San José de Maipo *	Puente Alto	25
San Pedro de Atacama	Estación Centro	90
Santa Cruz	San Fernando	35
Vallenar	Huasco Sívica	45
Victoria	Museo Ferroviario	60

Nota: Se indica el monitor con medición de MP2.5 más cercano a la comuna, y la distancia aproximada. La estimación de concentración de MP2.5 se obtiene a partir de los datos de (Van Donkelaar et al., 2016)

* Comunas con calidad del aire saturada, de acuerdo a Res. 1380/2017 (MMA)

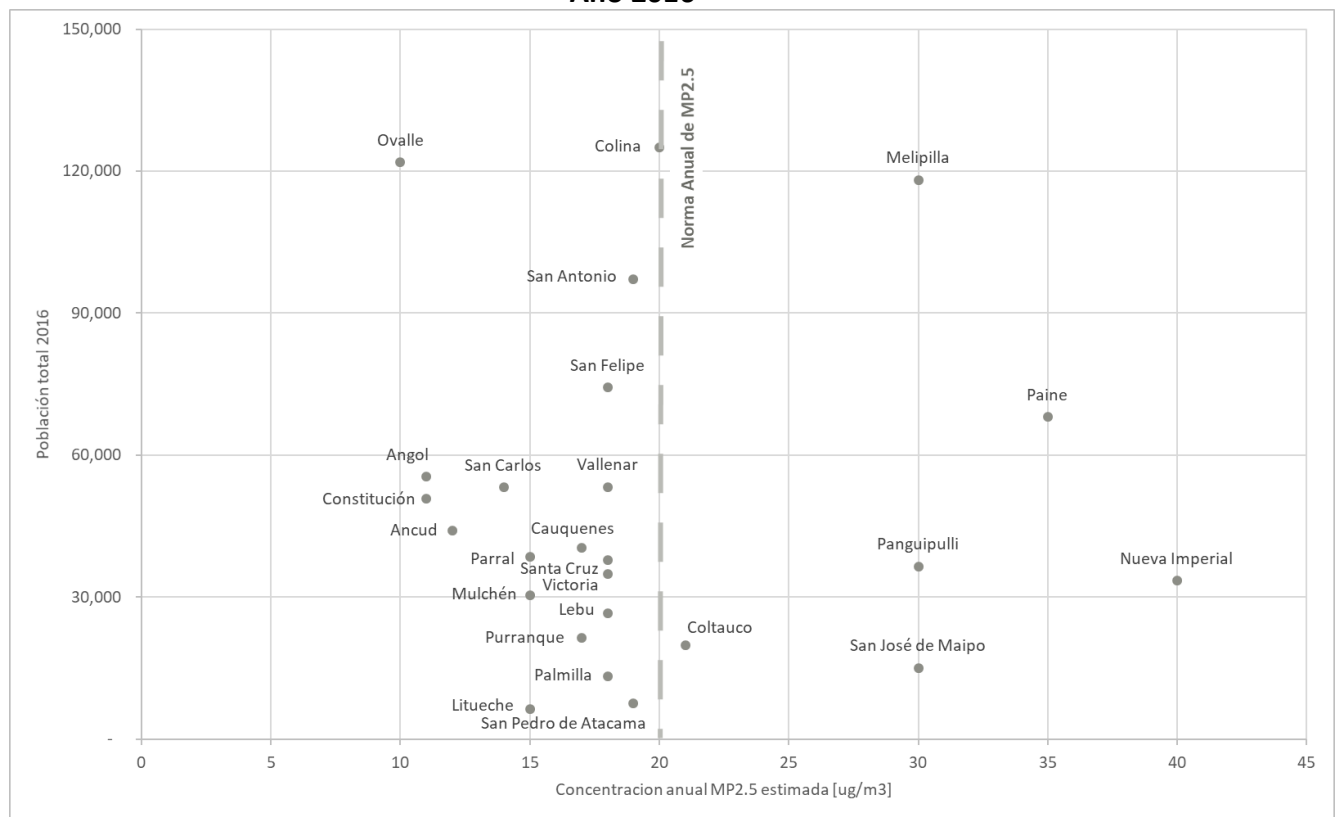
Fuente: Elaboración propia en base a Van Donkelaar et al. (2016)

La Figura 6-7 presenta la población y concentración anual de MP2.5 estimada (aproximada) para las comunas presentadas en la Tabla 6-13. Se observa que las comunas Coltauco, Melipilla, Panguipulli, San José de Maipo, Paine y Nueva Imperial tiene una concentración aproximada sobre la norma anual de MP2.5, establecida en 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ según lo establecido en la ley¹⁷⁹. En particular, la comuna de Melipilla tiene una concentración por sobre la norma y una población que supera los cien mil habitantes. Se recomienda analizar la situación en las comunas descritas, para proponer la instalación de monitoreo de MP2.5 a futuro.

¹⁷⁸ Como por ejemplo la presencia de una cordillera entre ambas zonas.

¹⁷⁹ Decreto disponible en: <https://www.leychile.cl/Navegar?idNorma=1025202>

**Figura 6-7 Población y Concentración de MP2.5 anual estimada para comunas identificadas.
Año 2016**



Nota: Las comunas identificadas se presentan en la Tabla 6-13.

Fuente: Elaboración propia a partir de datos del INE y de Van Donkelaar et al. (2016)

7. Bibliografía

- Abbey, D. E., Lebowitz, M. D., Mills, P. K., Petersen, F. F., Beeson, W. L., & Burchette, R. J. (1995). Long-Term Ambient Concentrations of Particulates and Oxidants and Development of Chronic Disease in a Cohort of Nonsmoking California Residents. *Inhalation Toxicology*, 7(1).
- Abtahi, M., Koolivand, A., Dobaradaran, S., Yaghmaeian, K., Mohseni-Bandpei, A., Khaloo, S. S., ... Saeedi, R. (2017). National and sub-national age-sex specific and cause-specific mortality and disability-adjusted life years (DALYs) attributable to household air pollution from solid cookfuel use (HAP) in Iran, 1990-2013. *Environmental Research*, 156(March), 87–96. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.03.026>
- Alberini, A., Cropper, M., Krupnick, A., & Simon, N. B. (2002). Does the Value of a Statistical Life Vary with Age and Health Status? Evidence from the United States and Canada, 202–328. Retrieved from <http://www.rff.org>
- Aldy, J. E., & Viscusi, W. K. (2008). Adjusting the Value of a Statistical Life for Age and Cohort Effects. *The Review of Economics and Statistics*, 90(August), 573–581. <https://doi.org/10.1162/rest.90.3.573>
- Arias, E., Heron, M., & Xu, J. (2017). United States life tables, 2013. *National Vital Statistics Reports*, 66(3), 1–64.
- Arnesen, T., & Nord, E. (1999). The value of DALY life: problems with ethics and validity of disability adjusted life years. *British Medical Journal*, 319(7222), 1423–1425. <https://doi.org/10.1136/bmj.319.7222.1423>
- Atkinson, R. W., Kang, S., Anderson, H. R., Mills, I. C., & Walton, H. A. (2014). Epidemiological time series studies of PM 2.5 and daily mortality and hospital admissions: a systematic review and meta-analysis. *Thorax*, 69(7), 660–665. <https://doi.org/10.1136/thoraxjnl-2013-204492>
- Bala, M. V., & Zarkin, G. A. (2000). Are QALYs an appropriate measure for valuing morbidity in acute diseases? *Health Economics*, 9(2), 177–180. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1050\(200003\)9:2<177::AID-HEC497>3.0.CO;2-2](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1050(200003)9:2<177::AID-HEC497>3.0.CO;2-2)
- Banco Central de Chile. (2017). Crecimiento Tendencial: Proyección de Mediano Plazo y Análisis de sus Determinantes.
- Bell, M. L., Dominici, F., & Samet, J. M. (2005). A Meta-Analysis of Time-Series Studies of Ozone and Mortality With Comparison to the National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study. *Epidemiology*, 16(4), 436–455. <https://doi.org/10.1086/498510>
- Bell, M. L., Mcdermott, A., Zeger, S. L., & Samet, J. M. (2004). Ozone and Short-term Mortality in 95 US Urban Communities, 1987-2000. *Forestry*, 292(19), 2372–2378.
- Burnett, R. T., Iii, C. A. P., Ezzati, M., Olives, C., Lim, S. S., & Mehta, S. (2014). An integrated risk function for estimating the global burden of disease attributable to ambient fine particulate matter exposure. *Environmental Health Perspectives*, 122(9), A235. <https://doi.org/10.1289/ehp.122-A235>
- Cameron, T. A., DeShazo, J. R., & Stiffler, P. (2010). Demand for health risk reductions: A cross-national comparison between the U.S. and Canada. *Journal of Risk and Uncertainty*, 41(3), 245–273. <https://doi.org/10.1007/s11166-010-9106-9>
- CASEN. (2013). Encuesta de Caracterización Socioeconómica Nacional.

- CCP. (n.d.). Curso Demografía: Tablas de Vida. *Centro Centroamericano de Población, Universidad de Costa Rica*. Retrieved from http://ccp.ucr.ac.cr/cursos/demografia_03/materia/8_tablas.htm
- CDT. (2015). Medición del Consumo Nacional de Leña y Otros Combustibles Sólidos Derivados de la Madera. *Para El Ministerio de Energía*.
- CEPA. (2014). Multi-sector Air Pollutants Regulations.
- CEPA. (2016). Multi-sector Air Pollutants Regulations.
- CEPAL. (2007). Metodología de las estimaciones y proyecciones de la mortalidad por sexo y edad.
- Chen, Y., Ebenstein, A., Greenstone, M., & Li, H. (2013). Evidence on the Impact of Sustained Exposure to Air Pollution on Life Expectancy from China 's Huai River Policy. *Massachusetts Institute of Technology Department of Economics Working Paper Series*, 13(15), 1–53. [https://doi.org/10.1073/pnas.1300018110/-](https://doi.org/10.1073/pnas.1300018110/-/DCSupplemental)
[/DCSupplemental.www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1300018110](https://doi.org/10.1073/pnas.1300018110)
- COCHILCO. (2016). Proyección de la producción de cobre en Chile 2016 - 2027.
- Cropper, M., & Khanna, S. (2014). How Should the World Bank Estimate Air Pollution Damages?, 20(September), 38–40.
- Cropper, M. L., Hammitt, J. K., & Robinson, L. A. (2011). VALUING MORTALITY RISK REDUCTIONS: PROGRESS AND CHALLENGES.
- Cropper M., & Susman F. (1990). *Valuing future risks to life*. *Journal of Environmental Economics and Management* 19, 160-174.
- DEFRA. (2013). Impact pathway guidance for valuing changes in air quality, (May), 23.
- DICTUC. (2009). Antecedentes para el Análisis General de Impacto Económico y Social del Anteproyecto de la Norma de Calidad Primaria para PM2.5 (AGIES). Santiago, Chile.
- Dockery, D. W., Cunningham, J., Damokosh, A. I., Neas, L. M., Spengler, J. D., Koutrakis, P., ... Speizer, F. E. (1996). Health effects of acid aerosols on North American children: respiratory symptoms. *Environ Health Perspect*, 104(5), 500–505.
- DOF, M. (2014a). NORMA Oficial Mexicana NOM-020-SSA1-2014.
- DOF, M. (2014b). NORMA Oficial Mexicana NOM-025-SSA1-2014.
- Ebenstein, A., Fan, M., Greenstone, M., He, G., & Zhou, M. (2017). New evidence on the impact of sustained exposure to air pollution on life expectancy from China's Huai River Policy. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(39), 201616784. <https://doi.org/10.1073/pnas.1616784114>
- EC. (2013). Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants and amending Directive 2003/35/EC.
- EMRC. (2014). Cost-benefit Analysis of Final Policy Scenarios for the EU Clean Air Package Version. Version 2.
- Environment Protection and Heritage Council. (2005). Expansion of the Multi-City Mortality and Morbidity Study - Volume 3: Tabulated Results, (July).
- Evans, M. F., & Smith, V. K. (2006). Do we really understand the age-VSL relationship? *Resource and Energy Economics*, 28(3), 242–261. <https://doi.org/10.1016/j.reseneeco.2006.02.004>
- Ezzati, M., Lopez, A., Rodgers, A., & Murray, C. (2004). Comparative quantification of health risks: global and regional burden of disease due to selected major risk factors. (M. Ezzati, A. Lopez,

- A. Rodgers, & C. Murray, Eds.). World Health Organization.
- Ferrada Stange, M. (2013). Emprendimiento social y su evaluación, 1–59. Retrieved from <http://repositorio.uchile.cl/handle/2250/115037>
- Gao, T., Wang, X. C., Chen, R., Ngo, H. H., & Guo, W. (2015). Disability adjusted life year (DALY): A useful tool for quantitative assessment of environmental pollution. *Science of the Total Environment*, 511, 268–287. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.11.048>
- Geasur. (2014). Análisis técnico-económico de la aplicación de una nueva norma de emisión para motores de maquinaria fuera de ruta a nivel país.
- Gilliland, F. D., Berhane, K., Rappaport, E. B., Thomas, D. C., Avol, E., Gauderman, W. J., ... Peters, J. M. (2001). The effects of ambient air pollution on school absenteeism due to respiratory illnesses. *Epidemiology (Cambridge, Mass.)*, 12(1), 43–54. <https://doi.org/10.1097/00001648-200101000-00009>
- GreenlabUC. (2013). Desarrollo de Modelo Genérico para Evaluación de Planes de Prevención y de Descontaminación Ambiental para Aire Estudio.
- GreenLabUC. (2011). Guía Metodológica para la Elaboración de un Análisis General de Impacto Económico y Social (AGIES) para Instrumentos de Gestión de Calidad del Aire. (Estudio encargado por el Ministerio de Medio Ambiente, Ed.).
- GreenLabUC. (2012). Valores Recomendados a Utilizar en la Realización de un AGIES que incorpore un Análisis Costo Beneficio - Salud. (Documento elaborado para el Ministerio de Medio Ambiente, Ed.).
- GreenLabUC. (2016). *Manual para Desarrollo de Inventarios* (Estudio pr). Estudio preparado para la Subsecretaría del Medio Ambiente.
- Hammitt, J. K. (2008). Valuing “Lives saved” vs. “Life-years saved.” *Risk in Perspective*, 14(1), 34–37.
- Héroux, M. E., Anderson, H. R., Atkinson, R., Brunekreef, B., Cohen, A., Forastiere, F., ... Walton, H. (2015). Quantifying the health impacts of ambient air pollutants: recommendations of a WHO/Europe project. *International Journal of Public Health*, 60(5), 619–627. <https://doi.org/10.1007/s00038-015-0690-y>
- HMT. (2011). The Green Book : Appraisal and Evaluation in Central Government. *HM Treasury*, 118. <https://doi.org/http://greenbook.treasury.gov.uk/index.htm>
- Hoek, G., Krishnan, R. M., Beelen, R., Peters, A., Ostro, B., Brunekreef, B., & Kaufman, J. D. (2013). Long-term air pollution exposure and cardio- respiratory mortality: a review. *Environmental Health*, 12(1), 43. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-12-43>
- Holland, M., Hunt, A., Hurley, F., Navrud, S., & Watkiss, P. (2005). Methodology for the Cost-Benefit analysis for CAFE.
- Huang, Y., Dominici, F., & Bell, M. L. (2005). Bayesian hierarchical distributed lag models for summer ozone exposure and cardio-respiratory mortality. *Environmetrics*, 16(5), 547–562. <https://doi.org/10.1002/env.721>
- Hubbell, B. J. (2006). Implementing QALYs in the analysis of air pollution regulations. *Environmental and Resource Economics*, 34(3), 365–384. <https://doi.org/10.1007/s10640-004-7437-1>
- IHME. (2015). Global Burden of Disease Study 2015 - Disability Weights. Retrieved from <http://ghdx.healthdata.org/record/global-burden-disease-study-2015-gbd-2015-disability->

weights

- IIASA. (2013). Policy Scenarios for the Revision of the Thematic Strategy on Air Pollution. *Laxenburg, International Institute for Applied Systems Analysis*, (TSAP report, No. 10).
- INE. (2005). Clasificación Socioeconómica de Hogares de Chile.
- INE. (2017). Chile esperanza de vida al nacer en comunas de 10 mil habitantes o más 2012-2014.
- INECC. (2014). Valoración económica de los beneficios a la salud de la población que se alcanzarían por la reducción de las PM_{2.5} en tres zonas metropolitanas mexicanas. *SEMARNAT Secretaría de Medio Ambiente Y Recursos Naturales Mexico*, 51. Retrieved from http://www.inecc.gob.mx/descargas/dgicur/2014_pm2.5_ccsa_inecc.pdf
- Iragüen P., Ortúzar J. de D., Iragüen, P., & Ortúzar, J. de D. (2004). Willingness-to-pay for reducing fatal accident risk in urban areas: an internet-based web page stated preference survey. *Accident Analysis and Prevention*, 36, 513–524.
- Ito, K. (2003). Associations of Particulate Matter Components with Daily Mortality and Morbidity in Detroit, Michigan. In: Revised Analyses of Time-Series Studies of Air Pollution and Health. *Health Effects Institute: Boston*, 143–156.
- Ito, K., De Leon, S. F., & Lippmann, M. (2005). Associations Between Ozone and Daily Mortality. *Epidemiology*, 16(4), 446–457. <https://doi.org/10.1097/01.ede.0000165821.90114.7f>
- Jalaludin, B., & Cowie, C. (2012). Health Risk Assessment – Preliminary Work to Identify Concentration-Response Functions. *For Selected Ambient Air Pollutants Report Prepared for EPA Victoria*, (June).
- Jalaludin, B., Khalaj, B., Sheppard, V., & Morgan, G. (2008). Air pollution and ED visits for asthma in Australian children: A case-crossover analysis. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 81(8), 967–974. <https://doi.org/10.1007/s00420-007-0290-0>
- Jerrett, M., Burnett, R. T., Pope, C. A., Ito, K., Thurston, G., Krewski, D., ... Thun, M. (2009). Long-Term Ozone Exposure and Mortality. *New England Journal of Medicine*, 360(11), 1085–1095. <https://doi.org/10.1056/NEJMoa0803894>
- Katsouyanni, K., & Samet JM, Anderson HR, Atkinson R, Le Tertre A, Medina S, Samoli E, Touloumi G, Burnett RT, Krewski D, Ramsay T, Dominici F, Peng kRD, Schwartz J, Zanobetti A, H. H. R. C. (2009). Air pollution and health: a European and North American approach (APHENA). *Research Report (Health Effects Institute)*.
- Katz, R., & González, G. (2010). ANÁLISIS COSTO-BENEFICIO EN LA NORMATIVA ambiental chilena bajo la ley 19300. *Estudios Públicos*, 117.
- Kochi, I., Hubbell, B., & Kramer, R. (2006). An Empirical Bayes Approach to Combining and Comparing Estimates of the Value of a Statistical Life for Environmental Policy Analysis. *Environmental & Resource Economics*, 34(3), 385–406. <https://doi.org/10.1007/s10640-006-9000-8>
- Krewski, D., Jerrett, M., Burnett, R. T., Ma, R., Hughes, E., Shi, Y., ... Tempalski, B. (2009). Extended follow-up and spatial analysis of the American Cancer Society study linking particulate air pollution and mortality. *Health Effects Institute*, (140). Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19627030>
- Krupnick, A. (2007). Mortality-risk Valuation and Age: Stated Preference Evidence. *Review of Environmental Economics and Policy*, 1(2), 261–282. <https://doi.org/10.1093/reep/rem016>
- Laden, F., Schwartz, J., Speizer, F. E., & Dockery, D. W. (2006). Reduction in fine particulate air

- pollution and mortality: Extended follow-up of the Harvard Six Cities Study. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 173(6), 667–672. <https://doi.org/10.1164/rccm.200503-443OC>
- Larsen, B. (2004a). COLOMBIA COST OF ENVIRONMENTAL DAMAGE: A Socio-Economic and Environmental Health Risk.
- Larsen, B. (2004b). COLOMBIA COST OF ENVIRONMENTAL DAMAGE: A Socio-Economic and Environmental Health Risk, 74.
- Lepeule, J., Laden, F., Dockery, D., & Schwartz, J. (2012). Chronic exposure to fine particles and mortality: An extended follow-up of the Harvard six cities study from 1974 to 2009. *Environmental Health Perspectives*, 120(7), 965–970. <https://doi.org/10.1289/ehp.1104660>
- Levy, J. I., Chemerynski, S. M., & Sarnat, J. A. (2005). Ozone Exposure and Mortality. *Epidemiology*, 16(4), 458–468. <https://doi.org/10.1097/01.ede.0000165820.08301.b3>
- Lvovsky, K., Gughes, G., Maddison, D., Ostro, B., & Pearce, D. W. (2000). Environmental costs of fossil fuels - a rapid assessment method with application to six cities, (78). Retrieved from <http://eprints.ucl.ac.uk/17619/>
- Lvovsky, K., Hughes, G., Maddison, D., Ostro, B., & Pearce, D. (2000). Environmental Costs of Fossil Fuels. A Rapid Assessment Method with Application to Six Cities. *The World Bank Environment Department*.
- MADS - Colombia. (2017a). Documento técnico de soporte: Por la cual se adopta la norma de calidad del aire ambiente y se dictan criterios marco para la gestión de la calidad del aire en el territorio nacional con un enfoque preventivo, (8), 1–94.
- MADS - Colombia. (2017b). Resolución propuesta: Por la cual se adopta la norma de calidad del aire ambiente con un enfoque preventivo y se dictan otras disposiciones.
- Maji, K. J., Dikshit, A. K., & Deshpande, A. (2017). Disability-adjusted life years and economic cost assessment of the health effects related to PM2.5 and PM10 pollution in Mumbai and Delhi, in India from 1991 to 2015. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(5), 4709–4730. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8164-1>
- Marsden Jacob Associates. (2013a). ECONOMIC ANALYSIS TO INFORM THE NATIONAL PLAN FOR CLEAN AIR (PARTICLES) - Volume 1: Main Report, 1(August).
- Marsden Jacob Associates. (2013b). ECONOMIC ANALYSIS TO INFORM THE NATIONAL PLAN FOR CLEAN AIR (PARTICLES) - Volume 2: Appendices, 2(August).
- Mcadam, K. (2007). An Assessment of the Burden of Disease Attributable to Ambient Air Toxics in Ontario : a Disability-Adjusted Life Year (DALY) Methodology by.
- Ministerio de Desarrollo Social. (2017). Precios sociales Vigentes año 2017.
- MMA. (2011). Ley N° 19.300, sobre bases generales del Medio Ambiente - Ley Orgánica de Superintendencia del Medio Ambiente. Retrieved from <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:No+Title#0>
- MMA. (2013). *Guía Metodológica. Para la elaboración de una análisis general de impacto económico y social (AGIES) para instrumentos de gestión de calidad del aire.*
- MMA. (2017a). Análisis General de Impacto Económico y Social del Anteproyecto de revisión de la norma de emisión para calderas.
- MMA. (2017b). Análisis General de Impacto Económico y Social del Anteproyecto de revisión de norma primaria de calidad del aire para material particulado respirable MP10.

- MMA. (2017c). Análisis General de Impacto Económico y Social para el proyecto definitivo de la norma de calidad primaria por dióxido de azufre (SO₂).
- MMA. (2017d). Manual para el Desarrollo de Inventarios de Emisiones Atmosféricas.
- Moolgavkar, S. H. (2000). Air pollution and hospital admissions for diseases of the circulatory system in three U.S. Metropolitan areas. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 50(7), 1199–1206. <https://doi.org/10.1080/10473289.2000.10464162>
- Moolgavkar, S. H. (2003). Air Pollution and Daily Deaths and Hospital Admissions in Los Angeles and Cook Counties. In: Revised Analyses of Time-Series Studies of Air Pollution and Health. *Health Effects Institute: Boston*, 183–198.
- Mugica, V., Figueroa, J., & Hernández, A. (2010). Evaluación y Seguimiento del Programa para Mejorar la Calidad del Aire en la Zona Metropolitana del Valle de México 2002-2010. *Universidad Autónoma Metropolitana*.
- Murray, C. J. L. (1994). Quantifying the burden of disease: The technical basis for disability-adjusted life years. *Bulletin of the World Health Organization*, 72(3), 429–445. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(96\)07495-8](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(96)07495-8)
- Nord, E. (2013). Disability weights in the Global Burden of Disease 2010: Unclear meaning and overstatement of international agreement. *Health Policy*, 111(1), 99–104. <https://doi.org/10.1016/j.healthpol.2013.03.019>
- Norris, G., YoungPong, S. N., Koenig, J. Q., Larson, T. V., Sheppard, L., & Stout, J. W. (1999). An association between fine particles and asthma emergency department visits for children in Seattle. *Environ Health Perspect*, 107(6), 489–493.
- NRC. (2008). Estimating Mortality Risk Reduction and Economic Benefits from Controlling Ozone Air Pollution. *National Academies Press*.
- NSW EPA. (2013). Methodology for Valuing the Health Impacts of Changes in Particle Emissions, (February).
- NVSS. (2017). United States Life Tables, 2014. *National Vital Statistics Reports*, 66(4), 1–63. <https://doi.org/May 8, 2013>
- OCDE. (2005). *Evaluación del Desempeño Ambiental*.
- OMB. (1992). guidelines and discount rates for benefit-cost analysis of federal programs. *Analysis*.
- OMB. (2003). Circular A-4: Regulatory Analysis. Washigto, DC. Retrieved from <https://georgewbush-whitehouse.archives.gov/omb/circulars/a004/a-4.html>
- OMS. (n.d.). Salud ambiental. Retrieved February 19, 2018, from http://www.who.int/topics/environmental_health/es/
- OMS. (2017a). Metrics: Disability-Adjusted Life Year (DALY). Retrieved January 1, 2017, from http://www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/metrics_daly/en/
- OMS. (2017b). WHO methods and data sources for global burden of disease estimates 2000-2015, (Enero).
- Ostro, B. (1994). *Estimating health effects of air pollution: A methodology with an application to Jakarta*. Washington DC: The World Bank.
- Ostro, B. D. (1987). Air pollution and morbidity revisited: A specification test. *Journal of Environmental Economics and Management*, 14(1), 87–98.
- Ostro, B. D., & Rothschild, S. (1989). Air pollution and acute respiratory morbidity: An

- observational study of multiple pollutants. *Environmental Research*, 50(2), 238–247. [https://doi.org/10.1016/S0013-9351\(89\)80004-0](https://doi.org/10.1016/S0013-9351(89)80004-0)
- Peel, J., Tolbert, P., Klein, M., Metzger, K., Flanders, D., Knox, T., ... Frumkin, H. (2005). Ambient Air pollution and respiratory emergency department visits. *Epidemiology*, 16(2), 164–174.
- Peters, A., Dockery, D. W., Muller, J. E., & Mittleman, M. A. (2001). Increased particulate air pollution and the triggering of myocardial infarction. *Circulation*, 103(23), 2810–2815. Retrieved from http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi?cmd=Retrieve&db=PubMed&dopt=Citation&list_uids=11401937
- Pope, C. A., Burnett, R. T., Thun, M. J., Calle, E. E., Krewski, D., Ito, K., & Thurston, G. D. (2002). Lung Cancer, Cardiopulmonary Mortality, and Long-term Exposure to Fine Particulate Air Pollution. *Jama*, 287(9), 1132–1141. <https://doi.org/10.1001/jama.287.9.1132>
- Pope, C. A., & Dockery, D. W. (2013, August 6). Air pollution and life expectancy in China and beyond. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. <https://doi.org/10.1073/pnas.1310925110>
- Pope, C. A., Ezzati, M., & Dockery, D. W. (2009). Fine-Particulate Air Pollution and Life Expectancy in the United States. *New England Journal of Medicine*, 360(4), 376–386. <https://doi.org/10.1056/NEJMsa0805646>
- Pope, C. A., Thun, M. J., Namboodiri, M. M., Dockery, D. W., Evans, J. S., Speizer, F. E., & Heath, C. W. (1995). Particulate Air Pollution as a Predictor of Mortality in a Prospective Study of U.S. Adults. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 151(3_pt_1), 669–674.
- Pope III, C. A., Burnett, R. T., Thun, M. J., Calle, E. E., Krewski, D., Ito, K., ... Burnett, R. T. (2002). Lung Cancer, Cardiopulmonary Mortality, and Long-term Exposure to Fine Particulate Air Pollution. *Jama*, 287(9), 1132–1141. Retrieved from http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi?cmd=Retrieve&db=PubMed&dopt=Citation&list_uids=11879110
- Pujol, J. M. (1989). Métodos para proyecciones Subnacionales de Población: Proyecciones de población a nivel nacional. Método de los componentes.
- Riojas, H. (2016). CONTAMINACIÓN ATMÓSFERICA Y SALUD EN LA ZONA METROPOLITANA DEL VALLE DE MEXICO. Darle un respiro a la ciudad, como mejorar la calidad del aire en la ZMVM.
- Riojas, H., Álamo, U., Texcalac, J. L., & Romieu, I. (2014). Health impact assessment of decreases in PM 10 and ozone concentrations in the Mexico City Metropolitan Area . A basis for a new air quality management program. *Revista de Salud Pública de México*, 56(6), 579–591.
- Riojas, H., Urinda, C., Texcalac, J. L., & Romieu, I. (2009). Estado del Conocimiento sobre los Efectos en la Salud Asociados a la Contaminación del Aire en la Población de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México.
- Robinson, L. A. (2008). Assessing Regulatory Costs and Benefits. *Encyclopedia of Environmental Health*, (712), 221–229. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-444-52272-6.00712-1>
- Robinson, L. A., Hammitt, J. K., & O’Keeffe, L. (2017). Valuing Mortality Risk Reductions in Global Benefit-Cost Analysis. *Working Paper*. Retrieved from <https://cdn2.sph.harvard.edu/wp-content/uploads/sites/94/2017/09/Robinson-Hammitt-OKeeffe-VSL-2017-10-27.pdf>

- Romieu, I., Gouveia, N., Cifuentes, L. A., De León, A. P., Junger, W., & Vera, J. (2012). Multicity study of air pollution and mortality in Latin America (the ESCALA study). *Research Report - Health Effects Institute*, 171, 5–86.
- Schwartz, J. (1995). Short term fluctuations in air pollution and hospital admissions of the elderly for respiratory disease. *Thorax*, 50(5), 531–538.
- Schwartz, J. (2005). How Sensitive Is the Association between Ozone and Daily Deaths to Control for Temperature? *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, 171(6), 627–631. Retrieved from <http://ajrccm.atsjournals.org/cgi/content/abstract/171/6/627>
- SEMARNAT. (2015). Guía para la elaboración de programas de gestión para mejorar la calidad del aire (ProAire). *Secretaría de Medio Ambiente Y Recursos Naturales*. Retrieved from http://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/69338/A1_Gu_a_ProAire_preliminar_2016.pdf
- Sheppard, L. (2003). Ambient Air Pollution and Nonelderly Asthma Hospital Admissions in Seattle, Washington, 1987-1994. In: Revised Analyses of Time-Series Studies of Air Pollution and Health. *Health Effects Institute: Boston*, 227–230.
- Smith, R., Xu, B., & Switzer, P. (2009). Reassessing the relationship between ozone and short-term mortality in U.S. urban communities. *Inhalation Toxicology*, 21(sup2).
- SNI Chile. (2014). Inventario Nacional de Gases Efecto Invernadero de Chile, serie temporal 1990-2010. *Sistema Nacional de Inventarios de Gases de Efecto Invernadero*.
- SONAMI. (2014). Minería, Proyecciones & Desafíos. *Seminario CPC-SFF: "Escenario Económico Y Proyecciones Sectoriales"*.
- Statistics, D., & Policy, I. (2015). The 22nd Life Tables.
- Stern, N. (2008). The Economics of Climate Change. *American Economic Association*, 98(2), 1–37.
- Tapia Granados, J. A. (1994). Incidencia : concepto , terminología y análisis dimensional. *Medicina Clínica*, 103, 140–142.
- Tapia Granados, J. A. (1995). Medidas de prevalencia y relación incidencia-prevalencia. *Medicina Clínica*, 105, 216–218. Retrieved from <http://admin.salud.sanluis.gov.ar/saludweb/Contenido/Pagina284/File/Tapia - Medidas de prevalencia.pdf>
- The World Bank. (1993). *World Development Report 1993 - Investing in Health*. <https://doi.org/10.1596/978-0-19-520890-0>
- The World Bank. (2012). Colombia : Strengthening Environmental and Natural Resources Institutions Study 2 : Environmental Health in Colombia : An Economic Assessment of Health Effects, (71443).
- The World Bank. (2013). India: Diagnostic Assessment of Select Environmental Challenges. *An Analysis of Physical and Monetary Losses of Environmental Health and Natural Resources*, I(70004). Retrieved from http://www-wds.worldbank.org/external/default/WDSPContentServer/WDSP/IB/2013/07/16/000442464_20130716091943/Rendered/PDF/700040v10ESW0P0box0374379B00PUBLIC0.pdf
- UACH. (2013). Encuesta de consumo energético para el sector residencial.
- US-CDC. (1986). Premature mortality in the United States: public health issues in the use of years of potential life lost. *MMWR. Morbidity and Mortality Weekly Report*, 35(2 Suppl), 1S–11S. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/3097485>

- US-CDC. (2011). United States Life Tables , 2007. *Statistics*, 59(9), 1–132. Retrieved from http://www.cdc.gov/nchs/data/nvsr/nvsr58/nvsr58_10.pdf
- US-EPA. (2006). Regulatory Impact Analysis, 2006 National Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter, Chapter 5.
- US-EPA. (2008). Final Ozone NAAQS Regulatory Impact Analysis, 558. Retrieved from <http://www.epa.gov/ttn/ecas/ria.html#ria2007>
- US-EPA. (2010a). Final Regulatory Impact Analysis (RIA) for the NO₂ National Ambient Air Quality Standards (NAAQS).
- US-EPA. (2010b). Final Regulatory Impact Analysis (RIA) for the SO₂ National Ambient Air Quality Standards (NAAQS), (June).
- US-EPA. (2010c). Regulatory Impact Analysis (RIA) for the Proposed Reconsideration of the Ozone National Ambient Air Quality Standards (NAAQS).
- US-EPA. (2011). Regulatory Impact Analysis: National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants for Industrial, Commercial, and Institutional Boilers and Process Heaters, 1(March 2011). <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- US-EPA. (2012a). Regulatory Impact Analysis for the Final Revisions to the National Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter.
- US-EPA. (2012b). Regulatory Impact Results for the Reconsideration Final Rule for National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants for Industrial, Commercial, and Institutional Boilers and Process Heaters at Major Sources.
- US-EPA. (2013). Technical Support Document - Estimating the Benefit per Ton of Reducing PM 2.5 Precursors from 17 Sectors, (January), 1–107.
- US-EPA. (2014). Preliminary Regulatory Impact Analysis for the Proposed Revisions to the National Ambient Air Quality Standards for Ground-Level Ozone, EPA-452/R-12-003. <https://doi.org/EPA-452/P-14-006>
- US-EPA. (2015a). Regulatory Impact Analysis: Final Brick and Structural Clay Products NESHAP, (July).
- US-EPA. (2015b). Regulatory Impact Analysis (RIA) for Residential Wood Heaters NSPS Revision: Final Report.
- US-EPA. (2015c). Regulatory Impact Analysis of the Final Revisions to the National Ambient Air Quality Standards for Ground-Level Ozone.
- US-EPA-SAB. (2004). Advisory Council on Clean Air Compliance Analysis Response to Agency Request on Cessation Lag.
- US EPA. (2010). Regulatory Impact Analysis for the Proposed Federal Transport Rule. http://www.epa.gov/ttn/ecas/regdata/RIAs/proposaltrria_final.pdf, (June), Docket ID No. EPA-HQ-OAR-2009-0491.
- Van Der Meulen, A. (2012). Life tables and Survival analysis. *Statistics Netherlands*.
- Van Donkelaar, A., Martin, R. V., Brauer, M., Hsu, N. C., Kahn, R. A., Levy, R. C., ... Winker, D. M. (2016). Global Estimates of Fine Particulate Matter using a Combined Geophysical-Statistical Method with Information from Satellites, Models, and Monitors. *Environmental Science and Technology*, 50(7), 3762–3772. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05833>
- Vos, T., Allen, C., Arora, M., Barber, R. M., Brown, A., Carter, A., ... Zuhlke, L. J. (2016). Global, regional, and national incidence, prevalence, and years lived with disability for 310 diseases

- and injuries, 1990–2015: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2015. *The Lancet*, 388(10053), 1545–1602. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(16\)31678-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(16)31678-6)
- Walton, B. H., Dajnak, D., Beevers, S., Williams, M., Watkiss, P., & Hunt, A. (2015). Understanding the Health Impacts of Air Pollution in London. *Transport for London and the Greater London Authority*, (July).
- WHO. (2013a). Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project: Recommendations for concentration–response functions for cost–benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. *World Health Organization*, 60. Retrieved from http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0006/238956/Health-risks-of-air-pollution-in-Europe-HRAPIE-project,-Recommendations-for-concentrationresponse-functions-for-costbenefit-analysis-of-particulate-matter,-ozone-and-nitrogen-dioxide.pdf?ua=1
- WHO. (2013b). Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP Project. *World Health Organization, Regional Office for Europe*, 309. Retrieved from <http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air-quality/publications/2013/review-of-evidence-on-health-aspects-of-air-pollution-revihaap-project-final-technical-report>
- WHO. (2014). WHO methods for life expectancy and healthy life expectancy, (Marzo), 1–24. Retrieved from http://www.who.int/gho/mortality_burden_disease/en/index.html%5Cnhttp://www.who.int/gho
- WHO. (2017). WHO methods and data sources for global burden of disease estimates 2000–2015, (Enero).
- WHO, & WHO Regional Office for Europe. (2005). *Air Quality guidelines global update. Report on a Working Group meeting, Bonn, Germany, 18–20 October 2005*. Copenhagen, Denmark.
- Woodruff, T. J., Grillo, J., & Schoendorf, K. C. (1997). The relationship between selected causes of postneonatal infant mortality and particulate air pollution in the United States. *Environ Health Perspect*, 105(6), 608–612.
- Woodruff, T. J., Parker, J. D., & Schoendorf, K. C. (2006). Fine particulate matter (PM_{2.5}) air pollution and selected causes of postneonatal infant mortality in California. *Environmental Health Perspectives*, 114(5), 786–790. <https://doi.org/10.1289/ehp.8484>
- World Health Organization [WHO]. (2003). Macroeconomía Y Salud: Actualización. *World Health Organization*. Retrieved from http://www.who.int/macrohealth/events/health_for_poor/en/executive_summary_es.pdf
- Zanobetti, A., & Schwartz, J. (2008). Mortality displacement in the association of ozone with mortality: An analysis of 48 cities in the United States. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 177(2), 184–189. <https://doi.org/10.1164/rccm.200706-823OC>
- Zhang, Y. H., Chen, C. H., Chen, G. H., Song, G. X., Chen, B. H., Fu, Q. Y., & Kan, H. D. (2006a). Application of DALYs in measuring health effect of ambient air pollution: a case study in Shanghai, China. *Biomed Environ Sci*, 19(4), 268–272.
- Zhang, Y. H., Chen, C. H., Chen, G. H., Song, G. X., Chen, B. H., Fu, Q. Y., & Kan, H. D. (2006b). Application of DALYs in measuring health effect of ambient air pollution: a case study in Shanghai, China. *Biomedical and Environmental Sciences*, 19(4), 268–272.

8. Anexos

8.1 Diccionario de BD adjunta

Tabla 8-1 Diccionario de Base de Datos de Estudios

Campo	Descripción
Tipo Estudio	Corresponde al formato del estudio; si es una evaluación, un reporte o un artículo académico
Referencia	Referencia exacta al estudio
Nombre Estudio	Nombre Estudio
Estudio	Abreviatura del Estudio
País	País de elaboración
Año	Año Publicación
Autor	Autor
Sector/Instrumento	Que sector se está evaluando
HDP considerados	Que contaminantes se consideraron
Definición del problema	Que se busca abordar con la regulación: - Falla de mercado (por ejemplo presencia de externalidades o bienes comunes) - Falla regulatoria (por ejemplo una restricción impuesta por el gobierno sobre la competencia que no favorece a la ciudadanía) - Riesgo o peligro inaceptable (por ejemplo salud humana o riesgos de seguridad o riesgo de daño al medio ambiente) - Equidad social (por ejemplo, acceso equitativo a información, bienes o servicios)
Método utilizado en la evaluación	Metodología general
Obs_Estudio	Observaciones

Fuente: Elaboración propia

Tabla 8-2 Diccionario de Base de Datos de CRF

Campo	Descripción
Autor_CRF	Autor del estudio asociado al CRF
Año_CRF	Año de publicación de la investigación
Autor-Año_CRF	Autor y año concatenados
Ubicación	Ubicación de los datos utilizados en el estudio
Referencia_CRF	Referencia exacta al estudio
Key.Endpoint	Key para determinar clasificación de <i>EndPoint</i>
Contaminante_CRF	Contaminante principal asociado al CRF
Metrica	Métrica de contaminación usada para estimar el beta
Seasonal Metric	Indicar si el análisis de los datos considero una métrica de estacionalidad
Edad Inicio	Edad Inicial del cohorte de edad
Edad Final	Edad Final del cohorte de edad
Qualifier	Información adicional de la CRF
Metodo	Metodología usada para estimación de beneficios
Funcion Dosis Respuesta	Función matemática
Tipo Funcion	Clasificación del tipo de función matemática
Beta	Beta estimado
Incertidumbre beta	Incertidumbre del beta
Distribucion beta	Distribución del beta
RR 10 ug/m3	Incremento en el riesgo relativo asociado a un aumento en la concentración de 10 ug/m ³
RR Low	Intervalo bajo del riesgo relativo
RR High	Intervalo alto del riesgo relativo
Incertidumbre Parametro	Incertidumbre del parámetro. Permite Identificar si el parámetro original corresponde al RR o al beta (ambos se pueden calcular a partir del otro)
Obtenido de BenMap	Si el CRF fue obtenido directamente de la base de datos de BenMap
Obs_CRF	Observaciones

Fuente: Elaboración propia

Tabla 8-3 Diccionario de Base de Datos de Efectos (*EndPoint*)

Campo	Descripción
Exposicion	Efecto a corto o largo plazo. Efectos obtenidos de BenMap no están distinguidos en esta dimensión
Categoría Impacto	Categoría del impacto
Tipo Efecto	Clasificación general efectos
Efecto	Efectos en salud producidos con posible valoración
Causa	Causa principal del efecto en salud
Endpoint Group BenMap o Original	Clasificación general BenMap
Endpoint	<i>EndPoint</i> con detalle BenMap
Cod.Efecto	Código del efecto
Cod.Causa	Código de las causas
Cod.ICD9	Código ICD 9
Fuente	Fuente del efecto. Si proviene de BenMap o se utiliza en otra evaluación de impacto

Fuente: Elaboración propia

Tabla 8-4 Diccionario de Base de Datos de Impactos cuantificados

Campo	Descripción
Key.Estudio	Key para determinar datos del estudio asociado al impacto sistematizado
Contaminante	Contaminante asociado al impacto
Key.CRF	Key para determinar la CRF utilizada en la estimación del impacto
Escenario	Escenario de evaluación
Horizonte de evaluación	Horizonte de evaluación considerado en el escenario
Tasa de descuento	Tasa de descuento utilizada para la consideración de la temporalidad
Valoración del Efecto	Valoración unitaria del efecto (<i>EndPoint</i>) asociado
Casos Salud Evitados	Casos de salud evitados asociados al <i>EndPoint</i>
Beneficios valorizados	Valoración total de los casos de salud evitados
Unidad Beneficios	Unidad de los beneficios valorizados
¿Beneficio Agrupado?	<i>Dummy</i> para sistematizar todos los CRF utilizados y poder utilizar los resultados de manera agregada correctamente. Para esto se debe filtrar la tabla dinámica por contado una vez.
Obs_Evaluaciones	Observaciones

Fuente: Elaboración propia

Tabla 8-5 Diccionario de Base de Datos de Otros impactos considerados

Campo	Descripción
Key.Estudio	Key para determinar datos del estudio asociado al impacto sistematizado
Tipo de impacto	Si el impacto fue cuantificado o no
Key.Endpoint	Key para determinar clasificación de <i>EndPoint</i>
Contaminante	Contaminante asociado al impacto
Edad Inicio	Edad de inicio de la cohorte de edad
Edad Final	Edad final de la cohorte de edad
Fuente de información	Mayor detalle de que la sección, tabla o figura del estudio de donde se obtuvo.
valor	Valor total estimado del impacto. Solo se considera si el impacto fue cuantificado
obs_otrosimpactos	Observaciones

Fuente: Elaboración propia

Tabla 8-6 Diccionario de Base de Datos de Otras Métricas

Campo	Descripción
Key.Estudio	Key para determinar datos del estudio asociado al impacto sistematizado
Tipo Métrica	Tipo de métrica de salud considerada; como YLL, YLD o aumento de la esperanza de vida al nacer
Impacto	Tipo de Impacto a la salud
Key.CRF	Key para determinar la CRF utilizada en la estimación del impacto
Edad Inicio	Edad de inicio de la cohorte de edad. Puede variar respecto a la edad de la cohorte de la CRF si es que los resultados se entregan con mayor detalle.
Edad Final	Edad final de la cohorte de edad. Puede variar respecto a la edad de la cohorte de la CRF si es que los resultados se entregan con mayor detalle.
DALY	Valor en año de los YLL, YLD o el aumento de la esperanza de vida al nacer
Peso de discapacidad	Peso de la discapacidad, da cuenta de la comparación con un año de vida perdido por muerte (=1).
Fuente Peso discapacidad	Referencia bibliográfica del peso de la discapacidad utilizado o de la tasa de DALYS utilizados
Duración Efecto	Duración total del efecto considerado
DALYSper10000casos	Tasa de conversión de casos a DALY. Se completa en el caso en que los estudios determinen explícitamente la tasa.
Casos_Daly	Número de casos asociados al efecto en la cohorte de edad determinada.
Obs_DALY	Observaciones y/o comentarios.

Fuente: Elaboración propia

8.2 Clasificación de un inventario de emisiones

Las siguientes tablas corresponde a la clasificación de un inventario de emisiones de acuerdo a lo propuesto en el estudio de “Manual para la Elaboración de Inventarios”, encargado por la Subsecretaría del Medio Ambiente y desarrollado por GreenLabUC (2016).

La Tabla 8-7 y Tabla 8-8 presentan la clasificación del inventario en base a características de las fuentes emisores y en base a su actividad económica, respectivamente.

La Tabla 8-9 y Tabla 8-10 presentan la estructura dinámica de un inventario de emisiones, en base a las características de la fuente y en base a su sector económico, respectivamente (GreenLabUC, 2016).

Tabla 8-7 Clasificación de la fuente emisora en base a sus características propias

Nombre	Descripción	Condiciones	Valores Posibles
Tipo	El tipo de fuente según su locación (movilidad)	Requerido, Exhaustiva	{Estacionaria, Móvil, Fugitiva}
Subtipo	El subtipo de la fuente, de acuerdo a su característica	Requerido, Exhaustivo	Depende del tipo, para estacionaria: puntual o areal, para móvil: en ruta o fuera de ruta
Tipo de Fuente	La fuente específica que produce efectivamente las emisiones. Sus valores dependen del tipo	Requerido No exhaustivo	Estacionarias: caldera, proceso, turbina, motor, etc. Móviles: motocicleta, auto, camión, bus, maquinaria, etc.
Estándar	El estándar o norma de emisión que cumple la fuente. Se aplica principalmente a fuentes móviles	Opcional	Móviles: {Euro N, sin Norma, pre Euro}
Combustible	El combustible que usa la fuente.	Requerido, Exhaustivo	{Todos los combustibles}
Tipo Emisión	El tipo de proceso por medio del cual se produce la emisión	Requerido, Exhaustiva	{combustión, combustión interna, evaporativa, proceso, proceso biológico, polvo resuspendido}
Fuente específica	Una descripción libre, pero única, de la fuente, lo más concisa posible.	Opcional	Libre, algunos ejemplos: horno de cal, chimenea, salamandra, camiones livianos, etc.

Fuente: (GreenLabUC, 2016)

Tabla 8-8 Clasificación de la fuente emisora en base a su sector económico y uso

Nombre	Descripción	Condiciones	Valores posibles
Sector	El sector económico al que pertenece la fuente	Requerido, Exhaustiva	{Industria, CPR, Transporte}
Subsector	El subsector económico al que pertenece la fuente	Opcional	Depende del sector; por ejemplo para industria: agrícola, salud, disposición de residuos, etc... Para CPR: comercial, publico, etc...
Uso	El uso que corresponde la fuente	Opcional	{particular, comercial, industrial}
Localización	La localización donde opera la fuente	Opcional	Transporte: Urbano, Rural, Interurbano, Fuera de Ruta
Sector específico	Una descripción libre, pero única del sector, lo más concisa posible.	Opcional	Libre, algunos ejemplos: Panaderías, fabricación de hormigón y manejo de áridos, construcción de caminos, etc...

Fuente: (GreenLabUC, 2016)

Tabla 8-9 Estructura general propuesta en base a las características de la fuente emisora

Tipo	Subtipo	Tipo Emisión	Fuente
Estacionarias	Puntual	Combustión	Caldera
			Horno
			Horno artesanal
			Incinerador
			Quema abierta
		Combustión interna	Turbina
			Grupo electrógeno
		Proceso	Proceso
	Areales	Combustión	Antorcha
			Calefactor
			Cigarros
			Parrillas y Asadurías
			Incendios de Vehículos
			Incendios Forestales
			Incendios Urbanos
			Quemas agrícolas
		Evaporativa	Aplicación de fertilizantes
			Aplicación de pesticidas
			Crianza de animales
			Aplicación de asfalto
			Artes gráficas
			Proceso
			Fugas de GLP
			Uso de solventes
			Pintura
		Proceso biológico	Descomposición de residuos orgánicos
Fugitivas	Fugitivas	Polvo resuspendido	Carga y descarga
			Erosión eólica
			Preparación de terrenos
			Tránsito sitios industriales
			Proceso
			Calles
			Desgaste de frenos y neumáticos
			Tren
Móviles	En ruta	Combustión interna	Buses
			Camiones
			Motocicletas
			Vehículos
	Fuera de Ruta		Maquinaria

Fuente: (GreenLabUC, 2016)

Tabla 8-10 Estructura general propuesta en base al sector económico de la fuente emisora

Sector	SubSector	Tipo Emisión	Fuente
Industria	Aeropuerto	Combustión interna	Maquinaria
	Agrícola	Combustión	Quemas agrícolas
		Combustión interna	Maquinaria
		Evaporativa	Aplicación de fertilizantes
			Aplicación de pesticidas
			Crianza de animales
		Polvo resuspendido	Preparación de terrenos
	Construcción	Combustión interna	Maquinaria
		Evaporativa	Aplicación de asfalto
		Polvo resuspendido	Proceso
	Disposición de residuos	Combustión	Antorcha
			Incinerador
			Quema abierta
		Proceso biológico	Descomposición de residuos orgánicos
	Industria alimentaria y agropecuaria	Combustión	Horno
		Proceso	Proceso
	Industria de productos minerales	Combustión	Horno
			Horno artesanal
		Proceso	Proceso
		Polvo resuspendido	Proceso
			Erosión eólica
	Industria de madera y el papel	Proceso	Proceso
	Industria metalúrgica secundaria		Proceso
	Industria química		Proceso
	Marítimo	Combustión interna	Maquinaria
		Polvo resuspendido	Carga y descarga
	Minería	Combustión interna	Maquinaria
		Polvo resuspendido	Proceso
			Erosión eólica
	Salud	Combustión	Incinerador
	Termoeléctricas		Caldera
			Combustión interna
			Combustión
		Combustión interna	Maquinaria
			Grupo electrógeno
		Polvo resuspendido	Tránsito sitios industriales
CPR	Comercial	Combustión	Caldera
			Parrillas y Asadurías
		Evaporativa	Artes gráficas
			Proceso

Sector	SubSector	Tipo Emisión	Fuente
			Fugas de GLP
			Uso de solventes
			Pintura
	Residencial	Combustión	Caldera
			Calefactor
			Cigarros
		Evaporativa	Proceso
			Fugas de GLP
			Uso de solventes
			Pintura
Incendios		Combustión	Incendios de Vehículos
			Incendios Forestales
			Incendios Urbanos
Transporte	Transporte carga	Combustión interna	Camiones
	Transporte pasajeros		Buses
			Motocicletas
			Vehículos
		Polvo resuspendido	Calles no pavimentadas
			Calles pavimentadas
			Desgaste de frenos y neumáticos
			Tren

Fuente: (GreenLabUC, 2016)