



GreenLabUC

Gestión y Política Ambiental DICTUC S.A.

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

Estudio solicitado por el Ministerio del Medio Ambiente

Guía Metodológica para la Elaboración de un AGIES – Final

Santiago, 19 de abril de 2011

Equipo de Trabajo

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

Camila Cabrera, Ingeniero Civil Industrial
Especialidad Ambiental
ccabrera@dictuc.cl

José Ignacio Dussailant, Licenciado Ciencias de la Ingeniería
jidussai@uc.cl

Andrés Pica, Ingeniero Civil Industrial
MSc en Ingeniería Ambiental
apica@dictuc.cl

Álvaro Puelma, Licenciado Ciencias de la Ingeniería
apuelma@uc.cl

Mayo Rodríguez, Ingeniero Civil Industrial
Especialidad Ambiental
myrodriguez@dictuc.cl

Tabla de Contenidos

| | | |
|----------|--|-----------|
| 1 | ORGANIZACIÓN DE ESTE DOCUMENTO | 11 |
| 2 | INTRODUCCIÓN | 12 |
| 3 | ANTECEDENTES DE REGULACIÓN AMBIENTAL EN CHILE | 16 |
| 3.1 | INSTRUMENTOS DE GESTIÓN AMBIENTAL..... | 16 |
| 3.2 | NORMATIVA – NECESIDAD LEGAL DE REALIZAR UN AGIES | 16 |
| 3.3 | EXPERIENCIA EN REALIZACIÓN DE AGIES | 17 |
| 4 | CRITERIOS PARA LA TOMA DE DECISIONES | 20 |
| 5 | DESCRIPCIÓN GENERAL ANÁLISIS COSTO-BENEFICIO | 25 |
| 5.1 | FORTALEZAS..... | 28 |
| 5.1.1 | <i>Transparencia</i> | 28 |
| 5.1.2 | <i>Revelación de Ignorancia</i> | 28 |
| 5.1.3 | <i>Comparabilidad</i> | 29 |
| 5.1.4 | <i>Otras Fortalezas</i> | 29 |
| 5.2 | DEBILIDADES | 29 |
| 5.2.1 | <i>Consideraciones en equidad</i> | 30 |
| 5.2.2 | <i>Costos de información</i> | 30 |
| 5.2.3 | <i>Valorización de efectos</i> | 30 |
| 5.2.4 | <i>Otras debilidades</i> | 33 |
| 5.3 | BUENAS PRÁCTICAS EN LA ELABORACIÓN DE UN ACB..... | 33 |
| 5.3.1 | <i>Análisis Distributivo</i> | 35 |
| 5.3.2 | <i>Propagación y Análisis de Incertidumbre</i> | 42 |
| 6 | DESCRIPCIÓN GENERAL METODOLOGÍA PARA LA ELABORACIÓN DE UN AGIES UTILIZANDO UN ACB | 55 |
| 7 | ETAPAS ESENCIALES PARA LA ELABORACIÓN DE UN AGIES UTILIZANDO UN ACB | 57 |
| 8 | DEFINICIÓN ALCANCE DEL ANÁLISIS | 59 |
| 8.1 | ALCANCE GEOGRÁFICO..... | 59 |
| 8.2 | ALCANCE TEMPORAL..... | 60 |
| 8.3 | CONTAMINANTES..... | 60 |
| 8.4 | FUENTES EMISORAS | 63 |
| 8.5 | RECEPTORES AFECTADOS..... | 65 |
| 8.5.1 | <i>Población</i> | 65 |
| 8.5.2 | <i>Cultivos</i> | 66 |
| 8.5.3 | <i>Otros receptores</i> | 66 |
| 8.6 | EFFECTOS..... | 67 |
| 8.7 | ESCENARIOS..... | 69 |
| 8.8 | CASOS..... | 70 |
| 8.8.1 | <i>Caso 1</i> | 70 |
| 8.8.2 | <i>Caso 2</i> | 71 |
| 9 | ESTIMACIÓN DE EMISIONES | 74 |
| 9.1 | MÉTODOS DE ESTIMACIÓN DE EMISIONES..... | 74 |
| 9.1.1 | <i>Factores de Emisión</i> | 77 |

| | | |
|-----------|--|------------|
| 9.1.2 | <i>Nivel de actividad</i> | 82 |
| 9.2 | CONSTRUCCIÓN LÍNEA BASE | 83 |
| 9.2.1 | <i>Definición del parque emisor</i> | 85 |
| 9.3 | INDICADORES DE EMISIONES | 86 |
| 9.4 | CASOS | 86 |
| 9.4.1 | <i>Caso 1</i> | 86 |
| 10 | MEDIDAS DE REDUCCIÓN DE EMISIONES | 92 |
| 10.1 | IDENTIFICACIÓN Y CLASIFICACIÓN DE MEDIDAS | 94 |
| 10.2 | IMPACTO DE MEDIDAS DE REDUCCIÓN | 96 |
| 10.2.1 | <i>Impacto en el Factor de Emisión</i> | 97 |
| 10.2.2 | <i>Impacto en el Nivel de Actividad</i> | 98 |
| 10.2.3 | <i>Impacto en Composición del Parque</i> | 99 |
| 10.3 | EFFECTIVIDAD DE LA MEDIDA | 100 |
| 10.4 | ESTIMACIÓN DE LA REDUCCIÓN DE EMISIONES DE CADA MEDIDA | 101 |
| 10.5 | CASOS | 102 |
| 10.5.1 | <i>Caso 1</i> | 102 |
| 10.5.2 | <i>Caso 2</i> | 104 |
| 11 | ESTIMACIÓN DE COSTOS | 108 |
| 11.1 | TIPOS DE COSTOS SOCIALES A CONSIDERAR | 109 |
| 11.1.1 | <i>Costos de Inversión</i> | 109 |
| 11.1.2 | <i>Costo Oportunidad</i> | 110 |
| 11.1.3 | <i>Costos de Operación y Mantenición</i> | 111 |
| 11.1.4 | <i>Costos de Fiscalización</i> | 111 |
| 11.2 | CRITERIO COSTO – EFFECTIVIDAD | 112 |
| 11.3 | DISTRIBUCIÓN DE COSTOS | 112 |
| 11.4 | CASOS | 115 |
| 11.4.1 | <i>Caso 1</i> | 115 |
| 11.4.2 | <i>Caso 2</i> | 118 |
| 12 | DETERMINACIÓN DEL CAMBIO EN CONCENTRACIONES | 121 |
| 12.1 | INFORMACIÓN RELEVANTE | 121 |
| 12.2 | MODELOS ATMOSFÉRICOS | 122 |
| 12.2.1 | <i>Modelos Fotoquímicas</i> | 123 |
| 12.2.2 | <i>Modelos de Dispersión</i> | 125 |
| 12.2.3 | <i>Modelos Aproximados</i> | 127 |
| 12.2.4 | <i>¿Qué modelo utilizar?</i> | 129 |
| 12.3 | CÁLCULO DEL CAMBIO EN CONCENTRACIONES | 129 |
| 12.4 | CASOS | 130 |
| 12.4.1 | <i>Caso 1</i> | 130 |
| 12.4.2 | <i>Caso 2</i> | 131 |
| 13 | ESTIMACIÓN DE BENEFICIOS | 135 |
| 13.1 | ETAPAS EN LA ESTIMACIÓN | 135 |
| 13.1.1 | <i>Identificación de Impactos</i> | 135 |
| 13.1.2 | <i>Cuantificación</i> | 136 |
| 13.1.3 | <i>Valorización</i> | 137 |
| 13.2 | CALCULO DEL BENEFICIO EN SALUD | 144 |
| 13.2.1 | <i>Identificación</i> | 146 |

| | | |
|-----------|--|------------|
| 13.2.2 | <i>Cuantificación</i> | 147 |
| 13.2.3 | <i>Valoración</i> | 151 |
| 13.2.4 | <i>Proyección de Beneficios en el Tiempo</i> | 153 |
| 13.2.5 | <i>Agregación de Beneficios</i> | 154 |
| 13.2.6 | <i>Cálculo de Beneficios Unitarios</i> | 155 |
| 13.2.7 | <i>Distribución de Beneficios en Salud</i> | 156 |
| 13.2.8 | <i>Casos</i> | 158 |
| 13.3 | CÁLCULO DE BENEFICIOS EN AGRICULTURA | 160 |
| 13.3.1 | <i>Identificación</i> | 162 |
| 13.3.2 | <i>Cuantificación</i> | 164 |
| 13.3.3 | <i>Valorización</i> | 171 |
| 13.3.4 | <i>Distribución de Beneficios en Agricultura</i> | 171 |
| 13.3.5 | <i>Casos</i> | 172 |
| 13.4 | OTROS BENEFICIOS | 174 |
| 13.4.1 | <i>Visibilidad</i> | 174 |
| 13.4.2 | <i>Materiales</i> | 175 |
| 14 | ANÁLISIS ECONÓMICO | 176 |
| 14.1 | SELECCIÓN DE UNA TASA DE DESCUENTO ADECUADA | 176 |
| 14.2 | AGREGACIÓN DE BENEFICIO Y COSTO SOCIAL | 178 |
| 14.3 | ANÁLISIS DE IMPACTOS ECONÓMICOS | 178 |
| 14.3.1 | <i>Indicadores Económicos y Métricas</i> | 179 |
| 14.3.2 | <i>Análisis de Flujos a distintas Tasas de Descuento</i> | 180 |
| 14.3.3 | <i>Análisis de Sensibilidad</i> | 181 |
| 14.3.4 | <i>Análisis de Incertidumbre</i> | 182 |
| 14.4 | CASOS | 184 |
| 14.4.1 | <i>Casos</i> | 184 |
| 15 | BIBLIOGRAFÍA | 187 |
| 16 | ANEXOS | 193 |
| I. | AGIES Y ESTUDIOS QUE UTILIZAN ACB REALIZADOS EN CHILE | 193 |
| II. | RESUMEN DOCUMENTO “PRECIOS SOCIALES PARA LA EVALUACIÓN DE PROYECTOS” | 203 |

Lista de Tablas

| | | |
|-----------|--|----|
| Tabla 3-1 | Listado de AGIES elaborados en Chile producto de un anteproyecto de norma | 18 |
| Tabla 4-1 | Comparación entre ACB y ACE | 23 |
| Tabla 5-1 | Ejemplo ACB..... | 28 |
| Tabla 5-2 | Buenas Prácticas para la elaboración de un ACB según Toman y Farrow (1998) | 35 |
| Tabla 5-3 | Comparación entre resultados estudio Antecedentes Anteproyecto Norma Calidad PM _{2,5} y Principio de Equimarginalidad | 40 |
| Tabla 5-4 | Ejemplo - Costos según agente social y tipo de fuente (MUSD) | 41 |
| Tabla 5-5 | Ejemplo - Beneficios según agente social y tipo de fuente (MUSD) | 42 |
| Tabla 5-6 | Trato de incertidumbre..... | 43 |
| Tabla 8-1 | Alcances que deben ser definidos | 59 |
| Tabla 8-2 | Contaminantes..... | 61 |
| Tabla 8-3 | Clasificación de fuentes emisoras según Tipo, Subtipo y Categoría | 63 |
| Tabla 8-4 | Efectos en Salud | 68 |
| Tabla 8-5 | Resumen alcance norma termoeléctricas..... | 71 |

| | |
|--|-----|
| Tabla 8-6 Resumen alcance PPDA | 72 |
| Tabla 9-1 Factores de variación de FE | 78 |
| Tabla 9-2 Fuentes de Información para obtener los Factores de Emisión | 82 |
| Tabla 9-3 Línea base DICTUC 2009 (ton) | 84 |
| Tabla 9-4: Factores de emisión según norma y capacidad de buses (gr/km) | 84 |
| Tabla 9-5 Parque Base de buses considerado según capacidad. 2009 - 2015 | 86 |
| Tabla 9-6 Tipos de fuentes PPDA | 87 |
| Tabla 9-7 Caracterización fuentes fijas PPDA | 90 |
| Tabla 9-8 Uso de combustible PPDA | 90 |
| Tabla 10-1 Ventajas y Desventajas de las medidas del tipo Comando y Control | 93 |
| Tabla 10-2 Ejemplo de información contenida en la base de datos de CATC, EPA | 95 |
| Tabla 10-3 Medidas PPDA | 96 |
| Tabla 10-4 Medidas de abatimiento para centrales térmicas de generación eléctrica | 97 |
| Tabla 10-5 Cumplimiento mayores emisores | 100 |
| Tabla 10-6 Equipos de Abatimiento analizados en Medio Ambiente Gestión L. A. Cifuentes (2010) | 103 |
| Tabla 10-7 Medidas de reducción PPDA | 105 |
| Tabla 11-1 Ajustes a costos privados | 109 |
| Tabla 11-2 Ejemplo – Costos considerados en la realización de un AGIES | 112 |
| Tabla 11-3 Distribución porcentual según tipo de costo y agente social | 114 |
| Tabla 11-4 Costos utilizados en la evaluación del AGIES PPDA RM | 116 |
| Tabla 11-5 Distribución de costos PPDA | 118 |
| Tabla 11-6 Supuestos costos | 120 |
| Tabla 12-1 Modelos fotoquímicos | 124 |
| Tabla 12-2 Relaciones entre Contaminantes emitidos y componente en el filtro | 134 |
| Tabla 13-1 Efectos de la contaminación | 136 |
| Tabla 13-2 Etapa de cuantificación de impactos en la función daño | 137 |
| Tabla 13-3 Etapa de valorización de impactos en la función daño | 143 |
| Tabla 13-4 Resumen cambio de incidencia | 151 |
| Tabla 13-5 Ejemplo - Criterios de asignación de las perdidas en productividad a los diferentes agentes | 157 |
| Tabla 13-6 Efectos en salud KAS | 159 |
| Tabla 13-7 Valor y producción cultivos | 174 |
| Tabla 14-1 Valores tasa de descuento | 176 |
| Tabla 14-2 Resultados considerando IC | 184 |
| Tabla 14-3 Resumen indicadores AGIES PPDA | 184 |
| Tabla 14-4 Distribución beneficios | 185 |
| Tabla 14-5 Distribución costos PPDA | 186 |
| Tabla 14-6 Distribución beneficios PPDA | 186 |

Lista de Figuras

| | |
|---|----|
| Figura 2-1 Nivel óptimo social de contaminación | 14 |
| Figura 4-1 Curva de Utilidad Individual | 20 |
| Figura 4-2 Curvas de Indiferencia social | 21 |
| Figura 4-3 Curvas de Indiferencia Social y Curva de Posibilidades de Utilidad | 21 |
| Figura 5-1 Esquema ACB | 26 |
| Figura 5-2 Esquema de los valores de uso y no uso | 32 |
| Figura 5-3 Mejora Potencial de Pareto | 37 |
| Figura 5-4 Ejemplo - Costos Marginales según Tipo de Fuente | 39 |
| Figura 5-5 Representación gráfica modelo | 45 |

| | |
|--|-----|
| Figura 5-6 Sensibilidad en el modelo..... | 47 |
| Figura 5-7 Sensibilidad de rango nominal | 50 |
| Figura 5-8 Escenarios combinatorios..... | 51 |
| Figura 5-9 Sensibilidad CAA | 54 |
| Figura 6-1 Esquema del Marco Metodológico propuesto | 55 |
| Figura 8-1 Reducción de depositación de MP10 según escenario de norma de emisión. Años 2014 y 2020 (ton/año) | 67 |
| Figura 8-2 Escenarios reducción de concentraciones..... | 70 |
| Figura 9-1 Herramientas para la estimación de emisiones | 75 |
| Figura 9-2 Variación FE velocidad | 79 |
| Figura 9-3 Variación del Factor de Emisión según Velocidad y Desgaste | 80 |
| Figura 9-4 Evolución norma Euro para el NOX de Camiones Diesel | 81 |
| Figura 9-5 Evolución norma Euro para el PM de Camiones Diesel | 81 |
| Figura 9-6 Variación NA según antigüedad | 83 |
| Figura 9-7 Línea base emisiones SOx..... | 85 |
| Figura 9-8 Emisiones al aire declaradas por el propio sector de rubros industriales RETC, 2007 | 86 |
| Figura 9-9 Línea base PM _{2.5} vehículos pesados | 88 |
| Figura 10-1 Distribución de incumplimientos según tipo de falta | 101 |
| Figura 11-1 Distribución porcentual de costos | 113 |
| Figura 11-2 Costo y beneficio según agente económico | 114 |
| Figura 12-1 Modelos atmosféricos | 121 |
| Figura 12-2 Ejemplo de salida del modelo CAMx | 125 |
| Figura 12-3 Modelo de dispersión | 126 |
| Figura 12-4 Supuesto de la relación lineal entre emisiones y concentraciones | 128 |
| Figura 12-5 Cambio en concentraciones Transantiago | 131 |
| Figura 12-6 Fracción de componentes elementales de PM 2.5 (2005) | 133 |
| Figura 13-1 Variación Compensatoria | 138 |
| Figura 13-2 Variación Equivalente | 139 |
| Figura 13-3 Esquema del método de la función de daño | 145 |
| Figura 13-4 Linearización de cambio de incidencia | 150 |
| Figura 13-5 Función daño agricultura..... | 161 |
| Figura 13-6 Beneficio social..... | 163 |
| Figura 13-7 Efecto de reducción en rendimiento de cultivos..... | 163 |
| Figura 13-8 Efecto de daño a calidad de productos | 164 |
| Figura 13-9 AOT para un día | 167 |
| Figura 13-10 Cambio rendimiento SO2 | 170 |
| Figura 13-11 Cambio de rendimiento debido al SO ₂ | 173 |
| Figura 14-1 Sensibilidad tasa de descuento | 182 |
| Figura 14-2 Beneficios según medida PPDA RM – Escenarios Bajo y Alto..... | 185 |

Lista de Ecuaciones

| | |
|--|----|
| Ecuación 2-1 Beneficio Neto..... | 13 |
| Ecuación 2-2 Formulación Matemática Optimo Social..... | 13 |
| Ecuación 5-1 Modelo ACB..... | 43 |
| Ecuación 5-2 Modelo simplificado..... | 45 |
| Ecuación 5-3 Vector de valores | 45 |
| Ecuación 5-4 Escenario nominal | 46 |
| Ecuación 5-5 Sensibilidad | 46 |

| | |
|--|-----|
| Ecuación 5-6 Elasticidad | 47 |
| Ecuación 5-7 Aproximación Gaussiana | 48 |
| Ecuación 5-8 Varianza del resultado..... | 48 |
| Ecuación 5-9 Sensibilidad de rango nominal | 49 |
| Ecuación 5-10 Muestra de resultados aleatorios | 51 |
| Ecuación 5-11 Media de la muestra | 52 |
| Ecuación 5-12 Varianza de la muestra..... | 52 |
| Ecuación 5-13 Intervalo de confianza..... | 52 |
| Ecuación 5-14 Tamaño de muestra | 52 |
| Ecuación 9-1 Cálculo de Emisión | 76 |
| Ecuación 9-2 Eficiencia en reducciones | 78 |
| Ecuación 9-3 Emisión fuentes fijas PPDA..... | 91 |
| Ecuación 10-1 Factor de Emisión con Medida de Abatimiento | 98 |
| Ecuación 10-2 Impacto en el Nivel de Actividad por un impuesto al combustible..... | 99 |
| Ecuación 10-3 FE con norma de emisión | 102 |
| Ecuación 10-4 Cambio en emisiones norma termoeléctricas | 104 |
| Ecuación 10-5 Factor de emisión Bus Euro III/EPA2007 con filtro | 106 |
| Ecuación 11-1 Pago anual de una inversión | 110 |
| Ecuación 11-2 Costo Oportunidad..... | 110 |
| Ecuación 11-3 Costo alternativo de viaje | 119 |
| Ecuación 11-4 Costos operación vehículo con restricción..... | 120 |
| Ecuación 12-1 Supuesto de la relación lineal entre emisiones y concentraciones..... | 128 |
| Ecuación 12-2 FEC PPDA..... | 132 |
| Ecuación 13-1 Tasa de incidencia base..... | 148 |
| Ecuación 13-2 Cambio de incidencia en efectos..... | 148 |
| Ecuación 13-3 Linearización de cambio de incidencia..... | 149 |
| Ecuación 13-4 Exposición aguda..... | 150 |
| Ecuación 13-5 Efectos anuales | 151 |
| Ecuación 13-6 Transferencia WTP | 153 |
| Ecuación 13-7 Proyección valorización de efectos | 153 |
| Ecuación 13-8 Cálculo de la tasa de crecimiento del ingreso per cápita | 153 |
| Ecuación 13-9 Cálculo del beneficio de un efecto determinado para un año específico dentro del periodo de análisis. | 154 |
| Ecuación 13-10 Agregación de beneficios | 154 |
| Ecuación 13-11 Beneficios unitarios salud | 155 |
| Ecuación 13-12 Beneficio resultante | 155 |
| Ecuación 13-13 Efectos en exceso KAS..... | 159 |
| Ecuación 13-14 Función exposición-respuesta..... | 167 |
| Ecuación 13-15 Porcentaje de cambio en rendimiento..... | 168 |
| Ecuación 13-16 Producción con medida..... | 168 |
| Ecuación 13-17 Beneficio en producción ozono..... | 168 |
| Ecuación 13-18 Cambio en rendimiento a causa de acidificación | 169 |
| Ecuación 13-19 Cambio en producción SO2 | 170 |
| Ecuación 13-20 Producción en escenario con medida | 170 |
| Ecuación 13-21 Beneficio social agricultura | 171 |
| Ecuación 13-22 Función dosis-respuesta SO2 MG | 172 |
| Ecuación 14-1 Agregación beneficio social..... | 178 |
| Ecuación 14-2 Costo-efectividad concentraciones | 179 |
| Ecuación 14-3 Costo-efectividad emisiones | 179 |
| Ecuación 14-4 Razón beneficio-costos | 180 |

Ecuación 14-5 Beneficio social neto180

Acrónimos y Abreviaturas

Instituciones

| | |
|------------|--|
| CATC | Centro de Tecnología del Aire Limpio |
| CONAMA | Comisión Nacional del Medio Ambiente |
| DICTUC | Dirección de Investigaciones Científicas y Tecnológicas de la Pontificia Universidad Católica de Chile |
| FONASA | Fondo Nacional de Salud |
| ISAPRE | Institución de Salud Previsional |
| INE | Instituto Nacional de Estadística |
| IPCC | <i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i> |
| MACAM | Red de Monitoreo de la Calidad del Aire de la Región Metropolitana |
| MIDEPLAN | Ministerio de Planificación y Cooperación |
| MINSEGPRES | Ministerio Secretaría General de la República |
| NCAR | <i>National Center for Atmospheric Research</i> |
| OECD | Organización para la Cooperación Económica y el Desarrollo |
| OMS | Organización Mundial de la Salud |
| SEIA | Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental |
| SERNAC | Servicio Nacional del Consumidor |
| USEPA/EPA | <i>United States Environmental Protection Agency</i> |

Programas y Estudios

| | |
|--------------|---|
| EOTCP | <i>European Open Top Chamber Program</i> |
| NCLAN | <i>National Crop Loss Assessment Network</i> |
| MODEM | Modelo de Emisiones Vehiculares |
| MODEC | Modelo Económico-Ambiental de Planes de Desarrollo del Sistema de Transporte Urbano |
| PNUMA | Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente |
| UNECE LRTRAP | <i>United Nations Economic Commission for Europe Convention on Long-range Transboundary Air Pollution</i> |

Monedas

| | |
|------|--------------------------------|
| CLP | Pesos de Chile |
| EUR | Euros |
| MUSD | Millones de Dólares Americanos |
| USD | Dólares Americanos |

Países

| | |
|-------|---------------------------|
| EE.UU | Estados Unidos de América |
|-------|---------------------------|

UE Unión Europea

Efectos a la Salud

| | |
|------|--|
| CHD | Enfermedad Cardioisquémica, por sus siglas en inglés <i>“Congestive Heart Disease”</i> |
| CHF | Falla Cardioisquémica, por sus siglas en inglés <i>“Congestive Heart Failure”</i> |
| COPD | Enfermedad Respiratoria Crónica, por sus siglas en inglés <i>“Chronic Obstructive Pulmonary Disease”</i> |
| CVD | Enfermedad Cardiovascular, por sus siglas en inglés <i>“Cardiovascular Disease”</i> |
| DYS | Disrritmia, por sus siglas en inglés <i>“Dysrhythmia”</i> |
| HA | Admisiones Hospitalarias |
| IHD | Enfermedad Cardioisquémica, por sus siglas en inglés <i>“Isquemic Heart Disease”</i> |
| LRI | Infección Respiratoria Aguda, por sus siglas en inglés <i>“Lower Respiratory –Tract Infection”</i> |
| RTI | Infeccion Tracto-Respiratoria, por sus siglas en inglés <i>“Respiratory Track Infection”</i> |
| TIA | Ataque Isquémico Transiente, por sus siglas en inglés <i>“Transient Isquemic Attack”</i> |

Abreviaturas

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

| | |
|-------|---|
| PPDA | Plan de Prevención y Descontaminación Ambiental |
| PYMES | Pequeñas y Medianas Empresas |
| RE | Eficiencia del convertidor catalítico en cuanto a reducción de emisiones. |
| RT | Revisión Técnica |
| RV | Restricción Vehicular |
| SIC | Sistema Interconectado Central |
| SING | Sistema Interconectado del Norte Grande |
| TIR | Tasa Interna de Retorno |
| VAN | Valor Actual Neto |
| VET | Valor Económico Total |
| WTP | Disposición a Pagar, por sus siglas en ingles " <i>Willingness to Pay</i> " |

1 Organización de este Documento

El presente documento tiene la intención de guiar al analista en la elaboración de un “Análisis General de Impacto Económico y Social” (AGIES) utilizando un Análisis Costo Beneficio como herramienta en la toma de decisiones.

El documento se divide en secciones que explican cada uno de los pasos que se plantearan para la realización de un AGIES con el método de análisis costo beneficio. La Sección 1 tiene por objetivo en primera instancia realizar una introducción teórica del problema de la contaminación atmosférica y la toma de decisiones para posteriormente hacer una revisión de los métodos existentes para la toma de decisiones, entre ellos Análisis Costo Beneficio y Análisis Costo Efectividad. La Sección 6 tiene por objetivo otorgar al analista una descripción general de la metodología para la elaboración de un AGIES con el método ACB mientras que las secciones siguientes entregan la metodología específica a seguir en cada una de las etapas. Cada una de las secciones que entregan la metodología específica de cada etapa de la elaboración de un AGIES cuenta con un cuadro inicial que lista cada uno de los pasos específicos que debe completar el analista en dicha etapa. El analista debe asegurarse de que se realizaron o analizaron dichos pasos para poder completar la etapa correspondiente. Además, cada una de esas secciones finaliza con un caso de cómo otros estudios ya realizados en Chile y que utilizaron un ACB abordaron la correspondiente etapa. Si el analista desea contextualizarse con los respectivos estudios que se utilizan para realizar estos casos, en el Anexo I puede encontrar un pequeño resumen de cada uno de ellos.

Además, la Sección 7 tiene como objetivo contextualizar y describir resumidamente todas las etapas que tendrá que realizar el analista para una completa y correcta elaboración de un AGIES.

2 Introducción

La relevancia del análisis económico y social para la evaluación y diseño de normas ambientales tiene numerosas dimensiones. Por un lado se tiene la necesidad de tomar decisiones, en consecuencia de los recursos limitados, para determinar la intensidad de regulación de los agentes participantes de la economía para lograr objetivos ambientales. Por otro lado existe la posibilidad de diseñar y generar instrumentos de mercado para modificar el comportamiento de los agentes de una manera más apacible y beneficiosa para la sociedad.

Los recursos naturales, servicios y calidad provistos por el ambiente poseen un valor económico (Ashford & Caldart 2008). En el contexto apropiado, el estudio de la economía puede contribuir a la evaluación y priorización de distintas alternativas para mejorar la calidad ambiental a la cual están sujetos los habitantes del país. Tanto la evaluación como la priorización pueden realizarse dentro de una cierta área de interés (como por ejemplo la reducción de la contaminación atmosférica desde variadas fuentes) o entre distintas aéreas de interés (contaminación atmosférica, hídrica y residuos tóxicos). La economía, a través de diferentes criterios para la toma de decisiones, ofrece una alternativa para racionalizar la intervención de un problema ambiental en particular.

Actualmente el mecanismo preferido para conducir actividades económicas y sociales, y tomar decisiones en torno a estos ejes, es el mercado privado. El mercado corresponde a una red descentralizada para realizar transacciones en la cual se revelan las preferencias individuales de los participantes. El funcionamiento correcto del mercado teórico corresponde a un "mercado perfecto" que contiene dos importantes características. Primero, el mercado es económicamente eficiente lo que implica que los recursos se distribuyen entre los agentes según quienes más los valoren (o alternativamente los recursos son utilizados según su mayor valor de uso). Por lo tanto, la combinación apropiada de bienes y servicios se producen y todas las transacciones que son mutuamente beneficiosas para las partes involucradas son realizadas hasta el punto en que no es posible mejorar el bienestar de un individuo sin empeorar el de otro (eficiencia en el sentido de Pareto). Segundo, las transacciones en el mercado perfecto son totalmente voluntarias, siempre y cuando las partes interesadas sean capaces de negociar un beneficio mutuo.

Para que el mercado perfecto suceda se necesitan cumplir 4 condiciones. Primero, todos los costos y beneficios derivados de las acciones de las partes involucradas en el mercado deben ser soportadas por los participantes, esto significa que el mercado no debe generar externalidades (la común inexistencia de esta condición es una de las causas primarias del descontrol en cuanto a emisión de contaminantes al ambiente). Segundo, los participantes del mercado deben tener información perfecta sobre los valores del mercado y las consecuencias de generar las transacciones correspondientes. Tercero, los mercados deben ser perfectamente competitivos, para que de esta manera los agentes del mercado (productores y consumidores)

no puedan influir excesivamente en los precios de los bienes y servicios. Cuarto, dado que los resultados del mercado varían según la distribución inicial de los recursos, la legitimidad y deseabilidad de la distribución final obtenida por el mercado requiere que exista una regulación ética y distributiva en el cual los mercados funcionen dentro de los márgenes de lo socialmente aceptable.

En la práctica la inexistencia de uno o más de estas condiciones es más la regla que la excepción. Esta situación es particularmente relevante en la regulación ambiental a causa de las externalidades presentes en los mercados. Las externalidades surgen cuando las acciones de un agente imponen costos o beneficios en otros pero no son reconocidos por las transacciones de mercado. El clásico ejemplo de esta situación es de hecho la contaminación ambiental. Por ejemplo consideremos la actividad de una fábrica que como subproducto emite contaminantes al aire por la presencia de una caldera industrial la cual se encuentra cercana a una comunidad. En este caso los habitantes no reciben compensación alguna por la empresa dueña de la fábrica, por ende los costos asociados a la contaminación no son reflejados en las transacciones de mercado y surge una externalidad (algunas veces se denomina como un "mal público" en contraste a los "bienes públicos"). En este ejemplo la fábrica sin regulación puede disponer del aire como un recurso sin costo, incluso cuando las decisiones productivas de la empresa imponen un costo social en la comunidad cercana. Como consecuencia, la empresa encontrará rentable contaminar el aire más allá del óptimo social.

El óptimo social se encuentra definido por la maximización del beneficio total que se traduce en que el óptimo social ocurre cuando el beneficio marginal es igual al costo marginal. La formalización matemática de esta situación se muestra en las siguientes ecuaciones.

El beneficio neto se encuentra definido por la diferencia entre los beneficios y costos totales los cuales dependen de la cantidad de emisiones descargadas al medio ambiente.

Ecuación 2-1 Beneficio Neto

$$\text{BeneficioNeto} = \text{BeneficioTotal}(E) - \text{CostoTotal}(E)$$

Si maximizamos el beneficio neto $\left(\frac{\partial \text{BeneficioNeto}(E)}{\partial E} = 0 \right)$ en búsqueda del óptimo social resulta que el óptimo social ocurre cuando el beneficio marginal es igual al costo marginal tal como lo muestra la siguiente ecuación.

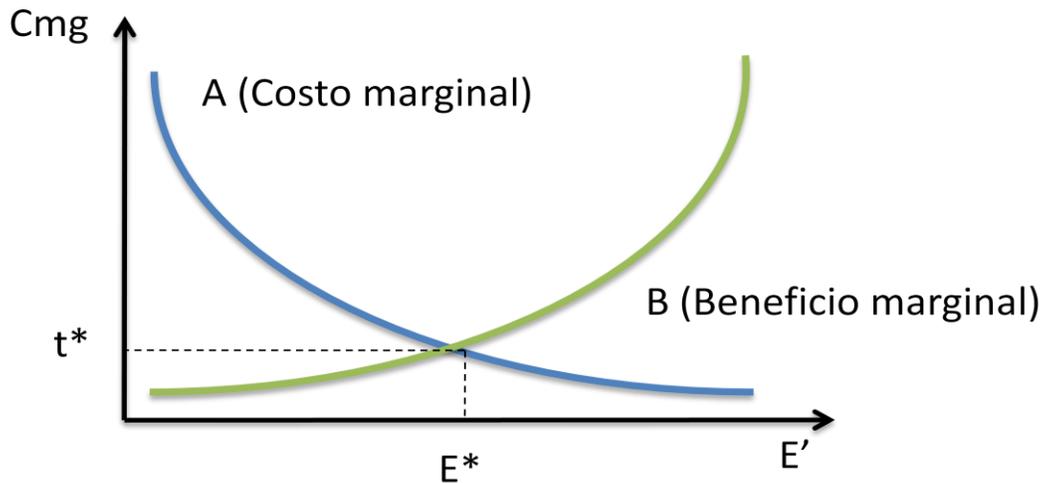
Ecuación 2-2 Formulación Matemática Óptimo Social

$$\frac{\partial \text{BeneficioTotal}(E)}{\partial E} = \frac{\partial \text{CostoTotal}(E)}{\partial E} \Rightarrow \text{BMg}(E) = \text{CMg}(E)$$

Esto último se ilustra en la Figura 2-1. El eje horizontal corresponde a la cantidad de contaminante descargado por la fábrica. Un movimiento desde la derecha a la izquierda indica

que menos contaminación está siendo descargada (se produce abatimiento). La curva A (en azul) representa el costo marginal para la empresa de reducir su contaminación. Mientras la empresa reduce sus emisiones de E' a 0 los costos aumentan ya que en teoría la empresa debería ir agotando sus alternativas de abatimiento a partir de las menos costosas hacia las que imponen un mayor costo. La curva B (en verde) representa el costo social marginal del daño a la población a causa de la contaminación. A esta curva a veces se le refiere como la disposición a pagar (DAP) marginal para evitar la contaminación, o el valor marginal del aire o agua limpia. Esta curva también representan los beneficios marginales para aquellos individuos expuestos a las reducciones en contaminación.

Figura 2-1 Nivel óptimo social de contaminación



Fuente: Elaboración propia

El costo social marginal aumenta mientras la fábrica aumenta sus descargas desde 0 hacia E' . Acorde con la teoría neoclásica económica, el óptimo social corresponde al punto E^* , en donde el daño causado por una unidad adicional de descarga es igual al costo marginal t^* de reducirlo. Sin embargo en un contexto desregulado la empresa escogerá descargar cantidades cercanas al punto E' , en exceso del óptimo social. Esto ocurre debido a que el costo marginal del daño generado por la contaminación es cero para la empresa, por lo tanto no será rentable incurrir en costos para reducir su descarga.

Es en este contexto que se hace necesaria la regulación por parte del gobierno mediante los instrumentos de gestión ambiental (normas de calidad, normas de emisión y planes de prevención y descontaminación).

Por su parte Kenneth J. Arrow en un artículo publicado en 1996 describe los principales roles de herramientas económicas, específicamente el análisis costo beneficio, para soportar decisiones en relación a la regulación por parte del gobierno, se destacan los siguientes puntos:

- Quienes toman las decisiones no deberían ser restringidos en el uso de herramientas económicas para estimar los costos y beneficios asociados a distintas políticas.
- El ACB debería ser requerido para las decisiones que involucren cambios regulatorios mayores. La escala y alcance del análisis debería depender directamente de lo que está en juego en la decisión como también de la probabilidad de que la información resultante del análisis pueda afectar la decisión final.
- A pesar de que a las entidades se les solicite un ACB para reformas regulatorias la decisión final no debería estar estrictamente definida por el resultado del análisis. Hay factores que escapan del análisis y estos deben ser considerados en la decisión final, como por ejemplo la equidad intergeneracional resultante por la decisión (Kenneth J. Arrow 1996).

A continuación se presentarán los antecedentes de regulación ambiental aplicable en Chile en la elaboración de normas relacionadas con el medioambiente, la cual manifiesta la necesidad de realizar un AGIES y que este evalúe los costos y beneficios generados por la aplicación de dicha norma. Además se presentan los antecedentes correspondientes a los AGIES ya realizados en Chile.

3 Antecedentes de Regulación Ambiental en Chile

3.1 Instrumentos de Gestión Ambiental

Según el Sistema Nacional de Información Ambiental, la institucionalidad ambiental del país posee diferentes mecanismos legales para lograr sus objetivos. Dentro de estos se encuentran las normas de emisión, normas de calidad, sistemas de evaluación de impacto ambiental, planes de prevención y descontaminación, participación ambiental ciudadana, fondo de protección ambiental y educación ambiental. Dentro del objetivo de este documento los instrumentos de gestión ambiental de interés corresponden a los planes de prevención y descontaminación, las normas de emisión y las normas de calidad.

Las normas de emisión establecen límites a la cantidad de contaminantes emitidos al aire o al agua que pueden producir las instalaciones industriales o fuentes emisoras en general. El objetivo de estas normas puede ser la prevención de la contaminación o de sus efectos, o bien ser un medio para restablecer los niveles de calidad del aire o del agua cuando estos han sido sobrepasados. Su aplicación puede ser a nivel nacional o a nivel local dependiendo del objetivo de protección que tenga la norma.

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

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

3.2 Normativa – Necesidad Legal de realizar un AGIES

La Ley 19.300 sobre Bases Generales del Medio Ambiente introdujo formalmente el análisis económico en los procesos de elaboración de ciertas regulaciones ambientales en Chile. Particularmente, en sus Artículos 32, 40 y 44 se establece el procedimiento que se debe seguir para la dictación de una norma de calidad, una norma de emisión y planes de prevención y

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

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

descontaminación respectivamente el cual incluye dentro de sus etapas un análisis técnico y económico (Ministerio Secretaría General de la Presidencia 2007)..

Por su parte, el Decreto Supremo 93, en su Artículo 15, estipula que una vez elaborado un anteproyecto de norma (norma de emisión, norma de calidad o planes de prevención y descontaminación) se deberá encargar un Análisis General del Impacto Económico y Social (AGIES) de la o las normas contenidas en dicho anteproyecto. Dicho estudio deberá evaluar los costos y beneficios para la población, ecosistemas o especies directamente afectadas o protegidas y deberá contener los costos y beneficios para el o los emisores que deberán cumplir la norma y los costos y beneficios para el Estado como responsable de la fiscalización del cumplimiento de la norma (Ministerio Secretaría General de la Presidencia 1995).

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

En respuesta a dicha reglamentación es que se hace necesaria una metodología para escoger entre alternativas que se barajen para mejorar la calidad ambiental y la herramienta más ampliamente usada y desarrollada para esta situación corresponde al Análisis Costo Beneficio (ACB).

3.3 Experiencia en Realización de AGIES

Tal como lo dice el Decreto Supremo 93, en su Artículo 15, al elaborar un anteproyecto de norma es necesaria la elaboración de un AGIES. La siguiente tabla muestra todas las normas relacionadas con la calidad del aire vigente que fueron declaradas en Chile posterior al año 1995 (posterior al decreto) las que tienen asociado un correspondiente AGIES (se incluyen normas de calidad, normas de emisión, PPDA y PDA).

Tabla 3-1 Listado de AGIES elaborados en Chile producto de un anteproyecto de norma

| Tipo de Norma | Título | Año Publicación Norma | ¿Analizado? | Método Análisis Costos y Beneficios |
|---------------|--|-----------------------|---------------|---|
| Calidad | Norma Primaria de Calidad Ambiental para Material Particulado Fino Respirable MP2,5 | 2011 | Si | Costos: Valorizado Beneficios: Valorizado incluyendo Salud, Materiales (solo RM) y Visibilidad (solo RM) Tipo: Análisis Costo Beneficio |
| | Norma de Calidad Primaria de Aire para Monóxido de Carbono (CO), Dióxido de Azufre (SO ₂), Ozono (O ₃), Dióxido de Nitrógeno (NO ₂) y Partículas Totales en Suspensión (PTS) | 2002 | No Disponible | |
| | Norma de Calidad Primaria para Plomo en el Aire | 2000 | Si | Costos: Valorizado Beneficios: Valorizado (Salud). Tipo: Análisis Costo Beneficio |
| Emisión | Revisión Norma de Emisión para Motores de Buses de Locomoción Colectiva de la Ciudad de Santiago | Aún no publicada | Si | Costos: Valorizado Beneficios: Valorizado (Salud, Materiales, Visibilidad) Tipo: Análisis Costo Beneficio |
| | Norma de Emisión para Termoeléctricas. | 2011 | Si | Costos: Valorizado Beneficios: Valorizado (Salud), Cuantificado (Recursos Naturales), Identificado (Materiales y Visibilidad) Tipo: Análisis Costo Beneficio con ítems valorizados. |
| | Norma de Emisión para Artefactos de Uso residencial que Combustionan con Leña y otros Combustibles de Biomasa | Aún no publicada | Si | Costos: Valorizado Beneficios: Valorizado (Salud) Análisis Costo Beneficio |
| | Norma de Emisión de Material Particulado y Gases para Grupos Electrógenos en la Región Metropolitana | Aún no publicada | Si | Costos: Valorizado Beneficios: Valorizado (Salud, Materiales, Visibilidad) Tipo: Análisis Costo Beneficio |
| | Norma de Emisión Incineración y Coincineración | 2007 | No Disponible | |
| | Normas de Emisión para Motores de Buses de Locomoción Colectiva de la Ciudad de Santiago | 2002 | No Disponible | |
| | Norma de Emisión para Motocicletas | 2000 | Si | Costos: Valorizado Beneficios: Valorizados (Salud, Ruido, Congestión) Tipo: Análisis Costo Beneficio |
| | Norma de Emisión de Hidrocarburos No Metánicos para Vehículos Livianos y Medianos | 2000 | Si | Tipo: Valorizado Beneficios: Identificados (Salud, Materiales, Agricultura, Visibilidad) Tipo: Descripción de Costos y Beneficios |
| | Norma de Emisión para la regulación del contaminante arsénico emitido al aire | 1999 | Si | Costos: Valorizados Beneficios: Cuantificados (Salud) Tipo: Descripción de Costos y Beneficios |
| PPDA / PDA | PPDA Región Metropolitana | 2000 + Actualización | Si | Costos: Valorizados Beneficios: Valorizados (Salud) |

| Tipo de Norma | Título | Año Publicación Norma | ¿Analizado? | Método Análisis Costos y Beneficios |
|---------------|--------------------------------------|------------------------|---------------|--|
| | | es | | Tipo: Análisis Costo Beneficio |
| | PPDA Chuquicamata | 1993 + Actualizaciones | Si | Costos: Valorizados Beneficios: Valorizados (Salud) Tipo: Análisis Costo Beneficio |
| | PDA Tocopilla | 2010 | Si | Costos: Valorizados Beneficios: Valorizados (Salud), Identificados (materiales, agricultura, turismo, diversidad ecosistemas) Tipo: Análisis Costo Beneficio |
| | PDA María Helena y Pedro de Valdivia | 1999 + Actualizaciones | No Disponible | |
| | PDA Potrerillos | 1999 | Si | Costos: Valorizados Beneficios: Valorizados (Salud) Tipo: Análisis Costo Beneficio |
| | PDA Ventanas | 1992 | No Disponible | |
| | PDA Caletones | 1998 | No Disponible | |
| | PDA Temuco y Padre las Casas | 2010 | Si | Costos: Valorizados Beneficios: Valorizados (Salud, Visibilidad) Tipo: Análisis Costo Beneficio |

Fuente: Elaboración propia en base a SINIA

En el Anexo I se resumen las características principales de cada uno de los AGIES listados en la reciente tabla.

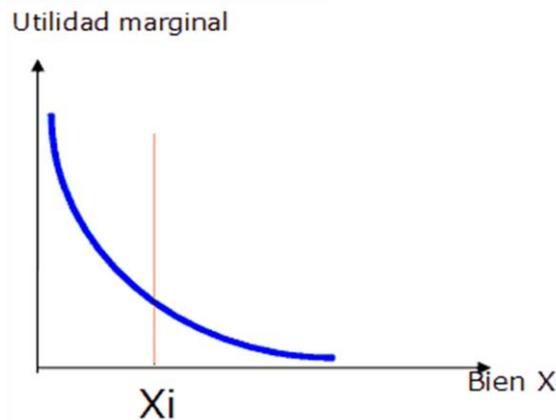
4 Criterios para la toma de decisiones

La evaluación de distintas alternativas de regulación, programas o políticas públicas que desee implementar el gobierno requiere un análisis que permita establecer u orientar la toma de decisión.

La economía del bienestar analiza el bienestar general a partir de las elecciones individuales y postula que la maximización de la utilidad del individuo lleva a la maximización por parte de la sociedad. Su herramienta conceptual más potente es la curva de posibilidades de utilidad que define el conjunto de asignaciones de utilidad que se puede lograr en una sociedad sujeta a las limitaciones de las elecciones individuales y las tecnologías (Timothy Besley 2002).

Cada individuo tiene sus propias preferencias, lo que se refleja en las curvas de utilidades individuales que mide la utilidad o satisfacción del individuo cuando disfruta de una cierta cantidad de un determinado bien. Esta situación se representa en la siguiente figura.

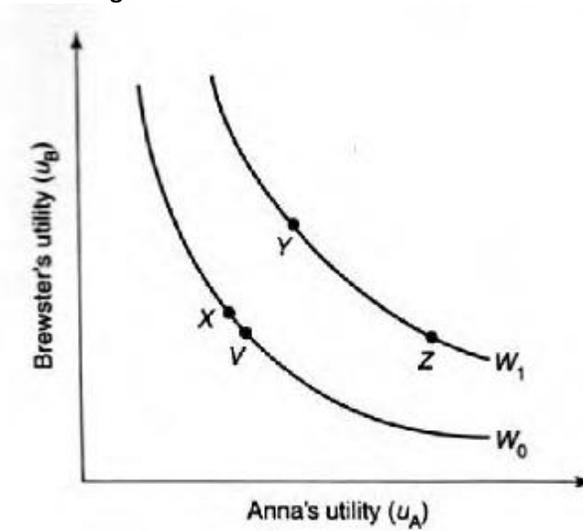
Figura 4-1 Curva de Utilidad Individual



Fuente: www.zonaeconomica.com

Una curva de indiferencia social es una relación que muestra las distintas combinaciones entre la utilidad de los distintos individuos que dan como resultado el mismo nivel de bienestar social. La función de bienestar social es una función que combina el bienestar de los distintos individuos para obtener el nivel de bienestar social (Stiglitz 2003).

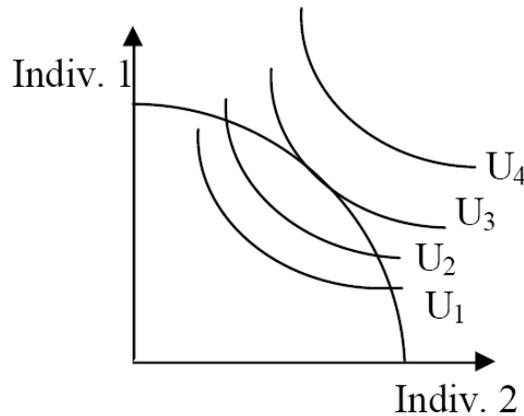
Figura 4-2 Curvas de Indiferencia social



Fuente: Kolstad (2000)

La función de bienestar social entrega la utilidad social para distintas asignaciones de recursos y permite entonces ordenar estas asignaciones, ya que esta función le asigna a cada asignación un nivel de bienestar de la sociedad. Por tanto, una asignación que implique un mayor valor de la función es preferida socialmente a otra que tenga un valor menor como se ilustra en la Figura 4-3.

Figura 4-3 Curvas de Indiferencia Social y Curva de Posibilidades de Utilidad



Fuente: Stiglitz (2003)

Las curvas de indiferencia social (U1, U2, U3 y U4) representan distintos valores de la función de bienestar social. A medida que más se aleja la curva del origen, mayor es el valor de la función. De esta manera U1 y U2 no son óptimas puesto que se puede alcanzar un mayor bienestar (U3 y U4). Es importante tener en cuenta que hay una restricción que impone la curva de posibilidades de utilidad, por lo tanto, U4 no es alcanzable por la sociedad. La selección óptima

estará dada por el punto tangente entre una curva de indiferencia (U_3 en la figura) y la curva de posibilidades de utilidad.

Las funciones de bienestar pueden ser utilitarias o rawlsianas. En la función social utilitarista, el bienestar social es igual a la suma de las utilidades de los miembros de la sociedad. En la rawlsiana, el bienestar social es igual a la utilidad del miembro de la sociedad peor situado.

La economía del bienestar, es una aproximación metodológica para juzgar los logros de los mercados y establecer criterios para las políticas gubernamentales con respecto a la asignación de recursos (Timothy Besley 2002).

Existen variados tipos de criterios o análisis para la toma de decisiones en busca de cumplir con la teoría del bienestar social explicada anteriormente. En forma genérica se agrupan principalmente en cuatro grandes categorías, a saber: basados en la utilidad, basados en los derechos, basados en las tecnologías y criterios híbridos (Morgan & Henrion 1990). Debido al tipo de decisión y los objetivos que se enfrentan en el presente documento sólo es necesario profundizar en los criterios basados en la utilidad.

Este tipo de análisis (criterios basados en la utilidad) implican decisiones basadas en la evaluación de los resultados obtenidos. Los criterios presentados a continuación capturan gran parte de las alternativas filosóficas usadas hoy en día (Morgan & Henrion 1990).

El primero implica un balance entre los costos y beneficios (ACB), el que puede incorporar o no la incertidumbre. El objetivo de este análisis es estimar y evaluar el beneficio neto.

Si el valor del beneficio no puede ser estimado, pero puede realizarse una elección entre un número de alternativas en el cual es posible obtener los respectivos costos, se utiliza el análisis costo-efectividad (ACE), en donde un objetivo deseado y obtenible es seleccionado, quizás en fundaciones no económicas. Luego se elige la alternativa que alcance el objetivo al menor costo, manteniendo el resto de los parámetros relativamente constantes.

Por otro lado existe el criterio de Análisis Costo Limitado (ACL), también llamado criterio de “presupuesto regulado” el cual fija un presupuesto máximo que la sociedad puede pagar por una actividad y luego intenta distribuir los recursos de manera de maximizar la reducción de riesgo (u otro beneficio social) alcanzado dentro de las limitaciones presupuestarias. Aunque el enfoque de éste criterio no puede establecer la restricción presupuestaria en el nivel social óptimo dentro de esa restricción se realiza al menos un incentivo para la eficiencia local en la asignación de recursos.

La formulación más general de los criterios basados en la utilidad es el criterio de maximización de una función de utilidad multi-atributo (AMA). La mayoría de las decisiones involucran elegir entre opciones que envuelven una colección de atributos que no son medibles y que sólo en

raras ocasiones es factible convertir el nivel de cada atributo a un equivalente valor monetario para luego sumarlos y obtener el valor económico total de la opción. El criterio multi-atributo proporciona una manera teórica de evitar éste problema. La utilidad esperada o la ganancia/pérdida esperada no son los únicos parámetros que pueden maximizarse o minimizarse. Por ejemplo, se puede elegir minimizar la posibilidad del peor resultado o maximizar la posibilidad del mejor resultado. Consideraciones políticas y de comportamiento dictan usar éste último criterio (Morgan & Henrion 1990).

El análisis costo-beneficio (ACB), cuando se aplica correctamente, ha demostrado ser la mejor herramienta para evaluar la aplicación de cualquier regulación mayor, siendo el análisis costo-efectividad (ACE) la segunda tendencia más relevante. En la Tabla 4-1 se puede apreciar una comparación entre ambos métodos.

Tabla 4-1 Comparación entre ACB y ACE

| Análisis Costo Beneficio (ACB) | Análisis Costo Efectividad (ACE) |
|--|---|
| Considera costos y beneficios del proyecto. | Sólo considera los costos de diferentes alternativas. |
| Considera la identificación, cuantificación y valoración de impactos. | No considera los impactos. Si la decisión ya está tomada, busca la manera más económica de realizarla. |
| Requiere mucha información y de buena calidad para tomar una decisión. | Permite decidir cuando la información es escasa. |
| Permite considerar múltiples parámetros y dimensiones de un proyecto en la toma de decisión. | No permite decidir considerando variaciones en múltiples parámetros simultáneamente (SO ₄ , salinidad, etc.) y múltiples impactos (recreación, actividad productiva), no es operativo. |
| Determina claramente cual alternativa es más beneficiosa para la sociedad. | No permite determinar cual alternativa es más beneficiosa para la sociedad (no considera la evaluación de impactos). |
| Un buen ACB considera en su análisis un ACE. | Un ACE no considera en su análisis un ACB. |

Fuente: Elaboración propia

Cabe destacar que la única ventaja del ACE, frente al ACB, es la facilidad de su ejecución y esto se debe a que se simplifica el problema de buscar el mejor mecanismo para una decisión de regulación ya tomada, sin contrastar beneficios con costos. El ACB sirve para comparar los costos y los beneficios de ejecutar programas o políticas. Un ACB debería intentar identificar, cuantificar y valorizar todos los impactos. Los costos deberían referirse a los costos económicos totales relacionados a la pérdida de bienestar debido a la implementación de políticas o proyectos. Esto implica la inclusión de los costos directos, los costos de financiamiento y los costos operacionales y de administración de las medidas adicionales. En tanto, los beneficios se refieren a los aumentos de bienestar producto de la implementación de las medidas. Los efectos de estas medidas pueden generar variaciones en los valores de mercado como también en otros aspectos que no son de mercado.

Kenneth J. Arrow en un artículo publicado en 1996 describe los principales roles de herramientas económicas, específicamente el análisis costo beneficio, para soportar decisiones en relación a la regulación por parte del gobierno destacando las siguientes recomendaciones en caso de seleccionar este método:

- Quienes toman las decisiones no deberían ser restringidos en el uso de herramientas económicas para estimar los costos y beneficios asociados a distintas políticas.
- El ACB debería ser requerido para las decisiones que involucren cambios regulatorios mayores. La escala y alcance del análisis debería depender directamente de lo que está en juego en la decisión como también de la probabilidad de que la información resultante del análisis pueda afectar la decisión final.
- A pesar de que a las entidades se les solicite un ACB para reformas regulatorias la decisión final no debería estar estrictamente definida por el resultado del análisis. Hay factores que escapan del análisis y estos deben ser considerados en la decisión final, como por ejemplo la equidad intergeneracional resultante por la decisión (Kenneth J. Arrow 1996).

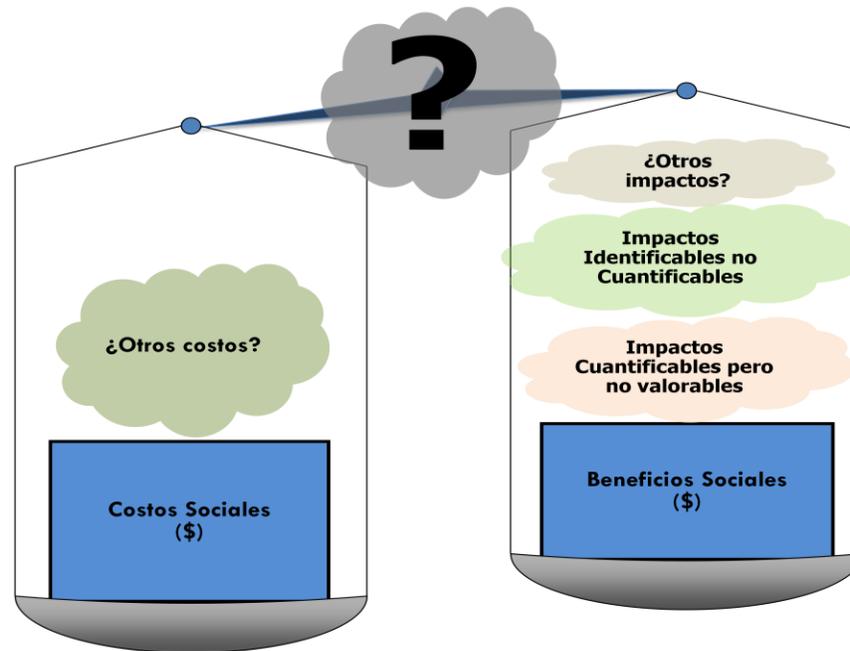
En la Sección 5 se aborda en profundidad la metodología de Análisis Costo Beneficio la cual, tal como se expresó en los párrafos anteriores, corresponde a la metodología más completa y preferida para la elaboración de un AGIES, siempre y cuando exista la información y los recursos disponibles.

5 Descripción General Análisis Costo-Beneficio

"Cuando sea posible, los costos y beneficios deberán ser cuantificados. Las estimaciones deberán ser presentadas junto con una descripción de las incertidumbres involucradas. Además, los valores utilizados para cuantificar los beneficios y costos en términos monetarios deberán ser basados en trade-offs que los individuos estarían dispuestos a hacer, tanto directa o indirectamente, en mercados representativos. El ACB está basado en la noción de que los valores asignados a los impactos de cada una de las medidas deben ser aquellos que cada individuo asignaría, y no los asignados por economistas, filósofos morales u otros". (Kenneth J. Arrow 1996)

El ACB es una técnica económica que genera información cuyo objetivo es mejorar la toma de decisiones. Básicamente consiste en identificar y estimar monetariamente, los impactos asociados a un cierto proyecto o alternativa (por ejemplo alternativas de reducción de emisiones) para luego contraponerlos y comparar el beneficio social que generan (el ACB en un contexto de regulación ambiental tiene un enfoque, hasta el momento, antropocéntrico en el sentido que traduce efectos nocivos de la contaminación a valores sociales que aumentan o disminuyen el bienestar social de la población afectada). Una manera simple de ejemplificar el concepto consiste en la representación de balanzas que pesan los costos contra los beneficios para identificar aquellas alternativas rentables socialmente. En la Figura 5-1 el esquema clásico de un análisis costo beneficio y lo que representa.

Figura 5-1 Esquema ACB



Fuente: Elaboración propia

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

- Identificación de impactos: Identificar los impactos que produce los contaminantes a evaluar.
- Cuantificación: Consiste en relacionar la concentración de contaminantes con el número de casos del efectos o el nivel de impacto de ellos.
- Valorización: Se deben valorizar los efectos en términos monetarios para así contraponerlos con los costos y evaluarlos.

Estas 3 etapas son complejas. Los impactos en ciertas circunstancias simplemente no pueden ser identificados ya que están sujetos al conocimiento actual entregado por la ciencia, lo que sugiere que aún no se conocen todos los efectos nocivos producidos por la contaminación. De los impactos que pueden ser identificados, solo algunos pueden ser cuantificados y de aquellos, solo algunos pueden ser valorados. La valoración es especialmente compleja debido a que algunas asignaciones son catalogadas como controversiales (esto es especialmente verdad para políticas que afectan el riesgo de enfermedad o muerte y muchos problemas ambientales implican estos riesgos) particularmente, entre otras complicaciones, debido a que asignan un valor a la reducción de la probabilidad de que ocurra un evento antes de que este realmente ocurra (Lave & Gruenspecht 1991).

El valor de la vida estadística (VVE), es una de las asignaciones que ha causado mayor controversia y que es utilizada en el ACB para evaluar los efectos, medidas o regulaciones asociadas a la contaminación atmosférica. Economistas y científicos han debatido con respecto a este valor, los detractores argumentan que no es moral o ético asignar “valor a una vida humana” y utilizar este valor en este tipo de análisis. Es importante destacar que el valor de la vida estadística no es más que la suma de las disposiciones a pagar de la población expuesta por reducciones de riesgo de muerte pequeñas tales que sumadas son igual a 1. Es necesario recalcar que este concepto no implica la valoración de la vida humana, sino que la valoración de riesgos pequeños de muerte.

La valorización es una de las debilidades del ACB, y es explicada con detalle en la sección 5.2.3.

Aquellos efectos (o flujos) futuros se descuentan para representar el valor monetario del impacto en el presente. Como los costos y beneficios asociados a cada una de las alternativas son inciertos se ajustan las estimaciones según su probabilidad de ocurrencia al aplicar cada una de las alternativas en evaluación. Finalmente se procede a sumar los beneficios y restar los costos correspondientes a cada alternativa para obtener el beneficio neto descontado. Calcular el beneficio neto de cada alternativa es el objetivo primordial del ACB ya que con él es posible identificar aquellas alternativas que más aumentan el bienestar social de la población, o alternativamente aquellas que son menos costosas. Si bien el ACB puede ser utilizado para evaluar alternativas bajo distintos contextos este estudio se enfocará en el uso para tomas de decisión en el ámbito de regulación ambiental, y específicamente, en calidad del aire.

Conceptualmente el ACB se utiliza para priorizar alternativas según el beneficio neto social atribuible a cada alternativa, sin embargo también ofrece la alternativa de identificar el nivel de contaminación óptimo teórico para la sociedad. No obstante, cuando el nivel objetivo de contaminación está dado, la técnica a utilizar es el análisis costo-efectividad (ACE) que consiste en priorizar alternativas de mitigación según la pérdida de bienestar social con el objetivo de lograr la calidad ambiental propuesta con la menor pérdida posible. El ACE se considera un subconjunto del ACB por lo que a veces en la literatura, y en el resto del estudio, al referirse a un ACB se está abarcando a las dos técnicas³.

A modo de ejemplo, en la Tabla 5-1 se representa un ACB simplificado que evalúa distintas normas de emisión para el contenido de plomo en combustibles para vehículos. La primera columna corresponde a los impactos identificados de introducir una norma poco restrictiva y la segunda al caso de aplicar una norma más restrictiva.

³ Si se desea profundizar en lo que consiste en términos generales y conceptuales un Análisis Costo Beneficio puede revisar Toman, M. & S. Farrow (1998). "Using Environmental Benefit-Cost Analysis to Improve Government Performance." Discussion Papers.

Tabla 5-1 Ejemplo ACB

| Impactos | Alternativa con norma poco restrictiva (MUSD) | Alternativa con norma restrictiva (MUSD) |
|---|---|--|
| Costos | | |
| Incurridos por Agentes Privados | 10,250 | 12,300 |
| Incurridos por Agentes Sociales | 37,500 | 45,600 |
| Total | 47,750 | 57,900 |
| Beneficios | | |
| Salud | 69,200 | 75,120 |
| Agricultura | 1,300 | 2,300 |
| No monetizados | C1 | C2 |
| Total | 70,500 + C1 | 77,420 + C2 |
| Beneficio Neto | 22,750 + C1 | 19,520 + C2 |
| Consideraciones: C1 y C2 representan beneficios cuantificados pero no monetizados que pueden influir en la decisión final | | |

Fuente: Elaboración propia

Si bien el uso del ACB es bastante extensivo mundialmente en el ámbito de regulación ambiental, aún presenta limitaciones por lo que a continuación se revisarán las fortalezas y debilidades de este tipo de análisis. Se hace mayor referencia a sus debilidades ya que son estas las que deben estar en mente del analista del análisis para obtener mejores resultados.

5.1 Fortalezas

Según Kopp, Krupnick et al. (1997) las mayores fortalezas del ACB son la transparencia, revelación de ignorancia y la comparabilidad.

5.1.1 Transparencia

Si un ACB es correctamente documentado se puede vincular cada supuesto, teoría o método utilizado en la elaboración con los resultados obtenidos. De esta manera se puede cuantificar el impacto de cada paso realizado en el resultado final brindando transparencia en el momento que la decisión pública final se base en los resultados del análisis.

5.1.2 Revelación de Ignorancia

El análisis requiere la identificación de efectos e impactos que producen las alternativas (o escenarios) en el bienestar social. Está identificación genera información valiosa para el analista la cual se recolecta y organiza según la plantilla (costos y beneficios) de la metodología del ACB. La plantilla permite al tomador de decisión determinar la idoneidad de la información

recolectada e identificar aquella información relevante que no está disponible. Este proceso genera conocimiento que revela el nivel de ignorancia respecto a atributos importantes en el resultado final.

5.1.3 Comparabilidad

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

5.1.4 Otras Fortalezas

Basándose en los puntos expresados por Kenneth J. Arrow se desprende la siguiente fortaleza del ACB: "El ACB es útil para comparar los efectos favorables y desfavorables de las políticas públicas, siempre y cuando sean cuantificables. Si no lo son, la herramienta aún es útil para identificarlos, logrando una decisión más informada". (Kenneth J. Arrow 1996)

5.2 Debilidades

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

Por otro lado existen debilidades que surgen debido a diferencias conceptuales entre distintos puntos de vista teóricos. Un ejemplo que atañe al ACB consiste en como la satisfacción de las preferencias afecta el bienestar. Un punto de vista plantea que satisfacer las necesidades individuales aumenta el bienestar de la persona y que además el bienestar social es función del individual. Bajo un segundo punto de vista, esto es contra argumentado ya que hay comportamientos que satisfacen necesidades pero disminuyen el bienestar. Tomando como ejemplo el caso de fumar, fumadores pueden considerar que un cigarro aumenta su bienestar, sin embargo, doctores pueden contra argumentar que este acto disminuye su bienestar. Esto finalmente recae en la ambigüedad de la definición de bienestar y es así como algunas corrientes de pensamiento han optado por asumir que el bienestar es un estado relativo al individuo y otras lo consideran de una manera absoluta para la sociedad. (para más detalle sobre este punto ver Kopp, Krupnick et al (1997)).

A continuación se presentan debilidades que debieran estar en mente del analista y del potencial tomador de decisión.

5.2.1 Consideraciones en equidad

Comúnmente se discute que el ACB toma la distribución inicial de ingresos como dado y no considera las implicancias en equidad de las alternativas evaluadas. Esto se debe a que los cambios en bienestar social se estiman de una manera agregada para la población afectada y no revela los cambios individuales de bienestar. Sin embargo un análisis distributivo permite identificar los cambios en bienestar según grupos representativos de la población afectada, como por ejemplo diferentes agentes sociales (Privados, Estado y Población), grupos etareos, grupos socioeconómicos, grupos étnicos, etc.

5.2.2 Costos de información

La elaboración de un ACB requiere de información acerca de los efectos causados por las alternativas como también la valorización social de aquellos efectos. Muchas veces esta información no está disponible y es necesario realizar estudios para generarla. Por lo general, la calidad de los resultados tiene una correlación positiva con la cantidad y calidad de información disponible para generar el análisis. Además, el tipo de información requerida es costosa en tiempo y recursos haciendo más dificultosa la elaboración de un correcto análisis.

5.2.3 Valorización de efectos

La valorización de efectos ha sido una de las debilidades más criticadas del ACB debido a la dificultad de obtener el valor que asignan los individuos a las mejoras en salud, amenidades y servicios ambientales, y a los recursos naturales.

Ashford y Caldart (2008) divide la dificultad en la valoración en dos grandes temas que poseen sus propias dificultades. El primero corresponde a la valoración relacionada a los beneficios en salud mientras que el segundo incluye la dificultad de valorar los efectos en los recursos y amenidades ambientales.

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

El valor de la vida estadística (VVE) es una de las asignaciones que ha causado mayor controversia y es utilizada en el ACB para evaluar los efectos, medidas o regulaciones asociadas a la contaminación atmosférica. Economistas y científicos han debatido con respecto a este valor, los detractores argumentan que no es moral o ético asignar “valor a una vida humana” y utilizar este valor en este tipo de análisis mientras que simpatizantes a su uso argumentan que no se le está asignando un valor a la vida sino que el concepto implica una valoración de pequeños riesgos de muerte (el valor de la vida estadística corresponde a la suma de las disposiciones a pagar de la población expuesta por reducciones de riesgo de muerte pequeñas tales que sumadas son igual a 1).

Por otro lado, la valoración de la disminución del daño al ambiente y el correspondiente aumento de los recursos y amenidades ambientales también manifiesta su dificultad. Azqueta Oyarzun (1994) realiza una buena definición de la dificultades que existe en la valorización que los individuos le otorgan a la calidad ambiental clasificando los valores que son posibles de otorgar y definiendo las complicaciones de monetizar cada uno de ellos. Azqueta Oyarzun (1994) realiza una distinción entre los valores de uso y no uso. Los valores de uso, y que en general son más simples de monetizar, corresponden a los que entran directamente en la función de utilidad de los individuos ya que consumen el bien ambiental directa o indirectamente. El consumo o uso indirecto se refiere a que el individuo no consume el bien directamente pero ese bien si influye en su nivel de utilidad, por ejemplo vivir cerca de un parque (uso indirecto no consuntivo).

Por su parte, los valores de no uso corresponden a los que no dependen del uso del bien y se pueden clasificar en los valores de opción, que se refieren a que el individuo no usa el bien en la actualidad pero puede que en el futuro lo quiera usar por lo que le otorga un valor, y los valores de existencia, que aunque el individuo no use el bien ni piense usarlo en el futuro le otorga un valor. Los motivos por los que se otorga un valor de existencia pueden ser variados: herencia, por el deseo de preservar el bien para el uso de generaciones futuras; altruismo, el deseo del bien en otros individuos, y derechos, por la existencia de otras formas de vida per se. La siguiente figura muestra lo expuesto en los párrafos anteriores.

Figura 5-2 Esquema de los valores de uso y no uso



Fuente: Elaboración Propia en base a Azqueta Oyarzun (1994)

Dada la complejidad de los valores de no uso es tentador ignorarlos, sin embargo, eso podría producir una subestimación importante de los beneficios. El objetivo de estudiar los diferentes tipos de valores es entender de mejor manera la complejidad mediante la cual los bienes ambientales ofrecen valor a los consumidores. Mirar solo el valor de uso puede subestimar el verdadero valor de estos bienes.

Claramente, la mayoría de las veces es imposible medir en forma separada los diferentes componentes de valor de un bien por lo que se obtiene, cuando es posible, la valoración agregada y que generalmente está subestimada por la dificultad de considerar y monetizar todos los tipos de valores.

Dada la gran dificultad en obtener el valor real que asignan los individuos tanto a los efectos en la salud de la población como a la calidad ambiental (recursos naturales y amenidades) es que se hace necesario determinar la disposición a pagar (WTP, por sus siglas en inglés) o la disposición a aceptar compensación (WTA, por sus siglas en inglés), frente a la variación en la calidad de un bien. En la Sección 13.1.3 (Valoración de Beneficios) se presentan los conceptos y métodos que se utilizan en la actualidad para estimar estos valores.

Además de la dificultad en la valoración, existen los efectos que no pueden siquiera cuantificarse debido a la ausencia de información para realizar este proceso. Según el estado del arte en la actualidad, por ejemplo, no existe una metodología clara y madura para

cuantificar los daños en ecosistemas acuáticos en Chile, sin embargo puede que esto si sea posible en el futuro. Para estos efectos no cuantificables por lo general en el ACB se les asigna una valoración de beneficio cero lo que genera una subestimación de los beneficios.

5.2.4 Otras debilidades

El ACB presenta una gran sensibilidad con respecto a la tasa de descuento. La elección de la tasa de descuento para evaluar la conveniencia de una política gubernamental puede tener importantes efectos en los resultados arrojados por el análisis.

El ACB es un instrumento que ayuda a elegir la mejor manera de alcanzar los fines sociales, pero no selecciona estos fines, de hecho una política que satisface el criterio de costo – beneficio puede ser socialmente no deseada debido a que el objetivo de la política puede no ser óptima, lo que genera que en la práctica, el uso del ACB pueda generar problemas de suboptimización.

Otra debilidad que presenta este análisis tiene que ver con la capacidad que tiene el ACB de presentar el efecto total esperado de una política en un solo valor monetario. Esto genera una miopía debido a que este valor no revela la cantidad de supuestos realizados e información utilizada para obtenerlos. De esta manera los tomadores de decisión así como los grupos interesados pueden aceptar estos resultados sin considerar si las hipótesis de base, así como la información utilizada, son o no plausibles.

Por otra parte, puede existir un abuso en el uso del ACB, en términos de que se puede generar una politización del ACB, al existir grupos políticos con intereses especiales o con el objetivo de fomentar ciertas ideologías que pueden tratar de influir la manera que estiman los costos y beneficios o bien en la manera en que los resultados del análisis pueden ser utilizados en la formulación de políticas.

Existen más debilidades expuestas en la literatura tanto por impulsores como por detractores del uso del ACB que tal vez le puedan parecer interesantes al analista. Para más detalle ver Ashford & Caldart (2008), Kopp, Krupnick et al. (1997) o Toman & Farrow (1998) entre otros.

5.3 Buenas Prácticas en la Elaboración de un ACB

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

Basándose en lo enmarcado por Keneth J. Arrow et al. (1996) se desprende que el ACB tiene un rol potencialmente significativo en la toma de decisiones en cuanto a regulación ambiental, sin embargo, la decisión final no debe basarse solo en los resultados arrojados por este análisis. A continuación se proponen principios para la elaboración de herramientas económicas en la toma de decisiones y de soporte en la comparación de diferentes medidas, políticas o regulaciones.

- Mientras los análisis sean revisados por agentes externos (personas que no son los desarrolladores directos del análisis), además de los agentes internos (desarrolladores del análisis)⁴, es probable que se llegue a mejores resultados. Se recomienda una revisión realizada por pares a los ACB que soportan decisiones que tengan un gran impacto económico.
- Un conjunto básico de supuestos económicos deberían usarse para el análisis costo-beneficio. Como por ejemplo la tasa de descuento social, el valor de una vida estadística y la valorización de mejoras en la salud de la población. Es importante tener la capacidad de comparar los resultados obtenidos por distintos ACB, esta capacidad aumenta al realizar supuestos económicos comunes entre análisis. Además se recomienda que cada entidad establezca un conjunto de valores estándar para beneficios y costos típicamente presentes.
- A pesar de que un ACB debería enfocarse en la relación general entre los costos y beneficios, un buen análisis debería ser capaz de identificar consecuencias en la distribución de recursos (en detalle en la sección 5.3.1). Por lo general existe suficiente información para estimar los impactos en cada uno de los subgrupos de la población y así promover decisiones equitativas.

Por otro lado Farrow & Toman (1998) también proponen buenas prácticas (algunas equivalentes a las de Arrow) para la elaboración de un ACB, las que están resumidas en la siguiente tabla.

⁴ Se recomienda una revisión constante de los resultados obtenidos en cada paso del ACB y el AGIES de manera que estos sean consecuentes en magnitud. Por ejemplo revisar que la cantidad de emisiones reducidas no sea mayor que las emisiones totales de un sector.

Tabla 5-2 Buenas Prácticas para la elaboración de un ACB según Toman y Farrow (1998)

| Asunto | Buena Practica |
|-----------------------|--|
| Problema | Debe estar claro el problema que se desea resolver con la herramienta que se está evaluando. |
| Situación base | La situación base debe estar establecida bajo criterios lógicos y consistentes. |
| Integración | Se debe proveer información clara acerca de los efectos que generan los costos y beneficios, como por ejemplo: casos evitados (salud), toneladas de contaminante abatidos, etc. Esto en desmedro de sólo publicar los resultados en valores monetarios, disminuyendo la transparencia. |
| Valorización | Los efectos directos e indirectos de los costos y beneficios deben ser valorados extensivamente mediante métodos consistentes. |
| Equidad | El ACB debe contar con un análisis de equidad para identificar quienes incurren en costos y perciben los beneficios (mayor detalle en la Sección 5.3.1). |
| Datos | Evidencia de que los datos usados en el análisis han sido evaluados por pares y además son consistentes y creíbles. |
| Incertidumbre | Un ACB debe contar con un análisis de incertidumbre. La incertidumbre puede ser enfrentada mediante un análisis de sensibilidad. (Mayor detalle en la sección 5.3.2) |
| Descuento | Debe existir lógica y consistencia en el descuento de costos y beneficios. |
| Comunicación | Presentar los resultados bajo un formato estándar (indicadores y tablas) de manera transparente. |

Fuente: Elaboración propia a partir de Toman y Farrow (1998)

5.3.1 Análisis Distributivo

En ocasiones, aquellos que incurren en costos no son los mismos individuos que obtienen los beneficios de una alternativa de mitigación, lo que insta a identificar quienes asumen los costos y en quienes recaen los beneficios (Farrow 2009). El término "efecto distributivo" se refiere al nivel de impacto de una cierta medida o norma en distintos grupos de la población. Estos grupos pueden estar definidos por nivel socio-económico, sexo, sector industrial, geografía o lo que corresponda según las características del impacto y el alcance del análisis.

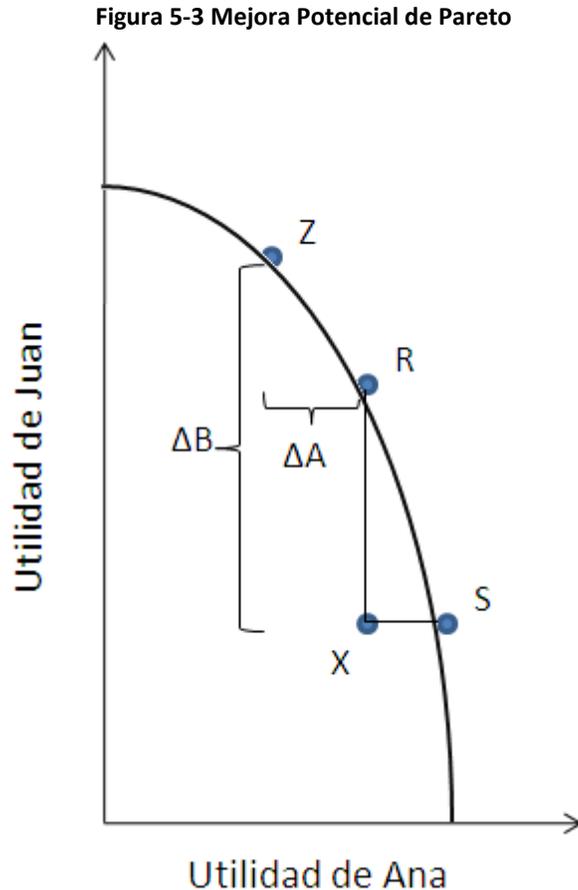
A continuación se definen los conceptos que el analista debe tener en mente para contextualizar el porqué se debe realizar un análisis distributivo (Criterio de Pareto y Principio de Equimarginalidad) para luego guiar de manera práctica la manera de abordarlo (Evaluación de Equidad)

5.3.1.1 Criterio de Pareto

El criterio de Pareto establece que si todos los individuos prefieren una misma alternativa, la sociedad también preferirá esa alternativa. Este concepto implica que si la sociedad elige dicha alternativa todos los habitantes deben estar al menos mejor que antes de elegir la alternativa (Kolstad 2000). El problema de este criterio es que muchas alternativas no pueden ser comparadas ya que al comparar dos situaciones diferentes, lo más probable es que algunos habitantes prefieran una y otros otra.

Según lo anterior, si el criterio de Pareto se utilizara para tomar las decisiones públicas, las decisiones tenderían a mantener el status quo (Kolstad 2000) en materia ambiental y otras decisiones. Una mejora de este criterio es la *mejora potencial de Pareto*.

La *mejora potencial de Pareto* básicamente se refiere a que si una parte de la sociedad no prefiere una alternativa (debido a que no se encuentra al menos mejor que sin esa alternativa) pero se le ofrece una compensación y gracias a ésta finalmente se encuentra al menos mejor, entonces se cumple la mejora potencial de Pareto. Esta situación se puede mostrar en la siguiente figura.



Fuente: Kolstad (2000)

Si se utilizara el criterio de Pareto estándar no se podría comparar la distribución de recursos entre X y Z (Juan prefiere Z y Ana X). A medida de que Ana se mueve de X a Z, ella pierde ΔA de utilidad y Juan gana ΔB . A pesar de que no se pueden comparar las utilidades de las dos personas, Juan podría transferir recursos (dinero, por ejemplo) para compensar a Ana de cualquier pérdida de utilidad. Juan va a transferir solo lo suficiente para evitar que la utilidad de Ana siga bajando por lo que Z es una mejora potencial de Pareto en comparación a X.

Este nuevo principio, para aplicarlo en un caso real posee otro inconveniente que corresponde a que la mayoría de las veces no es simple identificar exactamente la transferencia de recursos para que el otro individuo cambie de preferencia. Kaldor and Hicks proponen un nuevo principio, el *principio de compensación* que postula a que si las transferencias de recursos hacen que exista unanimidad sobre una alternativa en particular entonces la alternativa es socialmente deseable aun si las transferencias no son realmente hechas.

Si se quiere profundizar en este tópico, se sugiere revisar los conceptos en Kolstad (2000).

5.3.1.2 Principio de Equimarginalidad

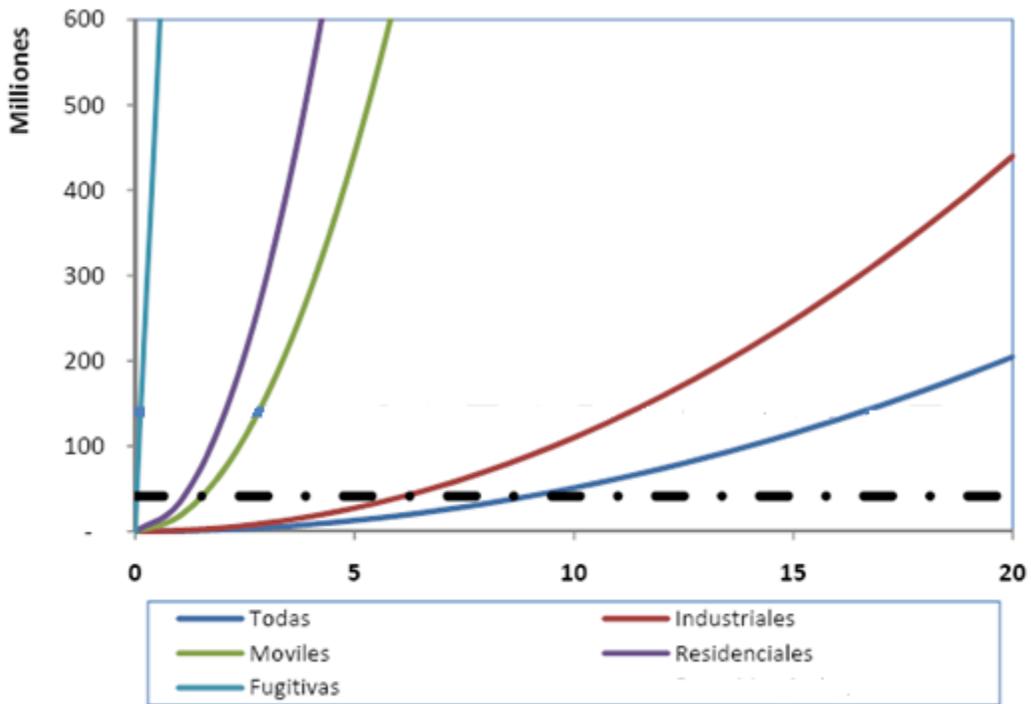
En economía ambiental, el principio de equimarginalidad se cumple cuando los costos marginales de control de la contaminación son iguales para todos los contaminadores (fuentes emisoras).

“El principio de equimarginalidad propone que las emisiones de varios contaminadores que contribuyen al daño ambiental en la misma forma, requieren que el costo marginal de control sea igual entre todas las fuentes emisoras para lograr una reducción de emisiones al menor costo posible” (Kolstad 2000).

Aunque por lo general este análisis es difícil de aplicar a priori en la elaboración de un AGIES es importante que el analista lo tenga en consideración para, al menos una vez obtenidos los resultados, realizar un análisis comparativo de cómo deben distribuir los costos y reducciones y como se están distribuyendo realmente.

En DICTUC (2009d) (Antecedentes para el anteproyecto de norma de calidad de $PM_{2.5}$) de la Actualización del PPDA) se estimaron curvas de costo marginal de abatimiento las que se muestran en la siguiente figura. El eje Y corresponde a los costos de control (Millones de USD) por tonelada reducida de $PM_{2.5}$ reducida mientras que el eje X corresponde a la reducción de concentración de $PM_{2.5}$ con respecto a la concentración base.

Figura 5-4 Ejemplo - Costos Marginales según Tipo de Fuente



Fuente: DICTUC (2009d)

La línea punteada de color negro representa el daño marginal (beneficio marginal) para reducir 9.0 ug/m3 de PM_{2.5}, reducción necesaria de PM_{2.5} que exige el plan en la Región Metropolitana. El óptimo se alcanza cuando el costo marginal es igual al beneficio marginal y para que se cumpla el principio de equimarginalidad, este costo marginal debiera ser igual para cada una de las fuentes, por lo tanto, una aplicación práctica del principio de equimarginalidad ayudaría a determinar las reducciones exigibles a cada sector con el objetivo de maximizar el beneficio social. La tabla a continuación muestra la comparación entre las reducciones óptimas utilizando el principio de equimarginalidad y las reducciones reales que fueron estimadas en el estudio.

Tabla 5-3 Comparación entre resultados estudio Antecedentes Anteproyecto Norma Calidad PM_{2.5} y Principio de Equimarginalidad

| Fuente | Antecedentes PM_{2.5} (DICTUC 2009) | PPDA Equimarginalidad |
|----------------------|--|----------------------------------|
| Todas | 9.0 | 9.0 |
| Industriales | 2.6 | 6.1 |
| Móviles | 2.4 | 1.5 |
| Residenciales | 4.0 | 1.1 |
| Fugitivas | 0.03 | 0.2 |

Fuente: Elaboración propia en base a DICTUC (2009d)

Las reducciones calculadas por el principio de equimarginalidad son calculadas según la participación en las emisiones mientras que las reducciones de DICTUC (2009d) son calculadas a partir de las medidas de reducción evaluadas. Como se puede apreciar en la figura, el resultado de DICTUC (2009d) no respeta el principio de equimarginalidad. Las fuentes más restringidas corresponden al sector residencial cuando sería más costo-efectivo aplicar mayores restricciones al sector industrial, además, sería más eficiente transferir reducciones de las fuentes móviles hacia fuentes industriales.

5.3.1.3 Evaluación de Equidad

Para casos prácticos, en el contexto de regulación ambiental los impactos de costos y beneficios se pueden agrupar según: particulares, privados o gobierno. Cada uno de estos grupos puede ser dividido en sub-grupos representativos de la población (sectores productivos, nivel socio económico, grupo etario, etc.). Interesa identificar los impactos en estos sub-grupos debido a las distintas susceptibilidades a la contaminación atmosférica, la incapacidad de representar sus propios intereses o si presentan una desventaja o vulnerabilidad económica.

Para resaltar la utilidad de un análisis distributivo supongamos que en términos generales el beneficio social neto de una alternativa es bajo, pero aquel grupo que se beneficia más corresponde a quienes tienen un nivel socio económico más bajo. Considerando que el sistema de impuestos no es suficiente para redistribuir los beneficios entonces la alternativa evaluada no puede descartarse solo por su ineficiencia y debe considerarse debido a sus efectos de distribución.

Se recomienda que la elaboración de un ACB cuente con un análisis distributivo que identifique el efecto distributivo de la medida de manera de que quien utiliza el análisis como apoyo a una decisión pueda considerar la equidad de las alternativas en conjunto con la eficiencia.

Si bien existen varios tipos de análisis distributivos, en este estudio se recomienda, y se hará énfasis, en el análisis que corresponde a la evaluación de equidad.

A grandes rasgos los pasos de una evaluación de equidad son:

1. Determinar que grupos poblacionales de interés están dentro del alcance del ACB y son afectados por las alternativas a evaluar.
2. Definir las variables distribucionales a considerar y sus rangos relevantes para el análisis. Por ejemplo si uno de los objetivos distribucionales es identificar los impactos en comunas de bajos ingresos entonces se debe generar una clasificación adecuada de qué se considera “bajos ingresos”.
3. El último paso corresponde a medir las consecuencias de la equidad. Para esto se debe realizar un análisis sobre que grupos perciben los costos y beneficios, por lo que se debe desagregar el beneficio neto obtenido del ACB con el uso de información pertinente. A modo de ejemplo, consideremos los costos médicos ahorrados a causa del control de la contaminación atmosférica. Se pueden identificar por lo menos dos grupos representativos en cuanto a su tipo de previsión, aquellos habitantes que cuentan con FONASA y aquellos con ISAPRE (esto definirá quien se ahorra los costos, o alternativamente, recibe los beneficios del abatimiento de la contaminación). El gobierno percibirá la mayoría de los beneficios a causa del ahorro en los habitantes con previsión FONASA y respectivamente los privados se beneficiaran en el caso de los habitantes que cuentan con Isapre. Se debe hacer un análisis acabado de los costos y las proporciones que recaen en uno u otro grupo.

Por ejemplo, en DICTUC (2008) una vez obtenidos los resultados se realizó una evaluación de equidad tanto de los beneficios como de los costos según agente social y según tipo de fuente; Privados (Emisores), Estado y Población. Los resultados de esta evaluación, con respecto a los costos y beneficios, se muestran en las siguientes tablas.

Tabla 5-4 Ejemplo - Costos según agente social y tipo de fuente (MUSD)

| Fuentes | Emisores | Estado | Población | Total |
|----------------------|------------|------------|-----------|-------------|
| Móviles | 272 | 12 | 55 | 339 |
| Fijas | 294 | 10 | 0 | 304 |
| Otras | 29 | 218 | 8 | 255 |
| Total | 595 | 240 | 63 | 898 |
| Participación | 66% | 27% | 7% | 100% |

Fuente: DICTUC (2008)

Tabla 5-5 Ejemplo - Beneficios según agente social y tipo de fuente (MUSD)

| Fuentes | Emisores | Estado | Población | Total |
|----------------------|-----------|------------|-------------|-------------|
| Móviles | 27 | 87 | 919 | 1034 |
| Fijas | 27 | 88 | 607 | 723 |
| Otras | 28 | 95 | 878 | 1001 |
| Total | 82 | 270 | 2404 | 2758 |
| Participación | 3% | 10% | 87% | 100% |

Fuente: DICTUC (2008)

Como se aprecia en las tablas, los privados (emisores) asumen la mayoría de los costos destacando los costos de implementación de las medidas aplicadas a fuentes fijas. En cambio, los beneficios los recibe en casi un 90% la población mientras que los privados solo reciben un 3%.

Es importante mostrar este análisis para que los tomadores de decisión los tengan en consideración.

Para más detalle, dentro de la guía metodológica, en la Sección 11.3 se recomienda como elaborar un análisis distributivo en los costos y en las Secciones 13.2.7 y 13.3.4 se detalla como elaborar un análisis distributivo según el beneficio específico a considerar. Si se desea profundizar el concepto teórico revisar EPA (2000), *Chapter 9*.

5.3.2 Propagación y Análisis de Incertidumbre

La incertidumbre y el riesgo son ubicuos. El ACB busca identificar resultados que brinden el mayor beneficio neto. Para implementar de manera correcta esta herramienta de decisión bajo incertidumbre, se requiere una recolección exhaustiva sobre la distribución probabilística de aquellos componentes principales de los costos y beneficios (Kopp, Krupnick et al. 1997).

El análisis de incertidumbre constituye un elemento esencial en cualquier análisis ya que permite caracterizar el rango y la probabilidad de los valores obtenidos, ayudando así a los tomadores de decisión a poner las estimaciones en la perspectiva adecuada, considerando su aversión al riesgo y facilitando la toma de decisiones informada. Este tipo de análisis es recomendado por organismos internacionales como USEPA y ha sido utilizado en estudios nacionales como DICTUC (2009a) y DICTUC & Ambiente y Gestión (2010). Adicionalmente este tipo de análisis es propuesto en las Directrices del IPCC como un paso metodológico requerido para la elaboración de inventarios de GEI (IPCC 2006).

El AGIES es una herramienta para el apoyo a la toma de decisiones. Cuando se utilice la metodología del ACB para elaborar el AGIES aquellas alternativas que presenten beneficios

netos positivos generalmente se clasifican como socialmente deseables. Es en este contexto que cobra relevancia tratar con la incertidumbre. Una evaluación utilizando solo valores nominales (media, mediana u otro) puede soportar una decisión distinta a si se considera la incertidumbre presente en las cantidades que definen los costos y beneficios.

Para ejemplificar de mejor forma los beneficios de tratar la incertidumbre conviene representar el ACB como un modelo predictivo. En la evaluación de medidas de descontaminación atmosférica el modelo está compuesto por los módulos representados en la Figura 6-1 (figura que representa los pasos para elaborar un AGIES), algunos de estos módulos utilizan y generan variables con incertidumbre, por lo que es necesario identificar los efectos y propagación de estas incertidumbres a través del modelo. La Ecuación 5-1 presenta una caracterización general del modelo.

Ecuación 5-1 Modelo ACB

$$f(X, D, V, M) \longrightarrow U$$

Donde:

f(): Estructura del modelo

X: Cantidades empíricas inciertas

D: Decisiones

V: Parámetros de valor

M: Parámetros de dominio

U: Resultado de la modelación, los costos y beneficios.

En un correcto análisis de incertidumbre se debe modelar cada variable o parámetro considerando su naturaleza. La Tabla 5-6 resume el trato de la incertidumbre para cada una de las cantidades que representan a las variables de entrada del modelo.

Tabla 5-6 Trato de incertidumbre

| Tipo de Cantidad | Ejemplos | Trato de incertidumbre |
|----------------------------------|---|--|
| Empíricas (X) | Coeficiente de riesgo unitario, precio del combustible | Probabilístico, paramétrico o escenario |
| Variables de decisión (D) | Medidas de reducción, cuanto reducir | Paramétrico o escenarios |
| Parámetro de valor (V) | Tasa de descuento, Valor estadístico de la vida | Paramétrico o escenarios |
| Parámetro de dominio (M) | Región afectada, horizonte de tiempo, resolución temporal | Paramétrico o escenarios |
| Resultado (U) | Valor presente neto, utilidad, costos, beneficios | Determinado por el trato de las variables de entrada del modelo (X, D, V, M) |

Fuente: Morgan y Henrion (1990)

Es así como la incertidumbre de parámetros continuos y variables empíricas, se puede modelar usando una distribución de frecuencia, que tiene las mismas propiedades que una distribución de probabilidad. En cambio, los parámetros de valor, que representan las preferencias del tomador de decisiones o la gente a la quien representan, se deben modelar en forma paramétrica o con escenarios. En situaciones en que el analista de cuenta de un significativo impacto en el resultado por parte de la incertidumbre de los parámetros de dominio, se sugiere proceder de la misma forma para estos.

A lo largo del AGIES se debe modelar la incertidumbre tanto en el cálculo de los inventarios como en los pasos subsecuentes, como por ejemplo el impacto de las medidas de mitigación a través de escenarios o el cambio en efectos de la salud por medio de rangos acordes con la distribución de la variable. La distribución de probabilidad que mejor representa a cada parámetro dependerá de la naturaleza de este, y de la cantidad de información disponible. Morgan and Henrion (1990) presentan varias recomendaciones para la elección de las distribuciones. En algunos casos se conoce la distribución, debido al proceso que representa la variable (por ejemplo, las tasas de incidencia de efectos nocivos para la salud, que tienen una distribución binomial). En otros casos, en que el proceso estocástico no es conocido, la recomendación depende de la cantidad de información disponible. Por ejemplo, Morgan y Henrion (1990) recomiendan, que cuando no se dispone de información para poder inferir la distribución de probabilidad de una muestra y se dispone de valores de medios y rangos mínimos y máximos; es razonable elegir una distribución triangular caracterizada por los valores disponibles (moda, mínimo y máximo).

La propagación y el análisis de incertidumbre se pueden realizar a través de diferentes métodos y enfoques. Sin embargo, todos los enfoques mantienen un objetivo en común: comprender el comportamiento de los resultados debido a incertidumbres en las variables de entrada. Los 3 enfoques más utilizados son:

- Análisis de sensibilidad: Cálculo de los efectos en los resultados debido a variaciones en las cantidades de entrada.
- Propagación de incertidumbre: Estimación de las incertidumbres en el resultado inducidas por la incertidumbre en las cantidades de entrada.
- Análisis de incertidumbre: Comparación relativa de las contribuciones en la incertidumbre del resultado por parte de las incertidumbres de las cantidades de entrada.

Se sugiere que al menos uno de estos métodos sea realizado de forma transversal a la elaboración de un AGIES. La decisión depende de los recursos, información disponible y el modelo. Considerando la composición común del modelo de un AGIES, se recomienda analizar la propagación de incertidumbre.

5.3.2.1 Conceptos Básicos

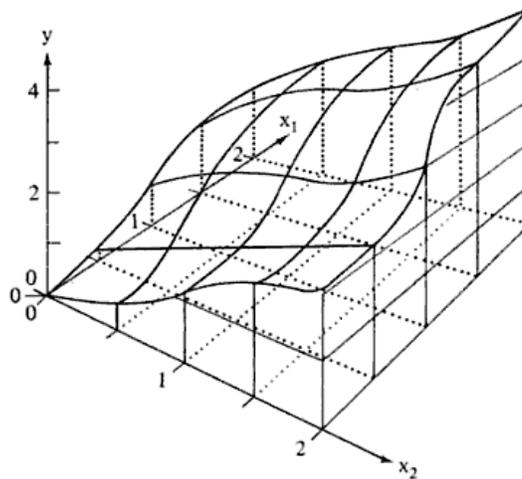
En esta sección se describirán conceptos básicos sobre el trato de la incertidumbre (basado en lo expuesto por Morgan y Henrion (1990)) . A modo de ejemplo se utilizará un modelo simplificado que consiste en dos variables de entrada inciertas, representado por la siguiente ecuación:

Ecuación 5-2 Modelo simplificado

$$y = f(x_1, x_2)$$

Se asumirá que ambas cantidades son variables empíricas, cuya incertidumbre se trata de forma probabilística. La Figura 5-5 caracteriza el modelo, los ejes horizontales representan las variables de entrada y el vertical al resultado (y). La superficie expone como el valor del resultado cambia frente a variaciones en los valores de entrada, a veces se denomina esta superficie como "superficie de respuesta".

Figura 5-5 Representación gráfica modelo



Fuente: Morgan y Henrion (1990)

Un escenario es una situación particular, determinada por un solo valor para cada variable de entrada. Define un único punto en la superficie. Una manera de representar un escenario es a través de un vector de valores, en este caso X :

Ecuación 5-3 Vector de valores

$$X = (x_1, x_2)$$

Lo que generalmente se realiza en la elaboración de un ACB o AGIES es generar un escenario nominal para evaluar resultados. Este escenario se construye utilizando valores nominales para

todas aquellas variables de entrada que presentan incertidumbre. Los valores nominales más utilizados son la media, mediana y moda. Un escenario nominal se podría representar como:

Ecuación 5-4 Escenario nominal

$$y^o = (x_1^o, x_2^o)$$

Donde x_1^o y x_2^o corresponden a los valores nominales de las variables de entrada e y^o es el resultado del modelo bajo estos valores.

Un método para cuantificar la importancia de la incertidumbre en el modelo se denomina *measure of uncertainty importance* o MUI, el cual se denominará como $U(x,y)$, donde x corresponde al vector de variables de entrada. A continuación se repasará, en forma creciente en complejidad, algunos MUI basados en los enfoques de análisis de sensibilidad y propagación de incertidumbre. Finalmente, a manera de ejemplo, se describirá el análisis de incertidumbre realizado por la U.S. EPA para el ACB del *Clean Air Act* (CAA).

5.3.2.2 Sensibilidad

La sensibilidad es probablemente el MUI más simple, éste corresponde a estimar la tasa de cambio del resultado (y) con respecto a variaciones en las variables de entrada. Para el modelo simplificado, la sensibilidad corresponde a las derivadas parciales de y con respecto a x_1 y x_2 . Estas derivadas se evalúan bajo el escenario nominal, denominado X^o . La expresión de la sensibilidad se enuncia de la siguiente forma:

Ecuación 5-5 Sensibilidad

$$U_s(x, y) = \left[\frac{\partial y}{\partial x} \right]_{X^o}$$

Donde:

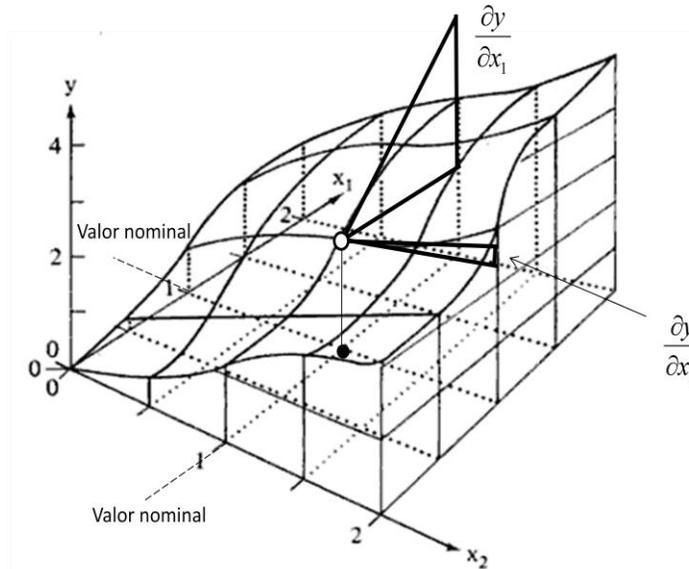
$U_s(x,y)$: Sensibilidad de y .

$\left[\frac{\partial y}{\partial x} \right]_{X^o}$: Derivada de y según x , evaluada en el escenario nominal X^o .

Estas sensibilidades representan las pendientes, paralelas a los ejes, de la superficie de respuesta en el escenario nominal.

Si bien la sensibilidad puede brindar comprensión sobre el comportamiento del resultado debido a variaciones en las variables de entrada, no se aborda la incertidumbre como tal en este método. En la Figura 5-6 se representa la sensibilidad en el modelo ejemplo.

Figura 5-6 Sensibilidad en el modelo



Fuente: Fuente: Morgan y Henrion (1990)

En la figura se representan las pendientes de la superficie de respuesta con respecto a las variables x_1 y x_2 . Uno de los problemas de este tipo de análisis de sensibilidad es que depende de la escala, o unidades de la cantidad. Por ejemplo, la sensibilidad de una variable medida en milímetros va a ser mil veces menor que la sensibilidad realizada a la misma variable pero expresada en metros. Es deseable que la importancia de las variaciones no esté afectada por la unidad en que se expresa la variable. Una manera simple de solucionar esto es normalizando la sensibilidad. La sensibilidad normalizada se define como el porcentaje de cambio en el resultado, inducido por un 1 por ciento de cambio en la variable de entrada. Este MUI se denomina como elasticidad. Su cálculo se representa en la siguiente ecuación:

Ecuación 5-6 Elasticidad

$$U_E(x, y) = \left[\frac{\partial y}{\partial x} \right]_{x^0} * \frac{x^0}{y^0}$$

Donde:

$U_E(x,y)$: Elasticidad de y .

$\left[\frac{\partial y}{\partial x} \right]_{x^0}$: Derivada de y según x , evaluada en el escenario nominal X^0 .

x^0 : Valor nominal de las variables x_1 y x_2

y^0 : Valor de y evaluada en el escenario nominal X^0

Una debilidad de evaluar solo las pendientes de la superficie de respuesta, como lo realiza la sensibilidad, es que se ignora el grado de incertidumbre en las variables de entrada. El objetivo

principal de la sensibilidad es comprender como pequeñas variaciones en las variables de entrada afectan el resultado final. No obstante, una variable de entrada con una pequeña sensibilidad pero gran incertidumbre puede ser tan importante como una variable con una gran sensibilidad y pequeña incertidumbre.

El método más simple para considerar tanto la sensibilidad como la incertidumbre se denomina aproximación de primer orden, o alternativamente, aproximación Gaussiana.

5.3.2.3 Aproximación Gaussiana

Una manera de expresar el grado de incertidumbre de las variables empíricas es a través de su desviación estándar (σ_x). De esta forma se puede estimar la contribución por parte de cada una de las variables de entrada en la incertidumbre del resultado. Esto se logra multiplicando la sensibilidad, o derivada parcial, con la desviación estándar, como se muestra en la Ecuación 5-7.

Ecuación 5-7 Aproximación Gaussiana

$$U_G(x, y) = \left[\frac{\partial y}{\partial x} \right]_{X^0} * \sigma_x$$

Donde:

$U_G(x, y)$: Aproximación Gaussiana de y .

$\left[\frac{\partial y}{\partial x} \right]_{X^0}$: Derivada de y según x , evaluada en el escenario nominal X^0 .

σ_x : Desviación estándar de la variable x .

Esta medida puede ser utilizada directamente para estimar la propagación de incertidumbre, el segundo enfoque mencionado en la sección 5.3.2. La propagación de la incertidumbre corresponde a como las variables inciertas inducen incertidumbre en el resultado. La varianza del resultado, $Var[y] = \sigma_y^2$ se estima como la suma de los cuadrados de las contribuciones de cada variable de entrada. Siguiendo con el ejemplo simplificado, denotando la varianza de cada variable como $Var[x_1] = \sigma_1^2$ y $Var[x_2] = \sigma_2^2$, la varianza del resultado esta dado por las aproximaciones Gaussianas:

Ecuación 5-8 Varianza del resultado

$$Var[y] = \left(\left[\frac{\partial y}{\partial x_1} \right]_{X^0}^2 * Var[x_1] \right) + \left(\left[\frac{\partial y}{\partial x_2} \right]_{X^0}^2 * Var[x_2] \right)$$

Donde:

$Var[y]$: Varianza del resultado.

$Var[x]$: Varianza de las variables de entrada.

$\left[\frac{\partial y}{\partial x} \right]_{x^0}$: Derivada de y según x, evaluada en el escenario nominal X^0 .

De esta forma se puede obtener una aproximación de la incertidumbre total presente en el resultado, expresada como varianza.

Es importante considerar que la aproximación Gaussiana es local, solo considera la incertidumbre en torno a la vecindad del escenario nominal. Esto puede ser efectivo solo en situaciones en que la superficie de respuesta del modelo sea relativamente constante y existan pequeñas incertidumbres. En el caso de que la función que genere la superficie de respuesta sea discontinua o muy compleja, la aproximación Gaussiana puede desorientar. En estos casos se sugiere utilizar un MUI que evalúe escenarios distantes al valor nominal, como por ejemplo la sensibilidad de rango nominal.

Un problema con la aplicación de este método es que su complejidad aumenta gradualmente con la incorporación de variables inciertas al modelo. El AGIES puede llegar a considerar varias variables incierta, por lo que la utilización de la aproximación Gaussiana puede tornarse inviable debido a su alta complejidad computacional. La alternativa más utilizada para propagar la incertidumbre corresponde a la simulación de Monte Carlo. Al ser un método numérico la complejidad computacional no presenta mayores problemas (Monte Carlo tiene una complejidad lineal). Este método se analizará en la sección 5.3.2.5.

5.3.2.4 Sensibilidad de Rango Nominal

La sensibilidad de rango nominal consiste en estimar los resultados en distintos escenarios. Este método puede ser utilizado para cuantificar la incertidumbre en variables empíricas como también para parámetros de dominio y de modelo. A modo de simplificación se seguirá utilizando el modelo $y = f(x_1, x_2)$, pero en este caso las variables pueden corresponder también a parámetros. Dado el valor nominal de cada una de estas variables se puede establecer un rango mediante la selección de valores altos (high) y bajos (low) para cada una de ellas. La idea es reflejar la variación factible de estas variables mediante el rango, la determinación de este rango queda a criterio del analista (para variables empíricas comúnmente se utiliza un intervalo de confianza del 95%). Los rangos se pueden definir como: $[x_1^-, x_1^+]$ y $[x_2^-, x_2^+]$. El método de sensibilidad de rango, ampliamente utilizado, consiste en calcular los efectos en el resultado debido a variaciones dentro del rango de las variables de entrada. Para el caso ejemplo la sensibilidad de rango nominal quedaría definida como:

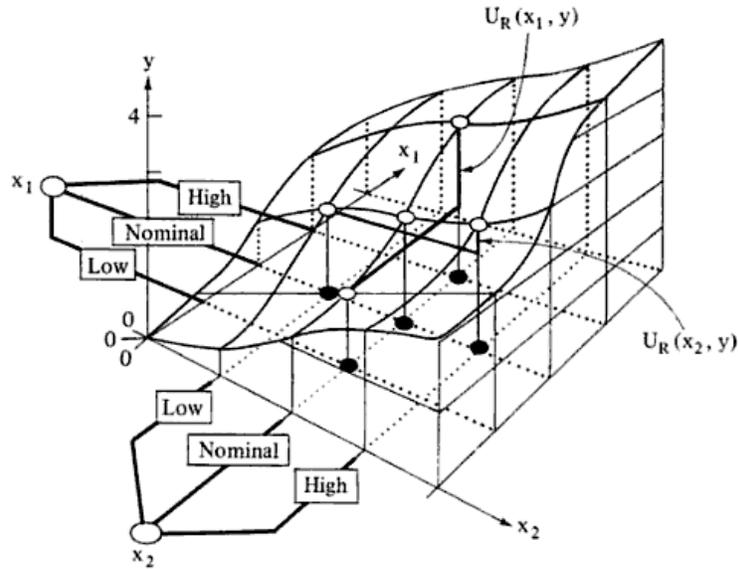
Ecuación 5-9 Sensibilidad de rango nominal

$$U_R(x_1, y) = f(x_1^+, x_2^0) - f(x_1^-, x_2^0)$$

$$U_R(x_2, y) = f(x_1^0, x_2^+) - f(x_1^0, x_2^-)$$

A continuación una figura explicativa

Figura 5-7 Sensibilidad de rango nominal

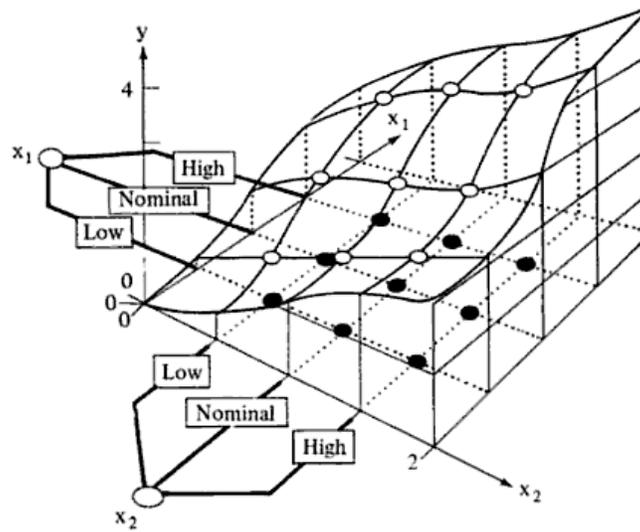


Fuente: Fuente: Morgan y Henrion (1990)

A diferencia de la aproximación Gaussiana, el método de sensibilidad de rango es más que una medida local. Sin embargo, no alcanza para ser clasificada como global debido a que al evaluar los extremos de cada variable mantiene al resto en sus valores nominales. Para muchas funciones, el efecto de una variable puede depender del valor de otras variables de entrada, por lo que se puede necesitar realizar un análisis paramétrico conjunto.

Una alternativa más completa de evaluación de escenarios consiste en el método de escenarios combinatorios. Esto radica en evaluar la función en cada intersección de los rangos de las variables de entrada. En la Figura 5-8 se representa este método, los puntos negros representan las intersecciones de los valores de las variables, los blancos muestran el resultado del modelo para estas intersecciones.

Figura 5-8 Escenarios combinatorios



Fuente: Morgan y Henrion (1990)

Existe la posibilidad de evaluar estas intersecciones de forma continua a través del rango, sin embargo, dado modelos más complejos los requerimientos computacionales pueden tornar a esta alternativa en poco factible.

5.3.2.5 Monte Carlo

La simulación de Monte Carlo es un método de propagación de incertidumbre. En este análisis se determina un valor de manera aleatoria para cada una de las variables inciertas que componen el modelo. La asignación aleatoria se realiza respetando la distribución de probabilidad de cada variable. El conjunto de valores asignados a las variables definen un escenario, el cual se utiliza como input para generar un resultado. Este proceso se repite m veces produciendo m escenarios independientes los cuales son evaluados en el modelo para obtener m resultados. Estos resultados constituyen una muestra aleatoria de la distribución de probabilidad, inducida por las distribuciones de probabilidad de las entradas. Una de las ventajas de este método es que la precisión de la distribución resultante puede estimarse utilizando técnicas estadísticas simples. Esto se debe a que los valores del resultado generados por los escenarios aleatorios corresponden a una muestra aleatoria de la verdadera distribución del resultado.

Considerando que la muestra de resultados obtenidos se puede definir como:

Ecuación 5-10 Muestra de resultados aleatorios

$$(y_1, y_2, y_3, \dots, y_m)$$

Donde y_i corresponde al resultado obtenido en la corrida i de la simulación. Por lo tanto la media (\bar{y}) y la varianza (s^2) del resultado del modelo estarán definidas como:

Ecuación 5-11 Media de la muestra

$$\bar{y} = \sum_{i=1}^m \frac{y_i}{m}$$

Ecuación 5-12 Varianza de la muestra

$$s^2 = \sum_{i=1}^m \frac{(y_i - \bar{y})^2}{(m - 1)}$$

De esta forma un intervalo de confianza de α para el resultado estará determinado por el siguiente rango:

Ecuación 5-13 Intervalo de confianza

$$\left(\bar{y} - z_{\alpha/2} * \frac{s}{\sqrt{m}}, \bar{y} + z_{\alpha/2} * \frac{s}{\sqrt{m}} \right)$$

Donde:

\bar{y} : Media de la muestra

s : Desviación estándar de la muestra

m : Tamaño de la muestra

$z_{\alpha/2}$: desviación obtenida a través de tablas de la distribución normal.

Seleccionar el número de muestras es una decisión clave para estimar la incertidumbre en el resultado de forma precisa. Esta decisión depende de dos factores, el costo de cada muestra y para que se desea el resultado. Por ejemplo, si se desea una estimación de la media del resultado, con un intervalo de confianza α que su rango sea menor que w unidades, el tamaño de la muestra necesario puede ser obtenido mediante la siguiente ecuación:

Ecuación 5-14 Tamaño de muestra

$$m > \left(\frac{2 * z_{\alpha/2} * s}{w} \right)^2$$

Donde:

m : tamaño de muestra

s : desviación estándar

w : rango en unidades

$z_{\alpha/2}$: desviación obtenida a través de tablas de la distribución normal.

Para poder utilizar esta ecuación será necesario generar una muestra de al menos 10 valores para tener una primera aproximación de la desviación estándar. Para más información acerca del uso de Monte Carlo se recomienda revisar el capítulo 8.5 de Morgan y Henrion (1990).

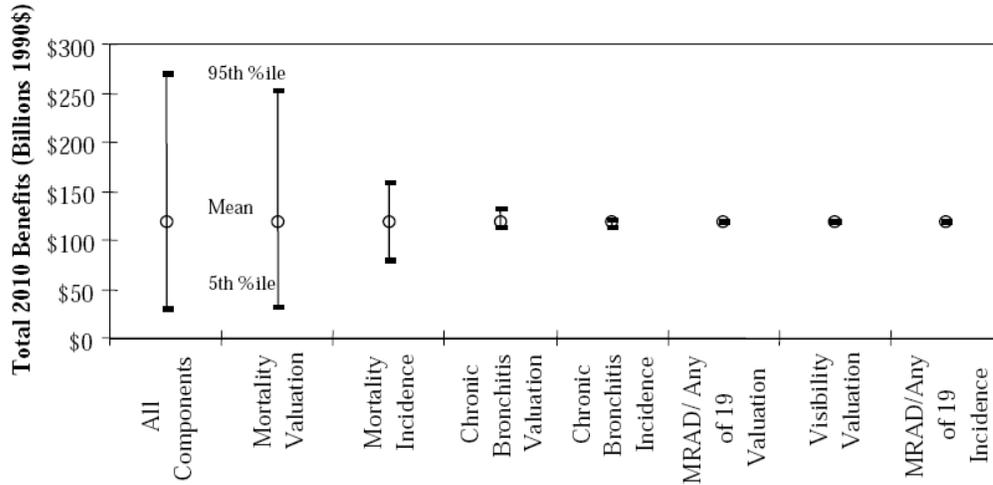
5.3.2.6 Trato de incertidumbre en Clean Air Act, EE.UU.

El Clean Air Act consiste de reformas legales que como objetivo principal tiene mejorar la calidad del aire en EE.UU.. Está constituida por una serie de normas, las cuales modificaron el comportamiento de muchos de los sectores económicos de ese país. Esta reforma fue totalmente aprobada en 1990. En el año 1999 se realizó un ACB que evaluaría los costos y beneficios entre los años 1990 y 2010.

Este ACB cuenta con un análisis de incertidumbre exhaustivo. Primero se identifican, de forma cualitativa, las principales fuentes de incertidumbre en el análisis. Luego, para cada una de esta incertidumbres se analizó el efecto tanto en costos como beneficios, de manera de revisar si es que alguna de ellas podría revertir la situación nominal (los beneficios superaron a los costos). El efecto se analizó utilizando parámetros alternativos a los utilizados en el escenario nominal.

Es sabido que por lo general las mejoras en la salud de las personas brindan los mayores beneficios económicos tras instaurar medidas de reducción de emisiones. Dado que la estimación de beneficios en salud tiene asociada un grado de incertidumbre alto, es necesario evaluar los efectos de variar los valores utilizados en la estimación. Debido a esto la U.S. EPA condujo un análisis de sensibilidad para determinar cuál de los valores utilizados en la estimación de beneficios en salud contribuyen de mayor manera a la incertidumbre del resultado. En la figura se representan los resultados obtenidos en el análisis.

Figura 5-9 Sensibilidad CAA
Analysis of Contribution of Key Parameters to Quantified Uncertainty



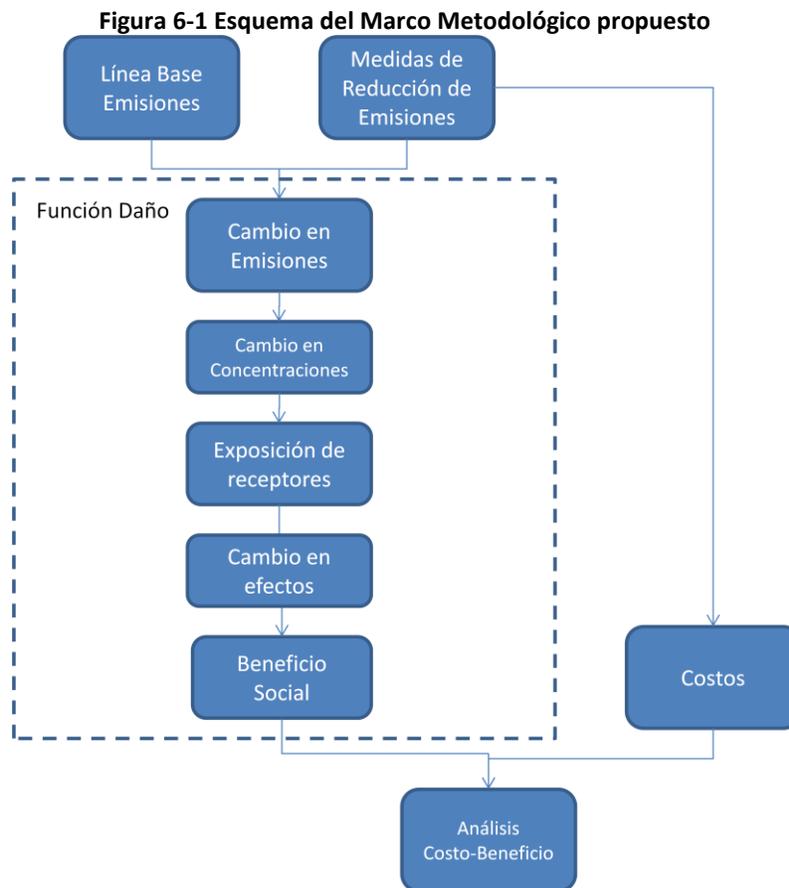
Fuente: U.S. EPA (1999)

De esta forma se logra comparar como cada uno de las variables clave contribuyen a la incertidumbre total descrita por *All components*. Se concluye fácilmente, mediante la observación de la figura, que el mayor peso recae en la cuantificación y valorización de la mortalidad. Se recomienda revisar el capítulo 8 de U.S. EPA (1999).

6 Descripción General Metodología para la Elaboración de un AGIES utilizando un ACB

La metodología general, expuesta en detalle en los siguientes capítulos, consiste en comparar los beneficios, a causa de reducciones en las concentraciones de contaminantes atmosféricos, contra los costos de implementar las medidas de reducción de emisiones. Para lograr esto se deben realizar una secuencia de pasos, los que culminan en un análisis costo-beneficio que pretende entregar valiosa información a quienes deseen formular nuevas normas o planes para mejorar la calidad del aire. Esta metodología, tal como se explicitó en la Sección 3, es la más completa y recomendada para evaluar el impacto económico y social (AGIES) que tendría la implementación de una regulación, normativa o política pública, en la medida que la información y los recursos que requiere se encuentren disponibles.

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



Fuente: Elaboración propia

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

En las siguientes secciones se presentará la descripción de cada una de estas etapas junto con los requerimientos de información necesarios en cada una de ellas y las alternativas para realizar las estimaciones necesarias. Además se expondrán ejemplos ilustrativos para cada paso con el objetivo de facilitar la contextualización del analista con situaciones prácticas. También, en cada capítulo correspondiente a los pasos generales del marco, se realizan comparaciones entre AGIES ya realizados en Chile con el objetivo de acentuar los impactos de las decisiones de elaboración y de guiar al analista a tomar las decisiones adecuadas según el tipo de evaluación que se esté realizando y la cantidad y calidad de información que se posea.

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

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

7 Etapas Esenciales para la elaboración de un AGIES utilizando un ACB

Para una correcta elaboración de un AGIES el analista deberá realizar las siguientes etapas

1. Definición del alcance
 - a. Defina el alcance geográfico y temporal:
 - Defina cuales son los límites geográficos del análisis
 - Defina el alcance temporal
 - Horizonte de tiempo
 - Periodo o resolución de análisis
 - b. Defina los contaminantes considerados
 - c. Identifique las clases de fuentes emisoras afectadas
 - Fijas
 - Móviles
 - Fugitivas
 - d. Identifique las población y/o receptores afectados
 - Identifique grupos sociales de interés
 - e. Defina los efectos a considerar
 - a. Efectos en salud
 - b. Efectos en agricultura
 - c. Otros efectos
 - f. Defina los escenarios de análisis
 - Exógenos
 - Escenarios de mitigación
2. Estimación de emisiones
 - a. Identifique las fuentes de cada tipo
 - b. Para cada tipo de fuente
 - Estime el factor de emisión y su proyección en el tiempo
 - Estime el nivel de actividad y su proyección en el tiempo
 - Calcule las emisiones de cada fuente para el periodo de análisis
 - Construya indicadores de emisiones para la línea base
 - Revise los resultados
 - c. Estime la emisión del año base según tipo de fuente
 - d. Determine la evolución de las emisiones en el tiempo
3. Medidas de reducción de emisiones
 - a. Identifique las medidas de reducción de emisiones
 - b. Identifique los contaminantes afectados por la medida
 - c. Identifique el impacto de las medidas

- d. Estime la efectividad de la medida
 - e. Calcule la reducción de emisiones de cada medida, para cada escenario
 - f. Chequear que magnitud de reducciones sean coherentes
4. Cálculo de costos sociales
 - a. Calcule los costos sociales de implementar las medidas
 - b. Identifique la distribución de costos en los diferentes actores sociales
5. Determine la reducción de concentraciones ambientales producto de las medidas de reducción de emisiones
 - a. Recolecte la información disponible
 - o Información meteorológica del sector geográfico donde se desea determinar el cambio en concentraciones (Perfil vertical de la dirección y velocidad del viento, perfil vertical de la humedad y temperatura, altura de mezcla, precipitaciones diarias y la radiación solar)
 - o Concentraciones actuales de los contaminantes (concentraciones medidas)
 - b. Seleccione el método de estimación adecuado
 - c. Calcule el cambio en concentraciones para cada escenario
6. Calcule los Beneficios
 - a. Identifique los impactos asociados a los contaminantes a evaluar
 - b. Cuantifique el cambio de incidencia de los impactos producto de la reducción de emisiones
 - c. Valorice socialmente los impactos en términos monetarios
 - d. Agregue los beneficios asociados a los diferentes impactos evaluados
 - e. Identifique la distribución de beneficios en los diferentes actores sociales
7. Análisis Económico
 - a. Seleccione la tasa de descuento que utilizará para los flujos futuros
 - b. Agregue el beneficio social
 - c. Agregue los costos
 - d. Calcule los indicadores de rentabilidad social
 - e. Realice un análisis de sensibilidad en parámetros relevantes
 - f. Realice un análisis final de incertidumbre
 - g. Realice el análisis distributivo. Identifique los ganadores y perdedores

8 Definición Alcance del Análisis

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

A manera de resumen en la Tabla 8-1 se muestran los aspectos que el analista deberá definir para enmarcar el alcance del AGIES.

Alcance

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

Tabla 8-1 Alcances que deben ser definidos

| Alcance | Descripción |
|-------------------------|--|
| Geográfico | Límites geográficos. |
| Temporal | Horizonte de tiempo y resolución temporal. |
| Contaminantes | Contaminantes considerados. |
| Fuentes emisoras | Tipos de fuentes que serán analizadas y que emiten los contaminantes considerados. |
| Receptores | Receptores afectados por los contaminantes |
| Efectos | Efectos de los contaminantes en los receptores |
| Escenarios | Escenarios que se usaran en la evaluación para representar diferentes situaciones. |

Fuente: Elaboración propia

8.1 Alcance Geográfico

El análisis debe considerar todo el territorio afectado por la regulación, por lo tanto el alcance geográfico está sujeto a la herramienta de regulación que se desea evaluar. En general, el territorio que debe incluirse en la evaluación es aquel en que los cambios en la concentración de contaminantes afecta a una población considerable. El territorio no considerado es aquel en que la población afectada por el cambio de concentraciones ambientales es pequeña, o muy baja. El criterio para establecer cuando la población es despreciable es subjetivo. A manera de recomendación, puede considerarse como territorio no afectado si la densidad de receptores es muy baja.

En el caso de un plan de prevención o descontaminación el alcance debe considerar la división administrativa afectada por la regulación más aquel territorio fuera de la división que también se ve afectada por la reducción de contaminantes. El límite geográfico para la evaluación de

normas de emisión está sujeto al territorio afectado por las fuentes normadas. Las normas de calidad primaria se aplican a todo el territorio nacional, por lo que una correcta evaluación debería considerar todo el país. Sin embargo las normas de calidad secundarias pueden ser aplicadas en territorios específicos.

8.2 Alcance temporal

El alcance temporal define el intervalo de tiempo considerado y la resolución que será utilizada en el análisis.

Generalmente los intervalos de evaluación son entre 10 y 20 años, no obstante el analista puede considerar conveniente establecer otros horizontes según la vida útil de los equipos de abatimiento (medidas de reducción) o metas de reducción de contaminantes ambientales establecidos.

La resolución corresponde a la granularidad del análisis dentro del horizonte de tiempo definida por la cantidad de periodos. Comúnmente, la resolución es anual. No obstante, la resolución no define el nivel de detalle del análisis, por ejemplo, los resultados obtenidos a causa de algunas medidas de reducción dependen de la hora en que ellas se apliquen, lo que instará a un análisis a nivel horario.

8.3 Contaminantes

Los contaminantes atmosféricos relacionados con daño tanto en salud, agricultura, biodiversidad y otros pueden ser clasificados como primarios y secundarios. Los contaminantes primarios son los que son directamente emitidos desde las fuentes a la atmósfera. Los secundarios son aquellos que surgen de reacciones químicas entre los contaminantes primarios en la atmósfera. En la Tabla 8-2 se pueden apreciar los contaminantes más comunes que podrían ser parte del análisis.

Los contaminantes listados corresponden a los contaminantes que se encuentran comúnmente en el aire y que pueden perjudicar la salud y el medio ambiente y causar daños a la propiedad ("criteria pollutants").

Tabla 8-2 Contaminantes

| Contaminantes | | Gases Efecto Invernadero |
|-------------------|-------------------|--------------------------|
| Primarios | Secundarios | |
| MP ₁₀ | MP _{2.5} | CO ₂ |
| MP _{2.5} | O ₃ | CH ₄ |
| Pb | | N ₂ O |
| SO ₂ | | HFC ₅ |
| NO _x | | PFC ₅ |
| CO | | SF ₆ |
| COV | | O ₃ |
| NH ₃ | | |

Fuente: Elaboración propia

Existen diversos mecanismos por los cuales se forma el MP_{2.5} secundario, dentro de los cuales podemos reconocer los que forman sulfatos y los que forman nitratos:

- $$SO_2 + \bullet OH + M \longrightarrow HSO_3 + M \quad 5$$

$$HSO_3 + O_2 \longrightarrow SO_3 + HO_2 \bullet$$

$$SO_3 + H_2O \longrightarrow H_2SO_4 \quad 6$$
- $$\frac{1}{2} O_2(aq) + SO_2(aq) + H_2O \xrightarrow{Mn(II)Fe(III)} H_2SO_4(aq)$$
- $$SO_2(aq) + H_2O_2 \longrightarrow H_2SO_4(aq)$$
- $$SO_3^{2-}(aq) + O_3(aq) + H_2O \longrightarrow SO_4^{2-}(aq) + O_2$$
- $$NO_2 + \bullet OH \xrightarrow{M} HNO_3 \quad 7$$
- $$NO_2 + O_3 \longrightarrow NO_3 + O_2$$

$$NO_3 + NO_2 \longleftrightarrow N_2O_5$$

$$N_2O_5 + H_2O(l) \longrightarrow 2HNO_3(aq)$$

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

⁵ M se refiere a una molécula de O₂ o N₂, que se lleva parte de la energía de la reacción.

⁶ El Acido sulfúrico (H_2SO_4) puede condensar en partículas ya existentes o formar nuevas por nucleación, debido a la neutralización con amoníaco (NH₃).

⁷ El Acido Nítrico (HNO_3) reacciona con bases como el amoníaco (NH₃) para formar partículas de nitrato. En zonas cercanas al mar, se pueden formar nitratos a partir del acido nítrico y la sal (NaCl).

1. $NO_2 + hv \xrightarrow{k1} NO + O^*$
 $O_2 + O^* + M \xrightarrow{k2} O_3 + M$
2. $CO + 2O_2 + hv \longrightarrow CO_2 + O_3$
3. $CH_4 + 2O_2 + 2hv \longrightarrow HCHO + 2O_3 + H_2O$

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

Norma de Emisión

Las normas de emisión establecen límites a la emisión de contaminantes primarios. Los contaminantes a considerar son aquellos que sus concentraciones se ven afectadas por la norma. Por lo tanto, además de considerar a los contaminantes primarios que implica la norma, se deberá identificar si es que esos contaminantes primarios son precursores de contaminantes secundarios que causan efectos en los receptores considerados en el análisis, en tal caso, los contaminantes considerados deben ser tanto los primarios como secundarios identificados por el analista.

Norma de Calidad

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

Plan de Prevención y/o Descontaminación

Para que se elabore un PPA o un PDA una zona deber ser declarada latente o saturada respectivamente. Esto ocurre en situaciones en que las concentraciones de uno o más contaminantes se ven amenazados o sobrepasados según los niveles establecidos por una norma de calidad. Específicamente, en Chile se declara una zona como saturada cuando la medición de la concentración de contaminantes en el aire, agua o suelo, se sitúa entre el 80% y el 100% del valor de la respectiva norma de calidad. Debido a esto, los contaminantes a considerar son aquellos que sus concentraciones se ven afectadas a causa de la norma causal

del plan. Por lo tanto, se deben considerar tanto los contaminantes secundarios como también los precursores de estos.

8.4 Fuentes emisoras

Las fuentes emisoras de contaminantes pueden ser clasificadas según tipo (ver Tabla 8-3). La siguiente tabla presenta una clasificación que corresponde a la clasificación de fuentes que generalmente se utiliza en la elaboración de los inventarios de emisiones en Chile.

Tabla 8-3 Clasificación de fuentes emisoras según Tipo, Subtipo y Categoría

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

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

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

I. Fuentes Fijas o Estacionarias

Incluye la quema de combustibles producto de las actividades industriales y residenciales para la generación de energía, calor y/o vapor. El uso en la industria de combustibles fósiles como carbón y petróleo son causantes de la formación de material particulado tanto primario como secundario. Los sulfatos son las principales partículas relacionadas con la combustión de petróleo pesado, petcoke y carbón, ya que son combustibles que poseen azufre en altos porcentajes. Además de los combustibles fósiles, la biomasa (madera) puede ser quemada y ser usada como combustible principalmente para la calefacción. Las partículas finas dominan estas emisiones y el principal compuesto liberado es el carbono orgánico (EPA, 1995).

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

II. Fuentes Fugitivas

- a. Antropogénica: Son las emisiones de polvo resuspendido o polvo fugitivo fruto de la actividad humana. Corresponden a emisiones provenientes de calles pavimentadas y sin pavimentar, de la construcción y demolición, de la agricultura, etc. Principalmente son partículas gruesas, siendo prácticamente el 90% mayores a $2.5\mu\text{m}$ (Chow & Watson 1998). La composición química del polvo de calles pavimentadas es una mezcla de partículas provenientes de diferentes fuentes como tierra, gases de automóviles, oxidaciones, desgaste de frenos (ricos en Zn), neumáticos, etc.
- b. Natural: Es originado por la suspensión de tierra o erosión de rocas por acción del viento. Sus tasas de emisión dependen fuertemente de parámetros meteorológicos como la velocidad del viento, humedad ambiental y precipitaciones. Su perfil de elementos incluye principalmente Si, Al y Fe. El viento también es causante de la aparición de sal (NaCl) en el material particulado a través de la agitación de la superficie marina.

III. Fuentes móviles

Corresponde a las emisiones provenientes de los gases de escape y desgaste de frenos y neumáticos del modo de transporte: automóviles, camiones, etc. La principal fuente móvil de contaminación del aire es el automóvil, pues produce grandes cantidades de

monóxido de carbono (CO) y en menores cantidades óxidos de nitrógeno (NOx) y compuestos orgánicos volátiles (COVs), compuestos que contribuyen a la formación del material particulado secundario. Las emisiones de los automóviles también contienen Pb (concentración que ha disminuido gracias a la gasolina sin plomo) y cantidades traza de algunos contaminantes peligrosos. El principal compuesto aportado por los vehículos a la masa de material particulado lo constituye el carbono elemental (C_{elem}) y orgánico (C_{org}). Este último se forma en la cámara de combustión de los motores producto de una combustión incompleta del combustible. Los camiones y buses generalmente tienen motores Diesel que usan combustible diferente de la mayoría de los automóviles. La quema de combustible Diesel produce mayor cantidad de NOx, SO₂ y C_{elem} que los motores gasolineros. El perfil de partículas emitidas en la combustión de derivados del petróleo pertenece fundamentalmente a la fracción fina.

IV. **Otras fuentes naturales**

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

El analista deberá definir e identificar cuales tipos de fuentes emiten los contaminantes normados para considerarlos en el análisis. Si bien durante el proceso de estimación de emisiones se pueden agregar nuevas fuentes que se estimen relevantes, es recomendado definir el alcance de las fuentes emisoras a considerar con antelación.

8.5 Receptores Afectados

Para estimar los beneficios a causa de mejoras en la calidad ambiental es ineludible identificar y definir los receptores que están dentro del alcance geográfico y son susceptibles a cambios en la concentración de contaminantes bajo observación. El tipo de receptor a considerar depende del efecto que se esté evaluando, por ejemplo, la población corresponde a los receptores afectados en el contexto de efectos adversos para la salud. Por otro lado, la infraestructura es el receptor afectado por efectos dañinos para materiales.

8.5.1 Población

La población que debe ser parte del análisis debe ser toda aquella que está comprendida dentro del alcance geográfico, o consecuentemente, dentro del territorio afectado.

8.5.1.1 Grupos sociales vulnerables

Además de definir la población afectada se recomienda identificar y definir grupos sociales vulnerables pertenecientes a ella (p.ej. niños, adultos mayores, población de bajos ingresos,

etc.). Esto debido a que en los pasos posteriores del AGIES se debe realizar análisis sobre las distribuciones, tanto de costos como de beneficios, según los agentes sociales afectados. La importancia del análisis distributivo se expone en la Sección 5.3.1.

8.5.2 Cultivos

Los cultivos afectados son todos aquellos comprendidos en el territorio afectado por la norma o plan a evaluar. Se deben definir tanto la ubicación de los terrenos como también el tipo de cultivo. Cada cultivo tiene una susceptibilidad distinta a las concentraciones de contaminantes por lo que se requiere una identificación detallada del tipo y ubicación de los sembradíos.

8.5.3 Otros receptores

En el caso de que el analista desee evaluar otros beneficios, se deben identificar aquellos receptores afectados por los efectos definidos siguiendo las recomendaciones expuestas en la sección 8.6. Por ejemplo, en el estudio realizado por KAS Ingeniería y GeoAire (2009), que consiste en la evaluación de una norma de emisión para termoeléctricas, los consultores estimaron los beneficios en recursos naturales a causa de reducciones en la deposición de contaminantes. Para ello identificaron el uso de suelo a través del territorio nacional y clasificaron como recursos naturales aquellos que correspondían a uso agrícola, bosque, plantaciones, praderas y renovables. En este caso los recursos naturales fueron considerados como receptores afectados. Cabe mencionar que los beneficios fueron solo cuantificados y no valorizados. En la Figura 8-1, se puede observar las reducciones de depositación de MP10 obtenidas por KAS Ingeniería y GeoAire para los años 2014 Y 2020.

Figura 8-1 Reducción de depositación de MP10 según escenario de norma de emisión. Años 2014 y 2020 (ton/año)

| Zona | Tipo de Suelo | Área (Há) | Año 2014 | | | Año 2020 | | |
|--------------|-----------------|------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | | | Escenario 1 | Escenario 2 | Escenario 3 | Escenario 1 | Escenario 2 | Escenario 3 |
| Norte | Agrícola | 208309 | 4E+00 | 7E+00 | 8E+00 | 4E+00 | 6E+00 | 8E+00 |
| | Bosque | 194 | 4E-03 | 6E-03 | 8E-03 | 3E-03 | 5E-03 | 7E-03 |
| | Plantaciones | 33433 | 1E+00 | 2E+00 | 2E+00 | 1E+00 | 2E+00 | 2E+00 |
| | Praderas | 413938 | 7E+00 | 1E+01 | 1E+01 | 6E+00 | 1E+01 | 1E+01 |
| | Renovales | 38440 | 9E-01 | 1E+00 | 2E+00 | 8E-01 | 1E+00 | 2E+00 |
| Central | Agrícola | 2543847 | 4E+01 | 8E+01 | 1E+02 | 3E+01 | 8E+01 | 1E+02 |
| | Bosque | 341669 | 3E+00 | 8E+00 | 1E+01 | 3E+00 | 7E+00 | 1E+01 |
| | Plantaciones | 1728560 | 7E+01 | 2E+02 | 3E+02 | 7E+01 | 2E+02 | 3E+02 |
| | Praderas | 498499 | 9E+00 | 2E+01 | 3E+01 | 8E+00 | 2E+01 | 3E+01 |
| | Renovales | 1207135 | 2E+01 | 6E+01 | 9E+01 | 2E+01 | 5E+01 | 8E+01 |
| Sur | Agrícola | 839957 | 4E+00 | 1E+01 | 2E+01 | 4E+00 | 1E+01 | 2E+01 |
| | Bosque | 3199207 | 3E+00 | 8E+00 | 1E+01 | 3E+00 | 8E+00 | 1E+01 |
| | Plantaciones | 843067 | 5E+00 | 1E+01 | 2E+01 | 4E+00 | 1E+01 | 2E+01 |
| | Praderas | 1867616 | 3E+00 | 7E+00 | 1E+01 | 3E+00 | 6E+00 | 1E+01 |
| | Renovales | 1397750 | 3E+00 | 7E+00 | 1E+01 | 3E+00 | 7E+00 | 1E+01 |
| Austral | Agrícola | 3390 | 5E-04 | 1E-03 | 2E-03 | 5E-04 | 1E-03 | 2E-03 |
| | Bosque | 1407686 | 1E-01 | 4E-01 | 6E-01 | 1E-01 | 4E-01 | 6E-01 |
| | Plantaciones | 7836 | 1E-03 | 3E-03 | 5E-03 | 1E-03 | 3E-03 | 5E-03 |
| | Praderas | 2967492 | 1E-01 | 4E-01 | 7E-01 | 1E-01 | 4E-01 | 7E-01 |
| | Renovales | 1144900 | 1E-01 | 3E-01 | 5E-01 | 1E-01 | 3E-01 | 5E-01 |
| TOTAL | 20692924 | 170 | 422 | 649 | 161 | 412 | 640 | |

Fuente: KAS Ingeniería y GeoAire (2009)

8.6 Efectos

Según Lave & Gruenspecht (1991), las etapas críticas de un ACB son: identificación, cuantificación y valoración de efectos, por consiguiente, se recomienda definir aquellos efectos a considerar en la evaluación en esta etapa. El cambio en la incidencia de efectos a causa de mejoras en la calidad del aire se traduce en beneficios, los que posteriormente son contrastados con los costos para evaluar la rentabilidad social de las medidas de reducción. Se debe identificar y documentar todos los efectos adversos causados por los contaminantes incluidos en el análisis, con el objetivo de incrementar la información disponible para la autoridad. Por otro lado, la cuantificación y valoración solo podrá realizarse en algunos de los efectos identificados. En el caso de la cuantificación, la dificultad muchas veces recae en la no existencia de información que relacione el cambio en la calidad del aire con el cambio en la incidencia de efectos mientras que la principal dificultad en la valoración ocurre en la dificultad de valorizar bienes cuyo valor (definido por las preferencias de la población) no está directamente reflejado en los precios del mercado, como por ejemplo la biodiversidad, lo que

exige recursos, tiempo y por tanto costos que no siempre son posibles enfrentar. Sin embargo, existen métodos para extraer las preferencias y los valores que la población asigna a ciertos bienes públicos como la visibilidad o la calidad del aire (valoración contingente, análisis conjunto, precios hedónicos, Cost of illness (COI), función de daño, etc). Estos métodos principalmente se han enfocado en valorizar los efectos que tienen la contaminación en la salud, por lo que estos efectos son los principales a evaluar.

En el contexto de un AGIES los efectos que deben ser prioritarios por su magnitud y actual calidad de información son aquellos relacionados con la salud de la población. En la Tabla 8-4 se presentan algunos de los efectos nocivos para la salud que cuentan con suficiente sustento científico como para cuantificarlos frente a variaciones en la contaminación ambiental. Además se presenta el método de valoración utilizado para estimar los beneficios monetarios de reducir los casos.

Tabla 8-4 Efectos en Salud

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

WTP (Willingness to Pay) y COI (Cost of Illness) explicados en la Sección 13.2.3

Fuente: Elaborado en base a (Cifuentes, Krupnick et al. 2005)

Otros efectos que cuentan con información para ser considerados en los AGIES, que han sido considerados en AGIES realizados en Chile, corresponden a daños en cultivos (disminución del

rendimiento del cultivo), desgaste en materiales de infraestructura y disminución de visibilidad. Al existir evidencia de una relación entre la concentración de contaminantes y estos efectos, la recomendación para el analista es valorizarlos, siempre y cuando, exista disponibilidad de la información necesaria para hacerlo.

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

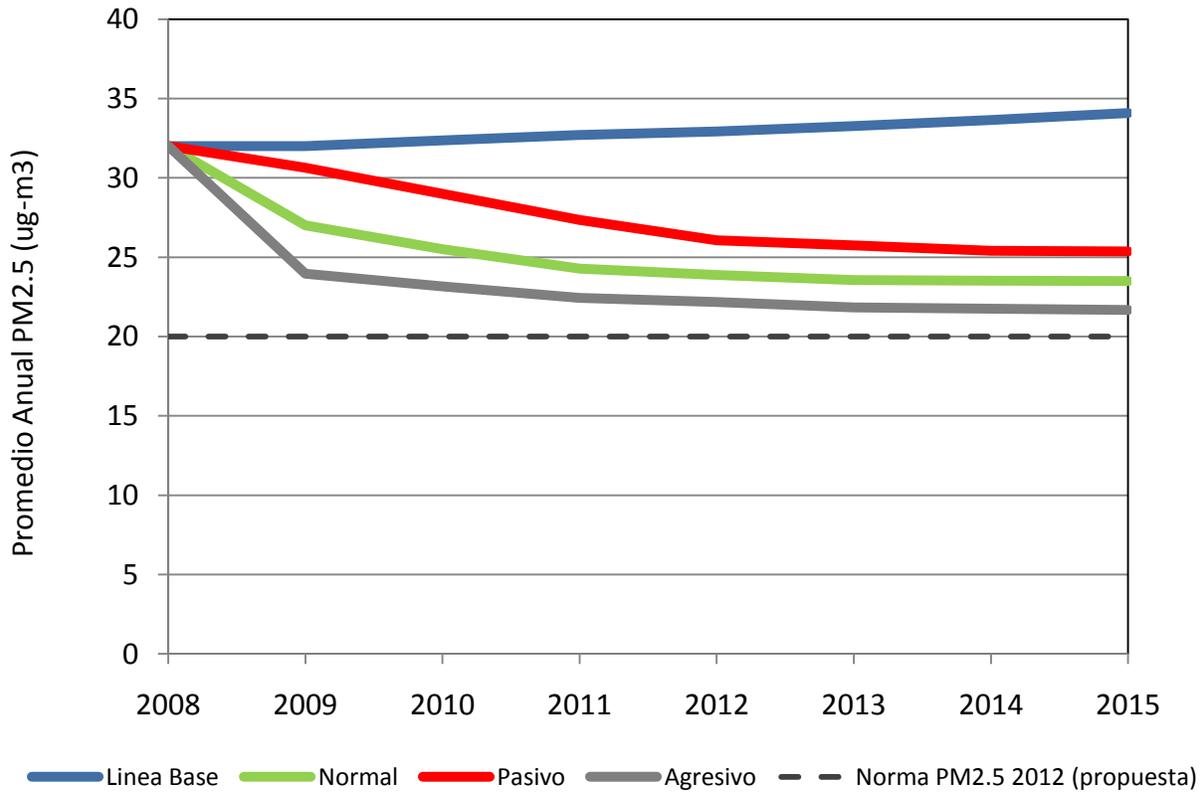
8.7 Escenarios

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

- ✓ La herramienta que se utiliza para reducir la contaminación (p.ej para conseguir una reducción de la contaminación se puede dictar una norma o introducir un impuesto a la contaminación, lo que puede ser modelado a través de dos escenarios diferentes),
- ✓ Nivel de cumplimiento de medidas,
- ✓ Variables exógenas o cualquier parámetro que presente incertidumbre o que se desee optimizar.

Por ejemplo, en el caso de una norma de calidad o PPDA una práctica común es evaluar el nivel de cumplimiento que tendrán las medidas para comprender si estas lograrán la meta impuesta por la regulación. De esta manera, se puede sugerir que niveles de cumplimiento serán necesarios y suficientes para lograr los objetivos planteados. En la Figura 8-2 se puede observar los resultados en concentraciones estimadas por el estudio DICTUC (2008), correspondiente al AGIES del PPDA para la Región Metropolitana, según escenarios de implementación de medidas.

Figura 8-2 Escenarios reducción de concentraciones



Fuente: DICTUC(2008)

Por otro lado, debido a la incertidumbre de los parámetros presentes en la evaluación se recomienda realizar un análisis de propagación de la incertidumbre de dichos parámetros sobre los resultados finales (ver sección 5.3.2 Análisis de Incertidumbre). La incertidumbre depende del comportamiento de variables empíricas y parámetros continuos. Específicamente el analista deberá considerar abordar la incertidumbre presente en parámetros a través de modelación paramétrica o escenarios.

En este paso el analista deberá definir los escenarios que evaluará.

8.8 Casos

8.8.1 Caso 1

A continuación se analizará la definición del alcance que se realizó en Medio Ambiente Gestión L. A. Cifuentes (2010). Análisis Técnico-Económico de la Aplicación de una Norma de Emisión para Termoeléctricas.

Los alcances que fueron definidos por este estudio se muestran en la siguiente tabla.

Tabla 8-5 Resumen alcance norma termoeléctricas

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

Fuente: Elaboración propia

Como se aprecia en la tabla, el alcance geográfico que se definió en el estudio correspondió a un radio de 100km centrado en la ubicación de cada una de las centrales termoeléctricas el cual fue limitado por el modelo de dispersión utilizado. Si bien los receptores podrían encontrarse fuera de dicho alcance geográfico, muchas veces y como fue en este caso, lo que limita el análisis corresponde a otros factores.

El anteproyecto de norma que generó la elaboración de este estudio estipulaba que los contaminantes a normar correspondían a material particulado, SO₂ y NO_x por lo que fue esto lo que definió los contaminantes a evaluar. Por su parte, los efectos que se consideraron correspondieron al estado del arte de la información necesaria para evaluarlos y las fuentes emisoras quedaron definidas a priori por el tipo de norma, que en este caso afecta a una fuente específica.

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

8.8.2 Caso 2

Con el motivo de ejemplificar la definición del alcance del estudio a analizar considerando otras características de instrumento regulatorio, a continuación se presenta la definición del alcance en la realización de un AGIES correspondiente a un PPDA. El documento utilizado en este caso corresponde a 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.

La siguiente tabla muestra un resumen del alcance definido en este estudio.

Tabla 8-6 Resumen alcance PPDA

| Alcance | Descripción |
|-------------------------|---|
| Geográfico | Región Metropolitana |
| Temporal | Horizonte de 7 años, año base 2009 y periodo un año |
| Contaminantes | PM ₁₀ , PM _{2.5} , SOx, NOx, Polvo resuspendido |
| Efectos | Beneficios en salud, visibilidad y materiales |
| Fuentes emisoras | Fuentes fijas, móviles y otras |
| Receptores | Población y receptores dentro de la RM |
| Escenarios | Escenarios para evaluar implementación de medidas e incertidumbre en beneficios |

Fuente: Elaboración propia

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

En este caso, el alcance temporal, en particular el horizonte de análisis, se vio determinado por las metas que quiere lograr el PPDA (e.g. al año 2015 se tiene como meta que se alcance una concentración promedio anual de 50 ug/m³). Por su parte, al corresponder a un análisis de un PPDA se debieron considerar todos los contaminantes que poseían una concentración tal que provocaron que la zona fuera definida latente o saturada por dicho contaminante. Si es que la reducción de emisiones de estos contaminantes causan una disminución en la concentración de otros (contaminantes secundarios) también fueron incluidos en el análisis debido a que la reducción de estos genera beneficios (e.g. PM_{2.5}). La información disponible para la RM hizo posible la estimación de beneficios tanto en salud, visibilidad y materiales.

Como el estudio corresponde a un PPDA, las medidas que fueron analizadas fueron aquellas que estaban incluidas en el anteproyecto por lo que consideraron las fuentes emisoras que se veían afectadas por estas medidas.

Por último, los escenarios que fueron considerados representaron distintos niveles de exigencia y fiscalización de cada una de las medidas. En particular este estudio analizó escenarios normal, pasivo y agresivo de exigencia y cumplimiento. Además se crearon escenarios que quedaron determinados por los beneficios en salud calculados (explicados

principalmente por los distintos métodos utilizados para la estimación del valor de la vida estadística).

9 Estimación de Emisiones

Se debe proceder a realizar un catastro de todas las fuentes emisoras correspondientes a los tipos de fuentes que caen dentro del alcance de la evaluación (definidas en la Sección 8.4). A continuación, se estiman las emisiones de todas las fuentes con el objetivo de construir la línea base de emisiones.

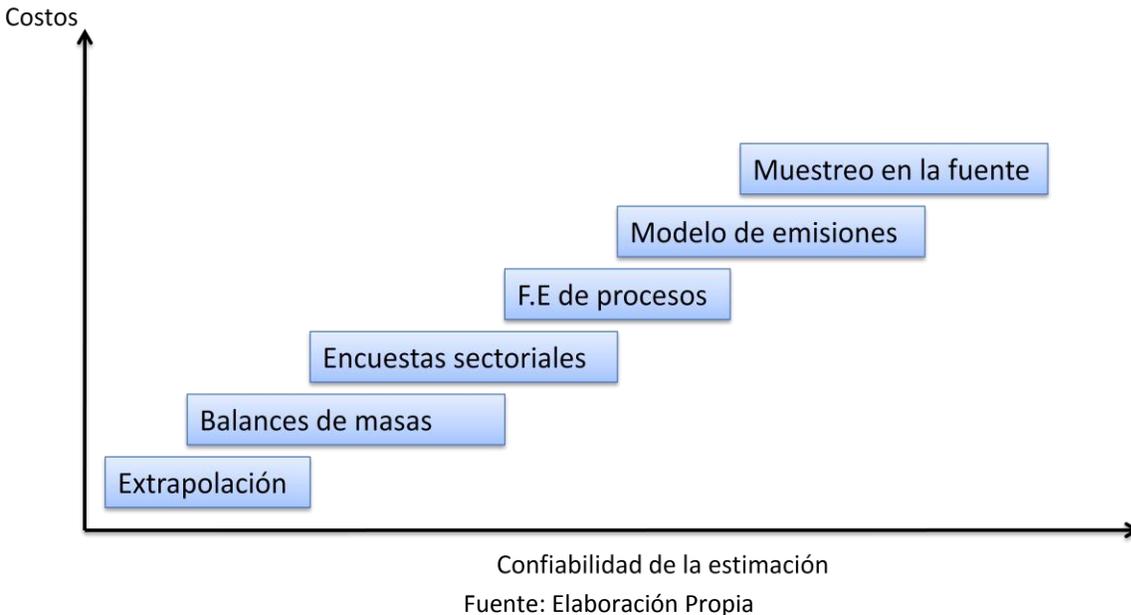
9.1 Métodos de Estimación de Emisiones

Para la construcción del inventario de emisiones existen dos enfoques metodológicos de acuerdo a la manera en que se procesa y obtiene la información. El enfoque “Top –Down”, parte de arriba hacia abajo, agregando el sistema que se analiza, sin especificar detalles para obtener las estimaciones que se requieren. Cada parte luego va refinándose, hasta alcanzar un nivel que permita validar el modelo. En cambio el método “Bottom-up” parte de abajo hacia arriba, detallando y especificando las partes individuales del sistema, para generar componentes más grandes y posteriormente formar el sistema completo. Este enfoque es generalmente utilizado para evaluar costos y beneficios de programas.

El método a utilizar depende de los objetivos, escala de análisis y disponibilidad de datos y recursos que se disponen. El enfoque elegido determina entonces las herramientas que se utilizarán para la construcción del inventario de emisiones, en conjunto con el costo que se está dispuesto a incurrir y la confiabilidad en los resultados que requiere. En la Figura 9-1 se puede observar los métodos junto con sus características de costo y confiabilidad.



Figura 9-1 Herramientas para la estimación de emisiones



Nota: F.E: Factor de Emisión⁸

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

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

El método más utilizado para estimar emisiones totales consiste en el uso de factores de emisión (FE) el que consiste en estimar la emisión según los niveles de actividad de cada fuente y su factor de emisión asociado (principalmente expresado en peso por unidad de actividad).

⁸ Un factor de emisión es una relación entre la cantidad de contaminante emitido a la atmosfera y una unidad de actividad, por ejemplo: mg PM2.5/km recorrido, mg NOx/hr de funcionamiento, etc.

Su masificación se debe a que el uso de FE es una simplificación para un problema complicado, de forma simple se pueden calcular las emisiones en forma bastante precisa. La ventaja es que estos son, bajo ciertas condiciones, extrapolables de una situación a otra. Esto permite calcular emisiones en muchos casos en los que no se podría debido a la ausencia de información local. Sin embargo, se debe tener precaución en la extrapolación. Puede haber diferencias entre la situación de ensayo donde se obtuvieron y la situación de aplicación. Para realizar una aplicación exitosa, debemos reconocer cuales son los agentes que modifican los factores de emisión (no las emisiones totales). Si los factores modificadores con que fueron establecidos los factores de emisión son similares a las condiciones en donde se quieren utilizar, se pueden realizar la extrapolación.

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

Ecuación 9-1 Cálculo de Emisión

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

Donde:

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

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

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

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

El uso de FE corresponde a un modelo del tipo *bottom-up*, el cual consiste en modelar las emisiones de las fuentes de una manera desagregada desde el detalle hasta obtener un resultado general de emisiones del sector.

En situaciones puntuales o frente a la restricción de recursos existen otras alternativas para estimar las emisiones, como por ejemplo la estimación en base a encuestas sectoriales. También existe la posibilidad de uso de balance de masas para obtener una estimación de las emisiones por sector o tipo de fuente. Este método se recomienda para estimaciones de largo

plazo ya que no considera fluctuaciones en el corto plazo. Es ideal para situaciones en que se libera gran parte del contaminante de interés a la atmósfera sin generación o consumo en el proceso. Finalmente, existe la posibilidad de estimar las emisiones extrapolando resultados de otros estudios, si bien el costo es bajo su poca confiabilidad lo hace poco apropiado.

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

Si es que no se cuenta con la información necesaria para hacer un análisis desagregado o la medida a evaluar es intersectorial y se desea analizar la interacción entre el sector energético y la economía del país se recomienda utilizar una estimación *top-down*, en la que a través de regresiones lineales o modelos econométricos es posible encontrar variables representativas del comportamiento del parque emisor (como el PIB o la población), pudiendo así proyectar las emisiones a nivel agregado.

Interesante también es la utilización de modelos híbridos *bottom-up* y *top-down*, de manera de compensar con las limitaciones existentes en una metodología u otra. Se puede aprovechar el detalle tecnológico (principalmente del sector eléctrico y de fuentes móviles) utilizado en una metodología *bottom-up* y una estructura macroeconómica como la que supondría una metodología *top-down*.

9.1.1 Factores de Emisión

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

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

cada periodo del análisis por tanto se deben proyectar los factores de emisión en el tiempo considerando las variaciones.

9.1.1.1 Proyección Factores de Emisión

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

Tabla 9-1 Factores de variación de FE

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

Fuente: Elaboración propia

Por su parte, alguna de las variables que afectan a los factores de emisión en fuentes fijas se listan a continuación: Eficiencia en los procesos, Composición de materias primas (e.g. Combustibles), Equipos (Tecnología) y Temperatura y otras condiciones ambientales del proceso.

La consideración de todos estos factores de manera simultánea para la estimación de emisiones es una tarea compleja. Se recomienda considerar la mayor cantidad posible, sujeto a la disponibilidad de información.

Por ejemplo, para considerar la implementación de un convertidor catalítico en la estimación de emisiones de un vehículo liviano se puede utilizar la Ecuación 9-2. Esta ecuación representa el impacto de la medida de reducción de emisiones directamente en el factor de emisión.

Ecuación 9-2 Eficiencia en reducciones

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

Donde,

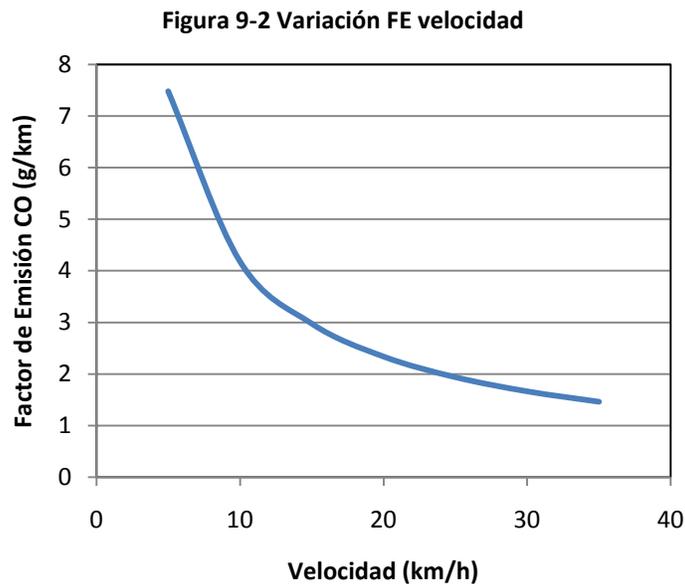
$Emission_{ij}$: Emisión [gr/año] del contaminante i por la fuente emisora j .

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

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

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

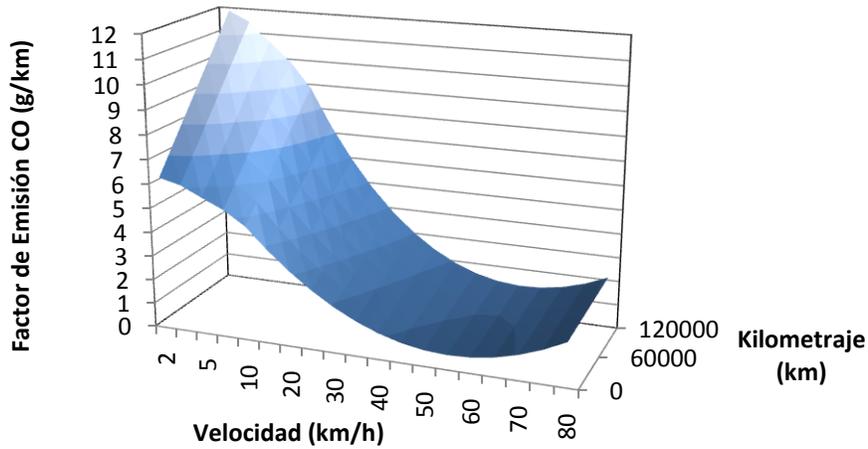
Por otro lado, a manera de ejemplo del efecto de las condiciones de marcha, en la Figura 9-2 se expone la relación entre el FE del monóxido de carbono (CO) y la velocidad del vehículo.



Fuente: Elaboración Propia

En el Figura 9-3 se incluye además el deterioro del vehículo (en kilometraje) y su impacto para un mejor ajuste en el FE. Esto brinda la posibilidad de realizar un análisis bajo las distintas dimensiones que pueden afectar el FE y estimar las emisiones de forma más precisa.

Figura 9-3 Variación del Factor de Emisión según Velocidad y Desgaste

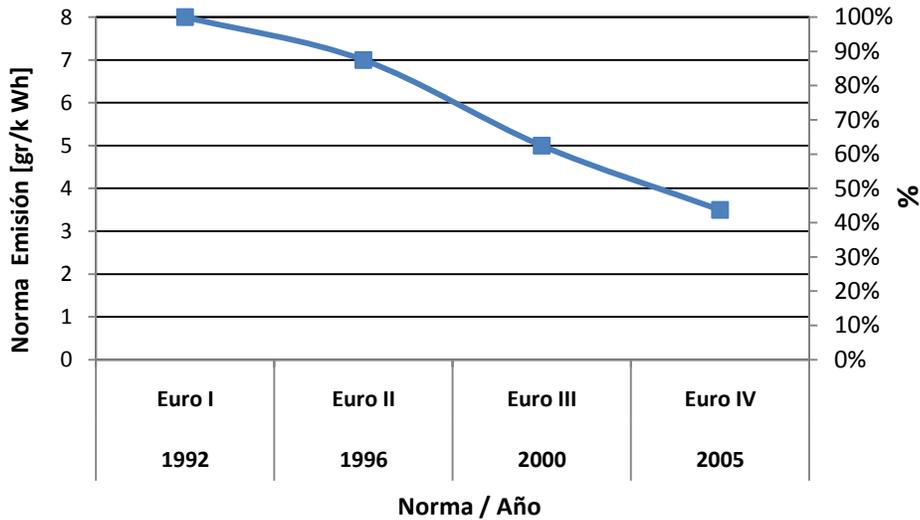


Fuente: CENMA - Vehículos livianos de pasajeros con convertidor catalítico

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

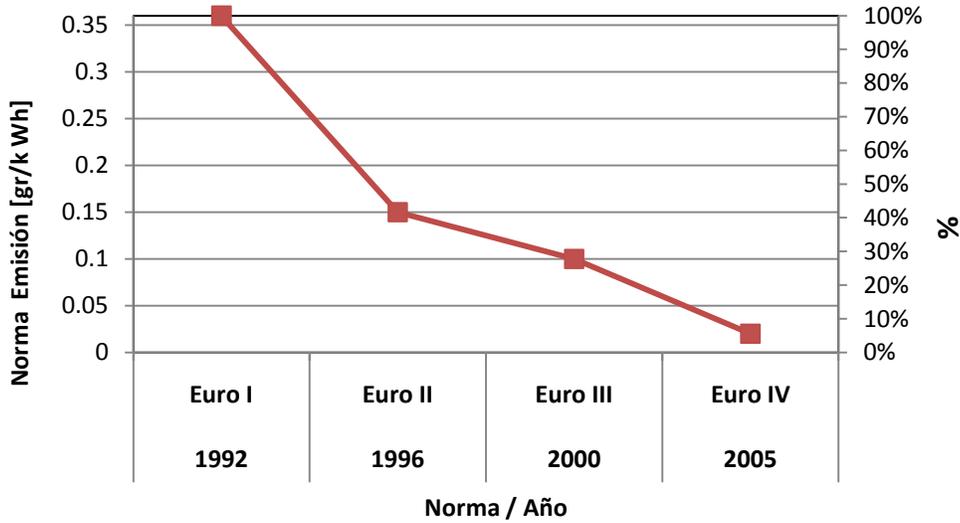
Un ejemplo práctico de la evolución de los FE a causa de las normas está constituido por la promulgación de las normas europeas de emisión para vehículos (fuentes móviles), Euro. Esta norma regula las emisiones de algunos de los contaminantes liberados por la combustión de los motores lo que directamente impacta en el FE. Debido a que esta norma se ha vuelto cada vez más estricta, los FE para estas fuentes han disminuido a través de los años. Como se puede observar en la Figura 9-4 y Figura 9-5, para el caso de los camiones a diesel, los niveles permitidos de NOX han disminuido en un 56% desde el año 1992 (EURO I), mientras que para el PM esta reducción es aún mayor, presentando un 94% de disminución con respecto a EURO I.

Figura 9-4 Evolución norma Euro para el NOX de Camiones Diesel



Fuente: Elaboración propia

Figura 9-5 Evolución norma Euro para el PM de Camiones Diesel



Fuente: Elaboración propia

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

La siguiente tabla muestra las fuentes de información típicas para obtener factores de emisión tanto para fuentes fijas como móviles.

Tabla 9-2 Fuentes de Información para obtener los Factores de Emisión

| Tipo | Fuente de Información FE |
|------------------------|---|
| Fuentes Fijas | Emission Factors, AP-42, Fifth Edition, Volume I: Stationary Point and Area Sources ⁹ |
| | Base de Datos FE Gases Efecto Invernadero IPCC ¹⁰ |
| Fuentes Móviles | EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook - 3rd edition October 2002 UPDATE ¹¹ |
| | USA: Modelos de EPA: Mobile 5, Mobile 6 ¹² |
| | Chile: Factores propuestos por el Centro Nacional del Medio Ambiente, Metodología para el Cálculo de Emisiones Vehiculares (MODEM). |
| | Factores internacionales modificados según las mediciones realizadas en el Centro de Control y Certificación Vehicular (3CV) |
| | Europa: Factores de emisión del Programa Copert |

Fuente: Elaboración Propia

9.1.2 Nivel de actividad

El nivel de actividad representa el grado de uso de la fuente dentro del periodo análisis. Algunas expresiones comunes para esta característica de la fuente son: km/año, hr/año, lt/año, etc. Lo importante es que la expresión esté acorde con el FE que se utiliza para así obtener la cantidad de contaminante emitido por la fuente dentro del periodo.

Al igual que los FE el Nivel de Actividad (NA) de una fuente varía en el tiempo. Estas variaciones pueden ser debido a características propias de la fuente como también debido al comportamiento de la población. Para estimar las emisiones correspondientes a una fuente en el horizonte de tiempo se debe proyectar el nivel de actividad para cada periodo.

9.1.2.1 Proyección de Nivel de Actividad

Para considerar la variación del nivel de actividad una alternativa consiste en el uso de modelos estadísticos. El nivel de actividad puede estar relacionado con la antigüedad de la fuente, variables macroeconómicas, conducta social, regulación existente u otros incentivos que

⁹ <http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/>

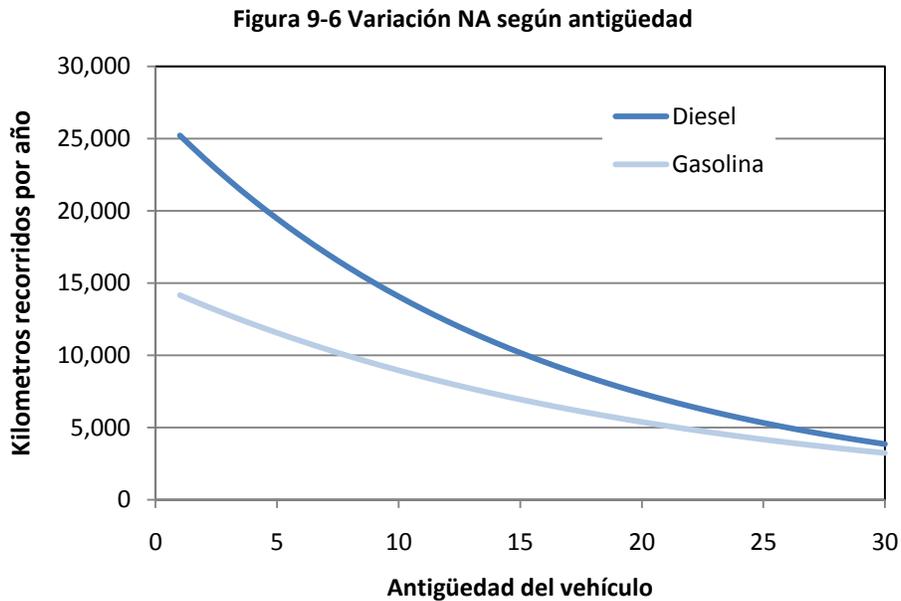
¹⁰ <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/EFDB>

¹¹ <http://reports.eea.eu.int/EMEP/CORINAIR3/en>

¹² <http://www.epa.gov/otaq/index.html>

alteren el comportamiento. En particular, la conducta social puede estar determinada por los cambios futuros en los precios relativos, el ingreso, la capacidad limitada del recurso (disponibilidad) y las actitudes sociales, entre otros.

A manera de ejemplo, en el Figura 9-6 se representa el nivel de actividad de vehículos según su antigüedad. Los vehículos nuevos fallan menos y por ende recorren mas kilómetros anualmente que vehículos más antiguos (Caserinia, Giuglianoa et al. 2008).



Fuente: Caserinia, Giuglianoa et al (2008)

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

9.2 Construcción Línea Base

La construcción de la línea base consiste en agregar las emisiones de todas las fuentes consideradas en el análisis. Es imperativo que la construcción sea acorde a las definiciones realizadas por el analista en la Sección 8. El objetivo de la línea base es generar un escenario de referencia para comparar las emisiones reducidas a causa de las medidas de abatimiento. Esta diferencia en emisiones es usada para calcular el cambio en concentraciones que se puede atribuir a cada medida con el objetivo de calcular sus beneficios.

De manera de ejemplo la Tabla 9-3 representa la línea base resultante del estudio DICTUC (2009) sobre norma de emisión para motores de buses de locomoción colectiva en la Región Metropolitana.

Tabla 9-3 Línea base DICTUC 2009 (ton)

| Contaminante | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 |
|--------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| CO | 770 | 670 | 670 | 640 | 640 | 640 | 640 |
| PM25 | 92 | 83 | 83 | 85 | 85 | 85 | 85 |
| COV | 370 | 330 | 330 | 310 | 310 | 310 | 310 |
| NOX | 2,900 | 2,600 | 2,600 | 2,700 | 2,700 | 2,700 | 2,700 |
| SOX | 9 | 9 | 9 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| CO2 | 690,000 | 640,000 | 640,000 | 720,000 | 720,000 | 720,000 | 720,000 |
| NH3 | 1.5 | 1.4 | 1.4 | 1.4 | 1.4 | 1.4 | 1.4 |

Fuente: DICTUC(2009b)

Esta línea base fue creada considerando un parque de 6.157 buses en el año 2009, un nivel de actividad de 90.000 km por bus por año, una velocidad promedio de 30 km/hr y los factores de emisión que se presentan en la siguiente tabla.

Tabla 9-4: Factores de emisión según norma y capacidad¹³ de buses (gr/km)

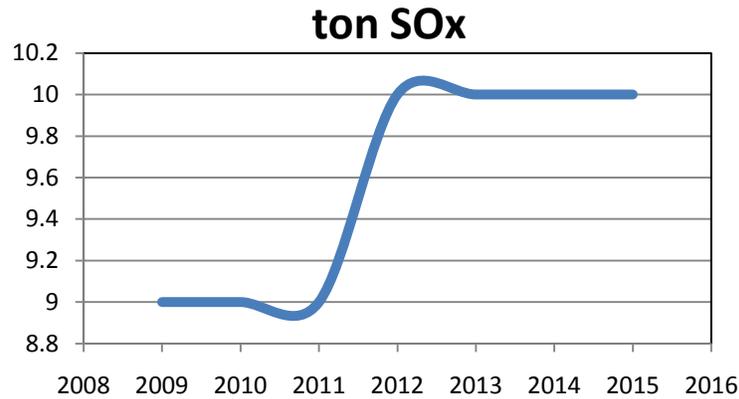
| Norma | Capacidad | CO | NOX | PM25 | COV | SOX | CO2 |
|----------|-----------|-----|------|------|-----|------|-------|
| Euro I | A1 | 2,1 | 7,8 | 0,03 | 0,9 | 0,01 | 708 |
| | A2 | 2,1 | 7,8 | 0,03 | 0,9 | 0,01 | 708 |
| | B1 | 2,3 | 8,7 | 0,04 | 1,0 | 0,01 | 787 |
| | B2 | 2,3 | 10,7 | 0,04 | 1,0 | 0,01 | 935 |
| Euro II | A1 | 1,7 | 5,6 | 0,19 | 0,8 | 0,02 | 1.165 |
| | A2 | 1,7 | 5,6 | 0,19 | 0,8 | 0,02 | 1.165 |
| | B1 | 1,9 | 6,2 | 0,22 | 0,9 | 0,02 | 1.294 |
| | B2 | 1,9 | 7,6 | 0,24 | 0,9 | 0,02 | 1.537 |
| Euro III | A1 | 1,2 | 3,9 | 0,14 | 0,6 | 0,02 | 1.036 |
| | A2 | 1,2 | 3,9 | 0,14 | 0,6 | 0,02 | 1.036 |
| | B1 | 1,3 | 4,4 | 0,15 | 0,6 | 0,02 | 1.152 |
| | B2 | 1,3 | 5,4 | 0,17 | 0,6 | 0,02 | 1.537 |
| | C2 | 1,3 | 6,1 | 0,19 | 0,6 | 0,03 | 1.580 |

Fuente: (DICTUC 2009c)

¹³ Se refiere a capacidad de pasajeros de los buses en donde A1, A2, B1, B2 y C2 son de 42, 62, 76, 80 y 160 respectivamente.

Para una comprensión más eficiente es imperativa la construcción de gráficos a partir de los resultados. A manera de ejemplo, se representa gráficamente la línea base para el SOx en la Figura 9-7.

Figura 9-7 Línea base emisiones SOx



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

9.2.1 Definición del parque emisor

Para generar la línea base de emisiones, es necesario en primer lugar definir claramente cuál es el parque emisor. Esto implica precisar cuál es el parque que libera las emisiones y especificar y caracterizar quienes componen este parque. Esta definición dependerá fundamentalmente del tipo de análisis que se desea realizar. En el estudio realizado por DICTUC (2009) sobre norma de emisión para motores de buses de locomoción colectiva en la RM, el parque emisor corresponde a los buses de la locomoción colectiva de la Región Metropolitana.

Una vez definido el parque emisor, se requiere proyectar el parque durante el horizonte de tiempo sobre el cual se realizará el análisis. A continuación se presenta la proyección del parque de buses de la locomoción colectiva para la Región Metropolitana para los años 2009 – 2015, utilizada para la generación de la línea base de emisiones presentada en la Tabla 9-3.

Tabla 9-5 Parque Base de buses considerado según capacidad. 2009 - 2015

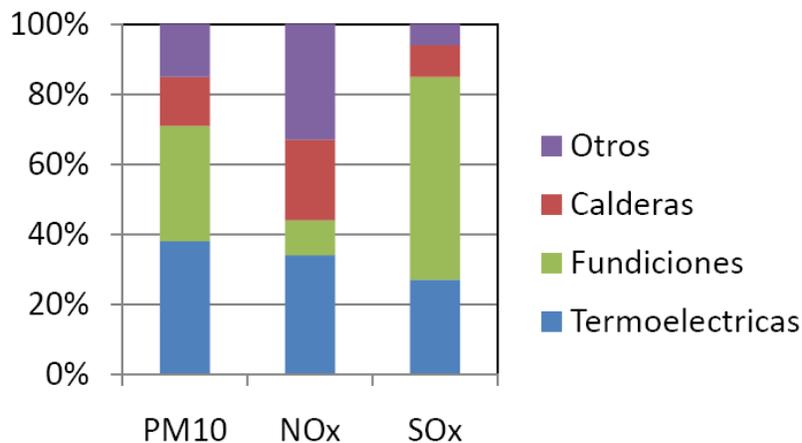
| Capacidad | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 |
|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| A1 | 635 | 635 | 635 | 111 | 111 | 111 | 111 |
| A2 | 546 | 546 | 546 | 94 | 94 | 94 | 94 |
| B1 | 2.120 | 2.120 | 2.120 | 1.727 | 1.727 | 1.727 | 1.727 |
| B2 | 1.308 | 1.313 | 1.318 | 2.200 | 2.205 | 2.210 | 2.215 |
| C2 | 1.548 | 1.550 | 1.552 | 1.554 | 1.556 | 1.558 | 1.560 |
| Total | 6.157 | 6.164 | 6.171 | 5.686 | 5.693 | 5.700 | 5.707 |

Fuente: (DICTUC 2009c)

9.3 Indicadores de Emisiones

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

Figura 9-8 Emisiones al aire declaradas por el propio sector de rubros industriales RETC, 2007



Fuente: Ministerio del Medio Ambiente (2011)

9.4 Casos

9.4.1 Caso 1

Se utiliza, a manera de ejemplificar la etapa de estimación de emisiones, la metodología realizada en DICTUC (2008). Análisis y Evaluación del Impacto Económico y Social del Plan de Descontaminación de la Región Metropolitana para definir la línea base de emisiones.

Este estudio realizó la siguiente caracterización de fuentes de acuerdo al alcance del proyecto:

Tabla 9-6 Tipos de fuentes PPDA

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

Fuente: Elaboración propia a partir de DICTUC (2008)

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

Para la estimación de emisiones en ambos casos, se tomó como base la Ecuación 9-1 que utiliza factores de emisión y niveles de actividad. Existía información disponible para construir la línea base, tanto para fuentes fijas como fuentes móviles, a partir del parque, y su proyección en el tiempo, de los factores de emisión y del nivel de actividad de cada una de las fuentes.

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

9.4.1.1 Móviles

En el caso de fuentes móviles, la modelación utilizó los factores de emisión estimados por el programa COPERT III, desarrollado en la Unión Europea y ajustados para la realidad chilena durante el desarrollo de MODEM¹⁴.

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

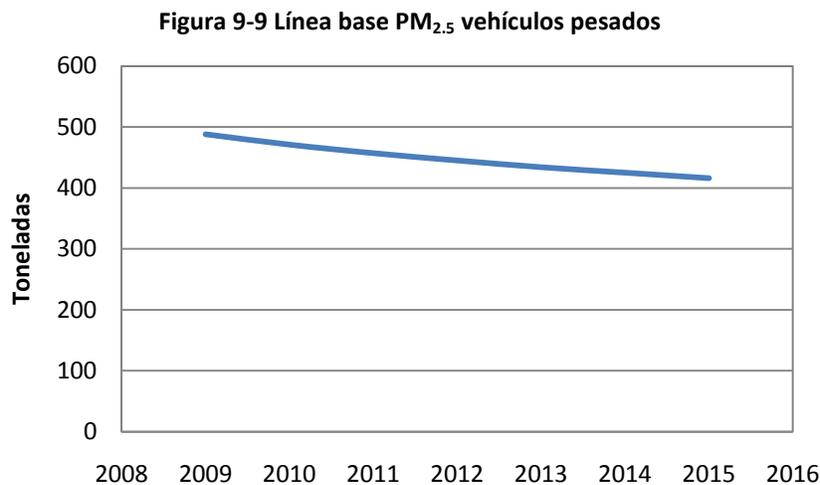
- Camiones livianos: 63.000 km/año
- Camiones medianos: 46.000 km/año
- Camiones pesados: 86.000 km/año

¹⁴ Modelo utilizado para estimar emisiones, puede ser de utilidad para el analista revisar el documento DICTUC (2010a). "Actualización Metodológica MODEM – MODEC para el Gran Santiago."

Para proyectar el nivel de actividad en el horizonte de tiempo del análisis se utilizó la elasticidad¹⁵ entre la distancia anual recorrida y el PIB per-cápita estimada por DICTUC(1999).

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

De esta forma se estimó la línea base considerando los FE, el nivel de actividad y la composición del parque. El siguiente grafico muestra la línea base de emisiones obtenida para el contaminante PM_{2.5} por parte de vehículos pesados. Su pendiente negativa se debe a normas y regulaciones que ya rigen en el escenario base para el parque automotor.



Fuente: Elaboración propia a partir de DICTUC (2008)

¹⁵ El concepto económico de elasticidad cuantifica la variación experimentada por una variable al cambiar otra. En este caso, el valor de elasticidad utilizado midió la sensibilidad (variación) de la distancia recorrida por un vehículo ante la variación del PIB per cápita.

9.4.1.2 Fijas

Por su parte, para el caso de fuentes fijas, la metodología para la estimación de la línea base utilizó las siguientes fuentes de información:

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

SEREMI (2005): Esta base de datos recoge la información de mediciones realizadas por el SEREMI de Salud el año 2005, a 6920 fuentes fijas existentes en la Región Metropolitana. Contiene las mediciones de las horas de operación diarias, los días de operación al año, el combustible base y de respaldo utilizado, el consumo de combustible, el caudal de gases y la concentración de MP y CO de cada fuente medida. SEREMI (2005) está compuesta de dos fuentes de información: las mediciones de gases realizadas el año 2005 y las mediciones de MP realizadas el año 2006. Se supone como válida la información de la medición de MP siempre que ésta se encuentre disponible.

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

Gracias a la información disponible las fuentes fijas pudieron ser caracterizadas con el nivel de detalle presentado en la siguiente tabla:

Tabla 9-7 Caracterización fuentes fijas PPDA

| Tamaño | Condición | Total | % |
|-------------------------|------------------------|-------|------|
| Menores | Calderas residenciales | 3,609 | 52% |
| | Calderas Industriales | 708 | 10% |
| | Panificadoras | 1,370 | 20% |
| | Procesos | 1,097 | 16% |
| Mayores-Pre1997 | Calderas residenciales | 4 | 0% |
| | Calderas Industriales | 54 | 1% |
| | Panificadoras | 0 | 0% |
| | Procesos | 64 | 1% |
| Mayores-Post1997 | Calderas residenciales | 0 | 0% |
| | Calderas Industriales | 18 | 0% |
| | Panificadoras | 0 | 0% |
| | Procesos | 38 | 1% |
| Total | | 6,962 | 100% |

Fuente: DICTUC (2008)

Es necesario asignar un FE específico a cada tipo de fuente, y para realizar esta asignación correctamente fue pertinente identificar el combustible utilizado por cada una de ellas. Con el uso de la información de GAMMA (2007) se construyó la Tabla 9-8 la cual caracteriza el uso de combustible para fuentes fijas según la caracterización de tamaño de la Tabla 9-7.

Tabla 9-8 Uso de combustible PPDA

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

Fuente: Elaboración propia

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

Ecuación 9-3 Emisión fuentes fijas PPDA

$$Emision\ anual_{SPi} = Q \cdot C \cdot Horas \cdot Dias$$

Donde,

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

Q = Caudal medido [Nm³/h]

C = Concentración en la medición [mg/m³]

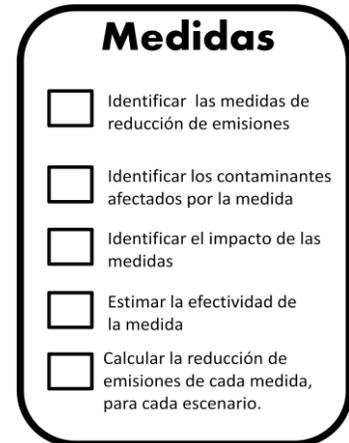
La información disponible sólo permitió calcular factores de emisión (mg/hr) para 24% (1677 fuentes) de las fuentes medidas, para el resto faltaba información de caudal o concentración por lo que se estimaron FE promedio por categoría para completar la información faltante. Las categorías sin información se completaron con el FE promedio por tipo (tamaño) y combustible y cuando no había información por tipo (tamaño) se utilizó el FE promedio por combustible.

Para las estimaciones de emisiones de SO₂ por fuente se utilizó el contenido de azufre de los combustibles, información disponible en el estudio GAMMA (2007).

Para proyectar las emisiones se supuso que tanto las industrias como sus emisiones crecerán al 3% anual.

10 Medidas de Reducción de Emisiones

Dada la necesidad de mejorar la calidad del aire a causa de las externalidades producidas por la problemática expuesta en la (Sección 1) surgen las medidas de reducción de emisiones. Existen tres grandes clasificaciones de medidas de reducción (Tietenberg 1998). Primero están las del tipo comando y control (CYC) que tienen un enfoque restrictivo en cuanto al comportamiento de las fuentes emisoras (normativas que obligan el uso de tecnologías específicas, cotas máximas de emisión, etc). Segundo, se tienen las medidas consideradas como instrumentos económicos que buscan cambiar el comportamiento de las actuales fuentes emisoras a través de incentivos económicos para reducir sus emisiones (impuestos, permisos de emisión transable, subsidios, etc.). Por último, el tercer tipo de medidas corresponde a las medidas de información y educación a la población que impactan directamente en el comportamiento de los habitantes (un ejemplo sería las campañas publicitarias de educación a la comunidad impartidas por parte del Programa País Eficiencia Energética¹⁶). A continuación se explica con mayor detalle cada una de ellas.



Las medidas de CYC corresponden a la herramienta que ha sido mayormente utilizada en el mundo hasta la actualidad y cumplen la función de establecer el cómo y cuando una tecnología debe usarse. Su objetivo “es lograr una reducción significativa de la contaminación a costos razonables” (Sterner 2002). Dentro de las medidas de CYC se encuentran la zonificación, las prohibiciones y las normas de emisión. La primera de ellas se refiere a una restricción de lugar en el uso de la tecnología (e.g. la circulación de camiones dentro del anillo de Américo Vespucio). Por su parte, las prohibiciones se refieren al límite de uso de cierto proceso asociado a una tecnología, y por último, las normas de emisión regulan las cantidades emitidas al entorno, dejando espacio para que la fuente emisora “elija” entre reducir la producción o mitigar sus emisiones. Esta flexibilidad hace que las normas de emisión sean las que se acercan más al óptimo social, dado que los costos marginales de reducir la producción pueden ser menores que los de invertir en una nueva tecnología de mitigación, lo cual evita un alza en los precios de los productos (Sterner 2002).

La tabla que sigue a continuación muestra las ventajas y desventajas, analizadas por diferentes autores, de las medidas de CYC.

¹⁶ www.ppee.cl

Tabla 10-1 Ventajas y Desventajas de las medidas del tipo Comando y Control

| Ventajas | Desventajas |
|--|---|
| <p>Buena estimación de la reducción de contaminación que se obtendrá (cuando existe una gran cantidad de fuentes emisoras que contribuyen de diferentes maneras a la contaminación, es difícil saber cómo reaccionarán ante un estímulo económico, por lo que optar por una medida CYC resulta más certero).</p> | <p>Dificultad de lograr cumplir que los costos marginales de la contaminación entre diferentes contaminadores, que producen la misma contaminación, sean iguales (principio de equimarginalidad¹⁷), lo que se traduce en que los costos de regulación suban considerablemente.</p> |
| <p>Son sencillas de aplicar y, por sobretodo de monitorear</p> | <p>Ofrece muy pocos incentivos para mejorar la forma de controlar la contaminación ya que la fuente emisora debe pagar sólo el control de la contaminación, pero no el daño residual de ésta, que sigue contaminando incluso después de los controles, lo que significa un subsidio para la fuente. Además, es muy probable que no se alcance la reducción esperada, dado que no se regula todo el proceso.</p> |
| <p>Son las autoridades quienes conocen mejor las últimas tecnologías y la información técnica necesaria, la cual es compleja y costosa para la empresa.</p> | <p>Se debe realizar un estudio acabado del funcionamiento de la fuente que se quiere regular, lo que requiere una gran cantidad de información y, por ende, alto costo. Esto implica que, muchas veces, con el fin de evitar una compleja investigación, se utilice la información entregada por la propia fuente emisora quien, dado que le afectará directamente, tiene incentivos para distorsionarla.</p> |

Fuente: Elaboración Propia en base a Sterner (2002) y Kolstad (2000)

Por su parte, las medidas de tipo instrumentos económicos, se pueden clasificar en tres tipos; impuesto por contaminación, permisos transferibles y responsabilidad. El primero se resume en que la fuente emisora paga al gobierno por cada unidad de contaminación que produce. El segundo, los permisos transferibles, funcionan al fijar una cantidad fija de emisiones posibles en el mercado, las cuales se negocian (compran y venden) entre los contaminadores, manteniendo de esta forma la contaminación neta que se produce en el tiempo. Finalmente, la responsabilidad se refiere a que el contaminador se hace responsable de lo que contamina, es decir, si ocurre algún daño asociado a su contaminación, deberá hacerse cargo y remediarlo o compensarlo en su totalidad Kolstad (2000).

Dentro de las ventajas de los instrumentos económicos se puede nombrar el hecho de que es la fuente emisora la que paga los costos por lo que ésta buscara siempre minimizarlos. Esto implica, según Kolstad (2000), que cada fuente emisora decida cuál es la mejor forma de disminuir la contaminación que produce según las características de su producción, es decir, lo incentiva a mejorar continuamente sus procesos en pro de la eficiencia.

¹⁷ El principio de equimarginalidad propone que las emisiones de varios contaminadores que contribuyen al daño ambiental en la misma forma, requiere que el costo marginal de control sea igual entre todas las fuentes emisoras para logra una reducción de emisiones al menor costo posible. Kolstad, C. (2000). Environmental Economics, Oxford University Pres, Inc.

La segunda ventaja a mencionar corresponde a que el gobierno o ente regulador no requiere de información específica más que la cantidad total de contaminantes que se están emitiendo lo que no significa un costo elevado en comparación con las medidas CYC. Por último, dado que estos incentivos están directamente asociados a la contaminación finalmente producida, cada contaminador debe pagar, a la vez, los costos de control y los costos asociados al daño producido por la contaminación (Kolstad 2000).

Por último, las medidas de educación e información a la ciudadanía responden al principio de ofrecer información clara y confiable al público. Dentro de estas medidas es posible nombrar algunas como divulgación de información, divulgación pública de desempeño ambiental de empresas, etiquetado verde, etc.

Para finalizar, en la actualidad existe otro tipo de medida que no está incluida en la clasificación recién descrita. Este corresponde a los programas voluntarios que han surgido como una nueva alternativa para incentivar el control voluntario de emisiones. En este sentido Chile posee los Acuerdos de Producción Limpia (APL)¹⁸ que sirven como instrumento de gestión para mejorar las condiciones productivas, ambientales, de eficiencia energética, de eficiencia en el uso del agua y otras materias y que busca e incentiva a las empresas no solo al cumplimiento de las normas ambientales si no que ha realizar mejoras que van mas allá de lo obligatorio.

Independiente de las ventajas o desventajas que pueda poseer cada uno de los tipos de medida que se han explicado, desde una perspectiva económica aquella medida que logre reducciones al menor costo posible (costo-eficiente) es la más recomendada, teniendo siempre la consideración de que ésta sea equitativa y factible de implementar.

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

10.1 Identificación y Clasificación de Medidas

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

¹⁸ “Convenio celebrado entre un sector empresarial, empresas y los organismos públicos con competencia en las materias del Acuerdo, cuyo objetivo es aplicar producción limpia a través de metas y acciones específicas” (Definición según norma chilena oficial NCh. 2796.Of2003).

Una buena base de datos pública¹⁹, que cuenta con la especificación de cada fuente y sus tecnologías de abatimiento de emisiones de los contaminantes a controlar, corresponde a la del Centro de Tecnología del Aire Limpio (CATC, por sus siglas en inglés) de la EPA. Esta base de datos presenta las mejores tecnologías disponibles de control de emisiones actualmente en uso y está a disposición para ser utilizada como guía para estudiar las diferentes tecnologías que se pueden implementar, ya que una parte de ellas presenta detalles como costos y eficiencia. Además, las tecnologías de abatimiento están clasificadas según la situación de la calidad del aire local (no saturado y saturado) lo que ayuda en la toma de decisiones sobre que tecnología implementar. La siguiente tabla, presenta como ejemplo la forma de la información contenida en dicha base de datos.

Tabla 10-2 Ejemplo de información contenida en la base de datos de CATC, EPA

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

Fuente: Elaboración Propia en base a CATC, EPA

Luego de identificar las medidas a evaluar se debe clasificar cada medida de reducción según el tipo de fuente que afecta. A modo de ejemplo en la Tabla 10-3 se muestran algunas de las medidas utilizadas en el AGIES del PPDA de la Región Metropolitana (DICTUC 2008).

¹⁹ <http://cfpub.epa.gov/rblc/index.cfm?action=Search.BasicSearch&lang=en>

Tabla 10-3 Medidas PPDA

| Fuente | Sector | Medida |
|------------|--|---|
| Móviles | Transporte Público | EURO IV / EPA 2007 Con Filtro de Partículas (2012) |
| | | Uso de combustible dentro de especificación |
| | Vehículos pesados | EURO III / EPA 98 Con Filtro de Partículas (2010) |
| | | EURO IV / EPA 2007 Con Filtro de Partículas (2012) |
| | Vehículos livianos | Restricción vehicular de carácter permanente (4 SSV) |
| | | Uso de combustible dentro de especificación |
| Ciclo vías | Programa de construcción de ciclo vías urbanas | |
| Fijas | Industria | Metas de reducción de emisiones de MP y NOx establecidas para mayores emisores |
| | | Programa de reducción de Dióxido de Azufre (SO ₂) en mayores emisores |
| | | Norma de Emisión de Dióxido de Azufre (SO ₂) para Fuentes Estacionarias |
| Difusas | Leña | Regulación para el uso de calefactores. Gestión de Episodios Críticos (GEC) |
| | Quemas agrícolas | Erradicación de quemas agrícolas |
| | Aéreas Verdes | Plan Santiago verde |

Fuente: Elaboración propia a partir de DICTUC(2008)

Además de clasificar las medidas según las fuentes que afectan es necesario identificar los contaminantes reducidos por cada una de ellas.

10.2 Impacto de Medidas de Reducción

Dada la herramienta o norma que se desee evaluar en el AGIES es necesario identificar el tipo de impacto que tendrá cada una de las medidas que las componen. A partir de la Ecuación 9-1 se desprende que para reducir las emisiones es necesario modificar el factor de emisión, el nivel de actividad o ambos. Tanto las medidas de comando y control como los instrumentos económicos y las medidas que pueden agruparse como nuevas tendencias (divulgación de información a las personas, etiquetado verde y programas voluntarios), pueden impactar ambos factores lo que hace necesario realizar una evaluación detallada para cada una de las medidas a analizar según su impacto. Si bien es sencillo estimar el impacto de medidas que obliguen el uso de ciertas tecnologías es complejo determinar el impacto de medidas que modifiquen el comportamiento de actores. Para identificar el impacto de medidas complejas, para las cuales no se posee información o datos o bien la información o datos no es confiable o completa, se sugiere consultar a expertos del área objetivo de la medida, como por ejemplo expertos del sector transporte.

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

10.2.1 Impacto en el Factor de Emisión

Tanto las medidas comando y control, los instrumentos económicos y las medidas de información ciudadana pueden impactar en los factores de emisión. Las medidas de comando y control tienen la capacidad de modificar los factores de emisión a través de la obligación de uso de ciertas tecnologías, como por ejemplo, filtros. Por su parte, los instrumentos económicos pueden incentivar a la innovación y mejora de factores de emisión.

Exigir una nueva norma para los buses es una medida de comando y control que impacta directamente en el factor de emisión. Por lo general este tipo de medidas no impacta el nivel de actividad pero hay que tener en cuenta la posibilidad de que la nueva tecnología posea una eficiencia diferente que genere una alteración en dicho nivel (disminución en el rendimiento de combustible, por ejemplo). Sin embargo, por lo general, estos efectos son despreciables. Por otro lado un instrumento económico puede incentivar al cambio de factores de emisión, por ejemplo, un impuesto a las emisiones de las termoeléctricas que incentive la innovación en tecnologías de abatimiento. Por su parte, una medida que consista en informar y educar a la población podría influir en las preferencias de la gente. De esta manera optarían por tecnologías con FE más bajos.

El estudio de la EPA, Air Control Net (EPA 2006) muestra una lista de medidas de abatimiento que son utilizadas para el control de contaminantes. A continuación, como ejemplo, se aprecian dos medidas junto con su eficiencia de reducción aplicable a centrales térmicas generadoras de electricidad y que reducen PM₁₀ y SO₂ respectivamente. Esta eficiencia en la reducción de contaminantes impacta directamente en el factor de emisión.

Tabla 10-4 Medidas de abatimiento para centrales térmicas de generación eléctrica

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

Fuente: Air Control Net (EPA 2006)

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

Ecuación 10-1 Factor de Emisión con Medida de Abatimiento

$$FE_{con_abatimiento} = FE_{sin_abatimiento} * \left(1 - \frac{ER}{100}\right)$$

Donde,

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

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

ER: Eficiencia típica de reducción

10.2.2 Impacto en el Nivel de Actividad

Los niveles de actividad también pueden ser modificados por todos los tipos de medida. Los instrumentos económicos por ejemplo pueden incentivar el uso de alternativas reduciendo el nivel de actividad de una fuente pero aumentando el de otra. Las medidas de comando y control pueden procurar reducir las emisiones de un cierto sector limitando el nivel de actividad. Al igual que en el caso anterior las medidas de educación e información ciudadana podrán también afectar los niveles de actividad. Al aumentar la conciencia ambiental la gente tal vez escogerá conductas que reducirían el nivel de actividad de ciertas fuentes, como por ejemplo los kilómetros recorridos por vehículos o las horas que se tiene encendida una ampolleta.

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

Existen métodos para determinar la elasticidad del consumidor, tanto basados en preferencias reveladas históricamente (modelos de equilibrio parcial) u otros por medio de encuestas, pero estos no presentan un gran nivel de certidumbre, debido a que las conductas cambian en el tiempo, en economía se habla de curvas de demanda al corto, mediano y largo plazo. Por ejemplo: de instaurarse un sistema de tarificación vial en una autopista, el nivel de uso disminuirá mucho en el primer periodo, pero luego volverá a subir hasta alcanzar un equilibrio, por debajo del uso inicial, por otra parte en la medida que cambien el resto de las condiciones al largo plazo (crecimiento del parque automotriz por ejemplo), el nivel de actividad con tarificación puede ser incluso mayor al inicial, por lo que se justificará a este punto un aumento

en la tarifa. Es probable que no existan estudios locales, que determinen la elasticidad de la demanda del bien en particular, para la zona del AGIES, por lo que es válido utilizar otros referentes, idealmente nacionales.

Una vez determinada la elasticidad en la demanda sobre el bien a utilizar, es necesario conocer además cuanto de este efecto se traduce en el nivel de actividad de este bien (valor que también se recomienda buscar en literatura). A modo de ejemplo se representará el efecto de un impuesto al combustible en el nivel de actividad en el transporte terrestre: Dado un aumento en el precio del combustible en un 20%, una elasticidad de la demanda a largo plazo por combustible de -0.5 y a que solo el factor de transformación de elasticidad NA a precio del combustible es de 0.4 (el resto de la disminución en la demanda de combustible se traduce en medidas de eficiencia en la conducción). Para este caso el nivel de actividad nuevo (NA_1), que se mide en km/vehículo, estará dado por la siguiente ecuación:

Ecuación 10-2 Impacto en el Nivel de Actividad por un impuesto al combustible

$$NA_1 = NA_0 * (1 + \Delta\% PC)^{Elast * FTE} = NA_0 * (1 + 20\%)^{-0.5 * 0.4} = NA_0 * 96.4\%$$

Fuente: Elaboración Propia

Donde,

NA_1 : Nuevo Nivel de actividad.

NA_0 : Nivel de actividad inicial.

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

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

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

Es importante hacer un análisis acabado del impacto de las medidas. Por ejemplo, una medida de comando y control que obligue a la construcción de más ciclo vías impactará el nivel de actividad del uso de automóviles y buses, cambio que debe ser considerado. Esto se debe a que la bicicleta es un sustituto al transporte, pero evidentemente el efecto de la medida será mayor de ser complementada con una mayor tarificación al medio de transporte que se desea desincentivar, idealmente este costo adicional, debiera igualar la externalidad generada.

10.2.3 Impacto en Composición del Parque

Existe el caso especial en que las medidas de reducción de emisiones impactan simultáneamente al nivel de actividad y al factor de emisión de las fuentes. Por ejemplo el parque vehicular, compuesto por muchas fuentes móviles de vida útil definida y factor de emisión determinado, puede ser recompuesto a causa de una medida que incentive el

recambio de vehículos o bien reduzca o congele el crecimiento del parque. En el caso que la medida incentive el ingreso de nuevos vehículos se acelera el proceso natural de renovación del parque, impactando así directamente las emisiones del parque, difiriendo de la línea base.

10.3 Efectividad de la Medida

El analista debe tener en consideración que las medidas regulatorias impuestas por el gobierno no tienen un nivel de cumplimiento del 100%, por lo que las reducciones a estimar deben considerar un nivel de cumplimiento acorde con experiencias previas o en base a una opinión experta. Para estimar el nivel de cumplimiento se sugiere consultar la literatura para sustentar los supuestos. A modo de ejemplo, en el estudio DICTUC (2010b) se registraron distintos niveles de cumplimientos para normas y metas de emisión. En la Tabla 10-5 se muestra el nivel de cumplimiento por parte de los mayores emisores (fuentes fijas) en torno a metas de reducción de contaminantes.

Tabla 10-5 Cumplimiento mayores emisores

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

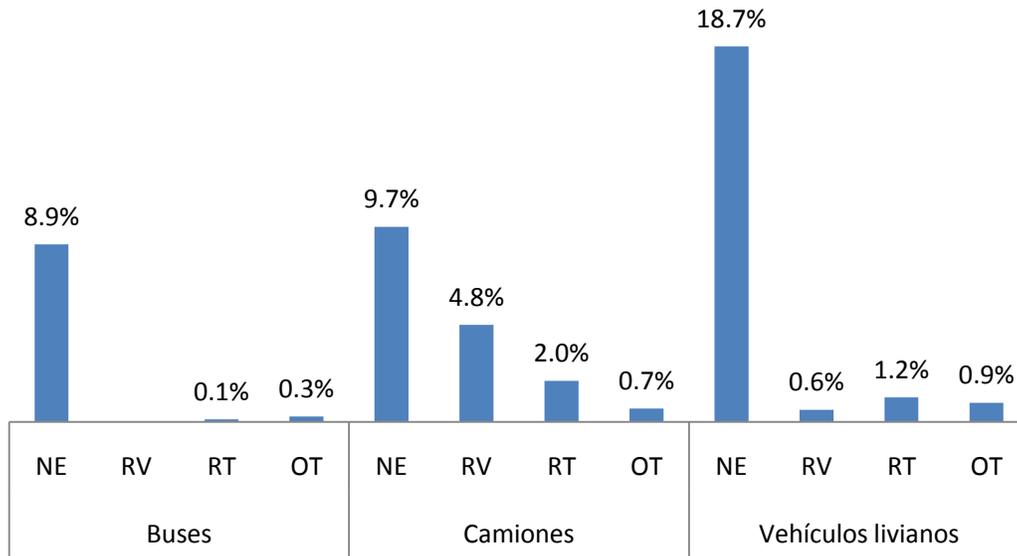
Fuente: DICTUC (2010b)

Otro ejemplo que demuestra que el nivel de cumplimiento no es de un 100% corresponde a los resultados obtenidos por la fiscalización a vehículos realizada entre enero y septiembre del 2009 por el Ministerio de Transportes y Telecomunicaciones (MTT). En la fiscalización a cada vehículo detenido se le revisó si cumplía con la Revisión Técnica (RT), Restricción Vehicular (RV), si tenía su análisis de gases al día y si presentaba humos visibles. Estas dos últimas revisiones fueron agrupadas como Otros (OT) dada su menor cantidad.

En la Figura 10-1 se presenta el porcentaje de incumplimiento según tipo de vehículo y falta detectado en el total de fiscalizaciones in situ, para distintos tipos de fuentes móviles (Buses, camiones, vehículos livianos). Esta información puede utilizarse para crear un escenario de no cumplimiento, haciendo el supuesto de que el porcentaje detectado (número de incumplimientos detectados sobre el número total de fiscalizaciones realizadas al tipo de fuente móvil) se puede extrapolar al universo del parque de ese tipo de fuente móvil de la RM, en el caso de no contar con mejor información.

Este nivel de desagregación y la demostración de que las medidas de abatimiento no son cumplidas en un 100% permite estimar de mejor forma la reducción de emisiones atribuible a medidas específicas.

Figura 10-1 Distribución de incumplimientos según tipo de falta



Fuente: DICTUC (2010b)

La presencia de incertidumbre en el nivel de efectividad de la medida brinda la oportunidad de representarla mediante escenarios de cumplimiento (ver Sección 8.7) cuando no existe información para incorporar un análisis de incertidumbre, o también un análisis de sensibilidad basado en supuestos sustentados por información como la recién expuesta (ver Sección 14.3.2 y 14.3.4 para análisis de sensibilidad e incertidumbre).

10.4 Estimación de la Reducción de emisiones de cada Medida

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

Es importante chequear los resultados que se obtienen de manera de cerciorarse que se están obteniendo estimaciones coherentes. Es necesario chequear por ejemplo que las reducciones de emisiones obtenidas no sean mayores a las emisiones de la línea base.

10.5 Casos

10.5.1 Caso 1

Para ejemplificar la metodología que se debe seguir para estimar la reducción de emisiones producto de las medidas que se aplican en cada uno de los instrumentos regulatorios se utiliza el estudio realizado por Medio Ambiente Gestión L. A. Cifuentes (2010). Análisis Técnico-Económico de la Aplicación de una Norma de Emisión para Termoeléctricas. Específicamente se analiza el enfoque utilizado para el uso de medidas de abatimiento y como se establece el potencial de reducción de ellas.

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

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

Ecuación 10-3 FE con norma de emisión

$$FE_{c/norma} \left(\frac{\text{ton}}{\text{kWh}} \right) = (1 - \eta) \cdot FE_{s/norma} \left(\frac{\text{ton}}{\text{kWh}} \right)$$

Donde,

$FE_{c/norma}$: Factor de Emisión con norma de emisión vigente

$FE_{s/norma}$: Factor de emisión sin norma de emisión vigente

η : Eficiencia remoción de contaminantes del equipo de abatimiento

Por lo tanto, bajo cada escenario de reducción se definió un $FE_{c/norma}$ diferente para cada central (el cual depende a la eficiencia del equipo de abatimiento).

En la Tabla 10-6 se muestran algunos de los equipos de abatimiento utilizados por el estudio para reducir la emisión de distintos contaminantes²⁰. Estas medidas se caracterizan por su aplicabilidad y eficiencia de reducción típica.

²⁰ Los equipos de abatimiento utilizados en el estudio fueron extraídos de "EPA (2006). Air Control Net. Springfield, VA, US Government.

Tabla 10-6 Equipos de Abatimiento analizados en Medio Ambiente Gestión L. A. Cifuentes (2010).

| Equipo de Abatimiento | Aplicabilidad | Contaminante | Eficiencia (%)²¹ |
|---|---|----------------------|------------------------------------|
| Lavador de Gases (LG) | Se utiliza para centrales de menor tamaño | Material particulado | 50 |
| Filtro de Manga (FF) | Para cualquier tipo de turbina | Material particulado | 90-99.9 |
| Desulfurizador semi húmedo (SDA) | Desulfurización a través de spray semiseco de lechada de cal o caliza como agente alcalino | SO ₂ | 60-90 |
| Cambio de Combustible (FS) | Toda central que pueda utilizar combustibles con diferentes contenidos de azufre | SO ₂ | 50 |
| Inyección de agua (WI) | Para turbinas de gas y ciclos combinados | NO _x | 15-70 |
| Quemadores de bajo NOx (LNB) | Para calderas o turbinas de vapor. Para turbinas a gas o ciclos combinados que quemen gas natural | NO _x | 50 |

Fuente: Elaboración propia a partir de MG y Cifuentes (2010) y EPA (2006)

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

Además, se utilizó como supuesto que un mismo equipo de abatimiento no disminuye emisiones en un contaminante diferente al cual se diseñó, lo que reduce la sinergia existente entre medidas y causa un aumento en los costos.

Para determinar cuál equipo de abatimiento instalar se analizó cada central según factibilidad técnica y económica para determinar que combinación era la más conveniente. Por ejemplo, para la reducción de PM en una central que ya posea un Precipitador Electroestático, el camino lógico (o de mínimo costo) sería realizar un *upgrade* a dicho equipo de abatimiento en lugar de la instalación de un Filtro de Mangas. A su vez, se consideraron los impedimentos tecnológicos de combinar algunos equipos de abatimiento entre sí. Por lo mismo, se realizó un análisis caso a caso para determinar las “alternativas de abatimiento” factibles, es decir, las medidas-equipos que probablemente serían instaladas en cada una de las centrales en caso de cada escenario normativo de emisiones, partiendo siempre de la línea de base de los sistemas ya instalados en cada central.

²¹ $\eta = \text{Eficiencia} / 100$

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

Ecuación 10-4 Cambio en emisiones norma termoeléctricas

$$\Delta E \left(\frac{\text{Ton}}{\text{Año}} \right) = E_{s/\text{norma}} - E_{c/\text{norma}} = \text{Gen} \left(\frac{\text{kWh}}{\text{Año}} \right) \cdot (FE_{s/\text{norma}} - FE_{c/\text{norma}}) \left(\frac{\text{ton}}{\text{kWh}} \right)$$

Donde:

$\Delta E \left(\frac{\text{Ton}}{\text{Año}} \right)$: Reducción de emisiones anual relativo a la situación sin norma.

$E_{s/\text{norma}}$: Emisiones de la central sin norma, o alternativamente, en el caso base.

$E_{c/\text{norma}}$: Emisiones totales en el escenario de norma evaluado.

$\text{Gen} \left(\frac{\text{kWh}}{\text{Año}} \right)$: es la generación anual de cada central.

Cabe señalar que en este estudio el objetivo era implementar medidas de mitigación para conseguir el ΔE de cada central para que ésta cumpliera con la norma. Los parámetros que eran conocidos desde un principio eran los escenarios de concentración definidos por el caso base (sin norma) y el caso con norma lo que posibilitaba el cálculo del ΔE de cada central para que ésta cumpliera con los niveles normados.

10.5.2 Caso 2

Para continuar ejemplificando la estimación de reducción de emisiones se utiliza como ejemplo el estudio DICTUC (2008). Análisis y Evaluación del Impacto Económico y Social del Plan de Prevención y Descontaminación de la Región Metropolitana.

Las medidas evaluadas en este caso son todas aquellas que son propuestas en el anteproyecto. Sin embargo la disponibilidad de información no permitió la evaluación de todas ellas.

En el contexto de un PPDA lo que interesa es evaluar todas las medidas en cuanto a la reducción, costos y beneficios. Se debe hacer énfasis en la reducción ya que el objetivo de un PPDA es lograr que el territorio donde se aplica logre los niveles normados. Dentro del paquete de medidas propuestas, existen algunas que producen un cambio en los factores de emisión del parque que satisface una demanda específica (e.g. Buses para el transporte público con filtro de partículas) y otras que producen un cambio en el nivel de actividad de este parque (e.g. Programa de ciclovías que produce un cambio en el nivel de actividad del transporte público y privado).

En la Tabla 10-7 se pueden apreciar algunas de las medidas evaluadas.

Tabla 10-7 Medidas de reducción PPDA

| Fuente | Sector | Medida |
|----------------------------------|--|--|
| Móviles | Transporte Público | EURO III / EPA 98 Con Filtro de Partículas (2009) |
| | | EURO IV / EPA 2007 Con Filtro de Partículas (2012) |
| | Vehículos pesados | EURO III / EPA 98 Con Filtro de Partículas (2010) |
| | | EURO IV / EPA 2007 Con Filtro de Partículas (2012) |
| | | Exigencias de Tecnologías de Control de Emisiones y Registro de Flotas |
| | Vehículos livianos y medianos | Livianos Nuevos motor Ciclo Otto Norma EURO IV/ Tier 2 Bin8 (2010) |
| | | Livianos Nuevos motor diesel norma EURO V/TIER 2 BIN 5 |
| | Motocicletas nuevas | Norma Euro II / EPA 2006 (2009) |
| Norma Euro III / EPA 2010 (2010) | | |
| Calidad de combustibles | Especificaciones Petróleo Diesel | |
| | Especificaciones de la Gasolina | |
| Ciclo vías | Programa de construcción de ciclo vías urbanas | |
| Fijas | Industria | Metas de reducción de emisiones de MP y NOx establecidas para mayores emisores |
| | | Programa de reducción de Dióxido de Azufre (SO2) en mayores emisores |
| | | Norma de Emisión de Dióxido de Azufre (SO2) para Fuentes Estacionarias |
| Otras | Leña | Regulación para el uso de calefactores. Gestión de Episodios Críticos (GEC) |
| | Quemas agrícolas | Erradicación de quemas agrícolas |
| | Aéreas Verdes | Plan Santiago verde |
| | PAC | Programa de aspirado de calles |
| | Fuera de Ruta | Instalación de filtros en maquinarias fuera de ruta |

Fuente: Elaboración propia

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

10.5.2.1 EURO IV / EPA 2007 Con Filtro de Partículas (2012) para Transporte Público

Una de las medidas para el transporte público considera que todos los buses que ingresan al parque vehicular a partir del 2012 cuentan con la norma EURO IV / EPA 2007 y un filtro de partículas. Se supuso una efectividad de reducción de emisiones de cada filtro de 85% para CO, 85% para HCT y 90% para MP²². Luego se estimaron nuevos FE para los buses con filtro mediante la Ecuación 10-5 donde ER corresponde al porcentaje de reducción asociado al filtro.

²² Fuente: MODEM 2006

Ecuación 10-5 Factor de emisión Bus Euro III/EPA2007 con filtro

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

Donde,

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

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

ER: Efectividad de reducción de emisiones

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

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

Donde,

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

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

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

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

10.5.2.2 Programa de Construcción de ciclo vías urbanas

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

La estimación de reducción de emisiones se basa el siguiente supuesto: por efecto de la ciclovía un 1% de los vehículos se dejarán de usar y ese porcentaje de reducción es aplicable tanto a los

kilómetros recorridos por el parque automotriz como a las emisiones totales producidos por vehículos livianos y motos.

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

En este caso particular, la reducción de emisiones viene dada como la suma de la reducción de emisiones de las distintas tecnologías involucradas, de acuerdo a la siguiente ecuación:

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

Donde,

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

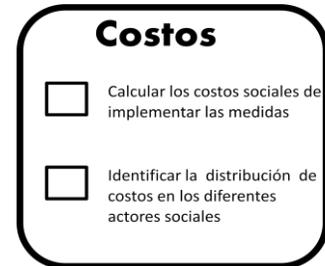
$FE_{i,j}^t$: Factor de emisión del contaminante i para una tecnología j en el año t. (gr/km).

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

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

11 Estimación de Costos

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



Si bien esta sección hace énfasis en el cálculo de los costos sociales de implementar medidas de reducción, el analista debe estar consciente de la existencia de otros costos y beneficios que no son valorables y que pueden afectar la rentabilidad social de una herramienta.

Se debe tener en cuenta que el AGIES es un análisis social por lo que tanto los beneficios como los costos deben representar el cambio en el bienestar de la sociedad. Todos aquellos costos que se incurran en insumos para generar las medidas de reducción deben estar calculados según el precio social de cada insumo. El precio social o precio sombra es una forma de medir monetariamente el cambio en el bienestar de la comunidad debido a un cambio muy pequeño en la disponibilidad de bienes (dispositivos, equipos u otros) o factores de producción (mano de obra, terrenos, etc). En otras palabras, el precio social es el valor de la contribución a la sociedad de un cambio marginal del bien o factor.

La valoración de los insumos realizada por los agentes individuales puede diferir del valor social de dichos insumos debido a la presencia de distorsiones, las que en definitiva generan diferencias entre los precios de mercado y los precios sociales. De tal modo, el precio social corresponde al precio de mercado, pero corregido considerando dichas distorsiones con el fin de precisar el verdadero valor que asigna la comunidad a un determinado bien. Según Fontaine (1993) las fuentes de distorsiones son: los mercados imperfectos; los impuestos y subsidios; y las externalidades.

El AGIES requiere un ajuste de los costos privados de las medidas de reducción para que estos representen valores sociales. A continuación se presenta en la Tabla 11-1 los ajustes más comunes que deberán introducirse a los valores privados en el caso que exista una distorsión en el precio de mercado de algún componente de las medidas. Si se desea mayor detalle consultar Fontaine (1993).

Tabla 11-1 Ajustes a costos privados

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

Fuente: Elaboración propia

MIDEPLAN, en su documento “Precios Sociales para la Evaluación de Proyectos” (MIDEPLAN 2010), periódicamente revisa y propone los precios sociales de los factores básicos de producción tales como la tasa de descuento, mano de obra, divisa y otros precios sociales como el valor social del tiempo, el precio social de los vehículos nuevos, el precio del combustible, etc. En caso de que este documento defina el precio social que requiere el analista, éste deberá utilizar el valor presentado en dicho documento. Si se desea profundizar en el contenido de este documento, en el Anexo II se presenta un resumen que contiene las principales características y contenidos de este.

11.1 Tipos de Costos Sociales a considerar

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

11.1.1 Costos de Inversión

Corresponden a los costos que se incurren en el momento de adquisición de equipos, infraestructura u otros insumos. Por lo general estos costos son realizados al comienzo y de ellos depende la creación del proyecto. Los insumos que se consideran parte de la inversión deben estar cuantificados socialmente.

11.1.1.1 Inversión anualizada

Resulta importante aclarar que el costo de la inversión se debe anualizar y no asignar el costo total al año en que se hacen. Para esto resulta fundamental definir correctamente el número de pagos y la tasa a utilizar. En general se recomienda considerar un pago por año y el número de pagos debe ser igual a la vida útil de cada equipo, infraestructura u otro insumo. En cuanto a la

tasa, se recomienda utilizar la tasa de descuento social (Ver Sección 14.1). La ecuación que determina el valor del pago anual es la siguiente:

Ecuación 11-1 Pago anual de una inversión

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

donde:

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

I_0 : Es la inversión inicial realizada.

TD: Es la tasa de descuento.

VU: Es la vida útil en años.

11.1.2 Costo Oportunidad

El costo oportunidad o alternativo, se refiere al costo asociado al no aprovechamiento de un recurso en la segunda mejor alternativa económica disponible.

Permite paragonar con mayor precisión escenarios económicos, porque siempre que se toma una decisión de inversión, se deja de invertir en otra cosa. En la realización de un AGIES existen dos tipos de situaciones en que la consideración del costo oportunidad es importante, frente a una inversión y cuando se introduce un sustituto tecnológico más limpio.

Frente a una inversión (I_0), es importante considerar el retorno alternativo que pudo generar ese capital, por lo que I_0 no representa todo el costo asociado a la decisión de invertir, existe además el ingreso adicional que pudo generar este capital al que se renuncia al momento de invertir, para ello se debe considerar el periodo de duración de esta inversión y la tasa de retorno de la alternativa de inversión. Es importante destacar que en la medida que un recurso alternativo es más escaso, su tasa de retorno es mayor, esto se ve reflejado cuando comparamos dos economías, si en una el capital es un recurso abundante, la tasa de retorno tenderá a ser menor a la de una economía que presenta escasez de capital. En concreto se recomienda utilizar una tasa de descuento social (TD), si bien en caso de que sea un privado quien realice la inversión (se podría considerar una privada, que en general es mayor a la social), para evaluar el costo oportunidad (CO) de la destinación de un capital a la inversión y en cuanto al tiempo de esta dependerá del tiempo de esta inversión (TI), se sugiere utilizar siempre inversiones anuales. De esto se entiende que el costo oportunidad será:

Ecuación 11-2 Costo Oportunidad

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

Recordemos que este costo, queda introducido al anualizar la inversión, como se indica en la sección anterior, pero de querer diferenciarlo, se puede utilizar la ecuación anterior.

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

11.1.3 Costos de Operación y Mantenimiento

Los costos de operación y mantenimiento corresponden a todos los costos en que se incurrirá mientras esté en operación la medida de reducción correspondiente a la norma o plan en evaluación. Se recomienda anualizar estos costos y deben ser cuantificados socialmente.

11.1.4 Costos de Fiscalización

En caso de que la medida requiera fiscalización los costos asociados deben ser considerados socialmente y anualizados.

A manera de ejemplo, la siguiente tabla muestra algunos de los costos que fueron considerados al evaluar las medidas de la Actualización del PPDA de la Región Metropolitana (DICTUC 2008).

Tabla 11-2 Ejemplo – Costos considerados en la realización de un AGIES

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

Fuente: DICTUC (2008)

11.2 Criterio Costo – Efectividad

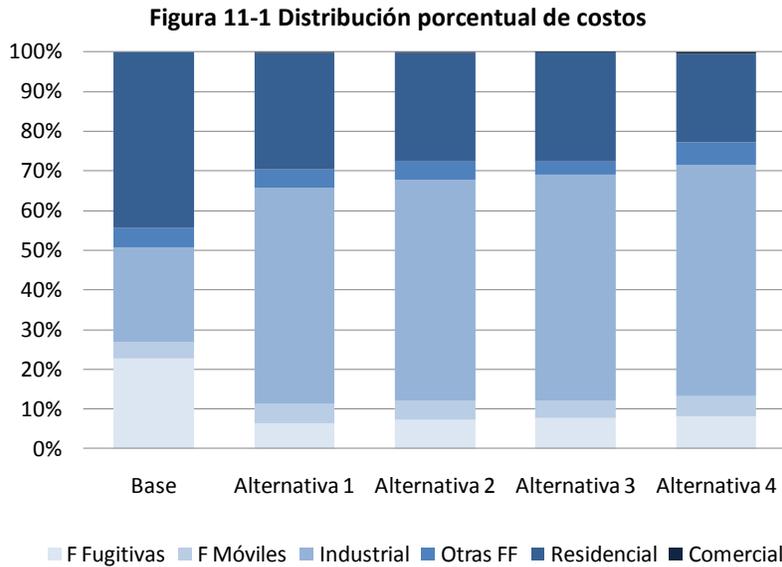
El analista debe considerar siempre el criterio costo efectividad al momento de seleccionar la inclusión de una tecnología de reducción de emisiones en un AGIES. Esto implica que, si es que existen dos tecnologías para el cumplimiento de un mismo objetivo y que producen la misma reducción de emisiones, el analista debe seleccionar la que posea el menor costo total de implementación (incluyendo costo de inversión, de operación y mantención y fiscalización), en otras palabras, se elige la alternativa que alcance el objetivo al menor costo.

11.3 Distribución de Costos

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

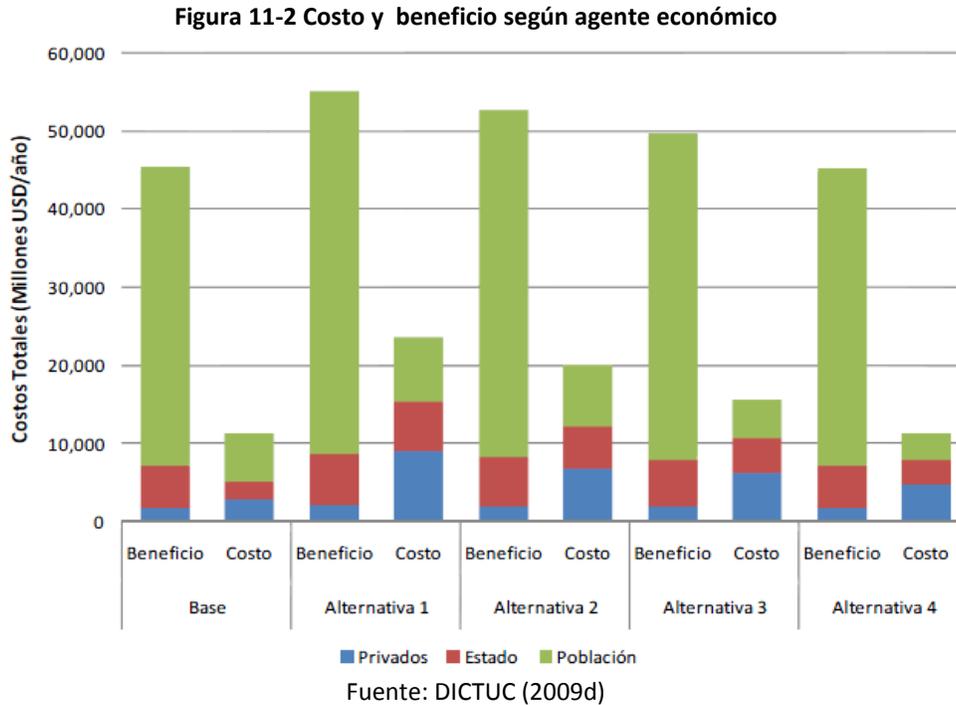
A medida de ejemplo, junto con las recomendaciones, se irán presentando los resultados del análisis sobre costos realizado en el estudio DICTUC (2009d), correspondiente al anteproyecto de norma de calidad del aire para PM_{2,5}.

Es relevante para el estudio desagregar los costos según distintos tipos de clasificación. Primero, se recomienda distribuir los costos según las fuentes y sectores afectados por las medidas de reducción presentes en los escenarios a evaluar. En la Figura 11-1 se presenta la distribución porcentual de costos según sector para distintas alternativas de norma PM_{2.5}.



Fuente: DICTUC (2009d)

A partir de la distribución de costos por fuentes y sectores es posible determinar la repartición de costos para cada agente económico involucrado. Los principales agentes económicos son: sector privado, sector público y el estado. Para determinar esta repartición se deben generar supuestos para determinar quien asumirá los costos de cada sector. Por ejemplo para DICTUC (2009d) se realizaron los siguientes supuestos: el estado asumirá los costos asociados a fuentes fugitivas; el sector privado asumirá los costos del sector industrial más un porcentaje de las fuentes móviles; la población incorporara los costos del sector residencial, entre otros. En la Figura 11-2 se presentan los resultados de la distribución de costos y beneficio según agente económico.



También puede ser interesante realizar un análisis distributivo con respecto a los tipos de costo asociados a las medidas (costos de inversión, operación y mantenimiento y fiscalización) según agente económico para reconocer quienes son los que realizan cada uno de esos costos. Por ejemplo, es importante reconocer qué agente social se lleva en mayor parte la inversión ya que dicho monto se debe cubrir de una sola vez. La siguiente tabla muestra, a manera de ejemplo, cómo se pueden presentar los resultados. Cabe destacar que esta tabla es solo ilustrativa y a manera de ejemplo de cómo abordar el análisis. La distribución presentada no es real.

Tabla 11-3 Distribución porcentual según tipo de costo y agente social

| Tipo Costo | Privados | Estado | Población |
|----------------------------------|----------|--------|-----------|
| Inversión | 82% | 6% | 2% |
| Operación - Mantenimiento | 20% | 10% | 70% |
| Fiscalización | 5% | 95% | 0% |

Fuente: Elaboración Propia

Puede ser de utilidad para el tomador de decisión desagregar aún más los agentes económicos. Por ejemplo, en un contexto en el que se desee promover el crecimiento económico será relevante desagregar el sector privado según el tamaño de las empresas que lo componen, como por ejemplo: Grandes empresas y PYMES. Por otro lado aumentar el nivel de detalle en la distribución de los costos en la población también puede ser de interés. Es importante identificar la situación de los grupos más vulnerables económicamente con y sin norma, sobre todo porque al percibir menores ingresos los costos representarán un porcentaje más

importante de sus gastos totales generando una pérdida de bienestar mayor que en grupos más acomodados. Se recomienda al analista realizar un análisis sobre la distribución de costos que pueda ser utilizado por los tomadores de decisión en el contexto de elegir alternativas alineadas con los objetivos del Gobierno.

11.4 Casos

11.4.1 Caso 1

Para ejemplificar la estimación de costos atribuibles a la implementación de medidas de reducción de emisiones un buen caso representativo corresponde al estudio realizado por DICTUC (2008). Análisis y Evaluación del Impacto Económico y Social del Plan de Descontaminación de la Región Metropolitana.

En este estudio, la evaluación de costos consideró los costos incrementales de cada medida sobre el escenario base (sin PPDA), y corresponden a la suma de los costos privados (inversión, operación y mantención, y fiscalización), valorados socialmente, requeridos para implementar las medidas contenidas en el PPDA. La valoración social de los costos privados de reducción de emisiones no consideraron las transferencias de recursos como costos (subsidios e impuestos), conforme a lo establecido por MIDEPLAN para la evaluación de proyectos sociales.

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

La anualización de costos consideró la vida útil de las tecnologías y una tasa de descuento del 8% (tasa de descuento social establecida por el MIDEPLAN al momento de realizar el estudio). De este modo, el costo unitario anual (por vehículo, caldera, etc.) corresponde al costo operacional más el costo de inversión anualizado.

Los costos considerados en este estudio para cada una de las medidas evaluadas se muestran en la siguiente tabla.

Tabla 11-4 Costos utilizados en la evaluación del AGIES PPDA RM

| Sector | Medidas | Costos |
|---|---|---|
| Fuentes Móviles | Normas de emisión para buses nuevos | Inversión anual de US\$745 y mantención anual de US\$300 por filtro. Se asume un costo incremental de la tecnología Euro IV versus Euro III de US\$300 por vehículo. El costo de combustible Diesel considerado es de US\$0,7 por litro. |
| | Normas de Emisión para Vehículos Pesados Nuevos | Inversión anual de US\$1,745 y mantención anual de US\$300 por filtro. Se asume un costo incremental de la tecnología Euro IV versus Euro III de US\$300 por vehículo. El costo de combustible Diesel considerado es de US\$0.7 por litro. |
| | Exigencias de Tecnologías de Control de Emisiones y Registro de Flotas de Vehículos de carga y servicio | Inversión anual de US\$745 y mantención anual de US\$300 por filtro. El costo de combustible Diesel considerado es de US\$0.7 por litro. |
| | Normas de emisión para vehículos livianos y medianos nuevos | Se estima un costo incremental tecnología Euro III versus Euro IV de US\$75 para vehículos gasolineros y un costo incremental tecnología Euro IV versus Euro V de US\$500 para vehículos diesel. El costo de combustible considerado es de US\$0.7 por litro, tanto para Diesel como para Gasolina. |
| | Revisión Técnica Modo ASM | Existen costos de recambio de convertidor catalítico (de US\$80 a US\$200). Para los vehículos rechazados se asume un costo promedio de reparación de US\$10. La inversión en fiscalización asciende a US\$13,000 anuales y se estima un costo incremental de US\$1 por vehículo inspeccionado. |
| | Normas de emisión para Motocicletas nuevas | Se considera una inversión de US\$40 por motocicleta para cumplir con nueva norma. |
| | Restricción vehicular permanente para el período GEC | Se considera un ahorro de costos asociados a lubricantes , combustibles y neumáticos de \$36.6 por km (Barañaño et al, 2006) y un costo asociado al cambio de modo de transporte de \$50 por km |
| | Calidad de Los Combustibles | Se supone un costo de US\$0,2 por m3 de combustible mejorado. |
| | Programa de construcción de ciclo vías urbanas | Se considera un costo de instalación anual igual a US\$4,310 por kilómetro y una mantención anual igual a US\$4,918 por kilómetro. Además existen ahorros asociados a lubricantes , combustibles y neumáticos de \$36.6 por km (Barañaño et al, 2006) |
| | Fuentes Fijas | Meta 2010 PM (50% de emisiones 1997) |
| Norma SO ₂ (ng/J) para mayores emisores | | Conversión hacia combustibles más limpios. Fuentes que no cumplen la norma (utilizan petróleos pesados y carbón) deben instalar equipos de abatimiento. El costo anualizado por tonelada reducida de SO _x alcanza a US\$ 3,220, considerando una vida útil de los equipos de 15 años. |
| Meta 2010 NO _x (50% de emisiones 1997) | | Considera tecnología de abatimiento necesaria para cumplir con emisiones metas por fuentes Gamma (2005). El costo anualizado por tonelada reducida de NO _x alcanza a US\$ 9,093, considerando una vida útil de los equipos de 15 años. |
| Compensación fuentes nuevas RM | | Se consideran costos de compensación de emisiones por concepto de instalación de dispositivos de abatimiento en fuentes similares al emisor |
| Control de emisiones grupos electrógenos existentes | | Considera tecnología de abatimiento necesaria para cumplir con la norma y costos de fiscalización adicionales (Gamma (2005)). |
| Control de emisiones grupos electrógenos nuevos | | No se evalúan costos pues no se incluye en anteproyecto PPDA. |
| Otras fuentes | Instalación de filtros en maquinarias fuera de ruta | El valor presente del costo de la medida, considerando la inclusión de filtros de partículas a la totalidad de los vehículos de los dos tipos de vehículos con mayores emisiones, para el período 2009-2015es MUS\$ 9.5 |

| | |
|--|--|
| Control de emisiones provenientes de equipos de calefacción a leña o biomasa | Se consideró un valor de 0.09 US\$/kg de Leña. Además, se consideró un costo de certificación para el rotulado de los equipos nuevos igual a US\$2,000 más un costo de logística de US\$1,000. Estos costos corresponden a los utilizados por Ambiente Consultores Ltda para RM. |
| Regulación para el uso de calefactores. Gestión de Episodios Críticos (GEC) | Se estimó el costo por equipo de un día de paralización por gestión de episodios críticos es de US\$ 8 por equipo. Este costo incluye consumo de combustible y utilización de equipos con otras tecnologías. |
| Programa aspirado de calles | La estimación de los costos se basó en los datos del Programa de Aspirado de Calles. Según éste, para 2007 los costos por kilómetro fueron de 11,621 \$/Km. |
| Plan Santiago Verdes | Se considera una inversión de US\$3,800 por hectárea y una mantención anual de US\$400 cada hectárea. |

Fuente: DICTUC (2008)

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

Tabla 11-5 Distribución de costos PPDA

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

Fuente: DICTUC (2008)

11.4.2 Caso 2

En el estudio realizado por Villena, M., M. Villena, et al. (2007). Análisis General de Impacto Económico y Social del Rediseño del Plan Operacional para Enfrentar Episodios Críticos la estimación de costos se realiza de una manera diferente al caso anterior por lo que también resulta interesante ejemplificarlo en la presente guía.

Este estudio considera tres medidas a las cuales se les debió calcular su costo de implementación. En particular, a continuación se presenta la metodología seguida por este estudio para estimar los costos para la medida que duplica el parque de vehículos sujeto a

restricción vehicular, tanto en periodos sin episodios como en días con episodios críticos. La selección de ejemplificar la metodología utilizada en esta medida en particular es principalmente por el uso de costos alternativos en la estimación de los costos totales de implementación.

En este estudio se consideró que el aumento de la restricción vehicular impactaría en el comportamiento de la población. Luego, los agentes involucrados deben buscar formas alternativas de moverse, ya sea utilizando otro vehículo sin restricción para ese día, usando el transporte público, viajando a pie o en bicicleta, etc.

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

La información relevante en relación a los costos está dada por la reducción absoluta de los kilómetros recorridos por todos los autos que son restringidos de circular, bajo una medida concreta. También se cuenta con información respecto al número de vehículos que dejan de circular de acuerdo a una restricción específica.

En la estimación de los costos, el consultor realizó el supuesto que el habitante utilizará el transporte público por sobre otras alternativas para realizar los viajes que, de no mediar la restricción, efectuaría en el automóvil sujeto a la limitación señalada. Luego el costo alternativo utilizado en este estudio, para cada persona, estará dado por la Ecuación 11-3.

Ecuación 11-3 Costo alternativo de viaje

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

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

Además, se supone que el periodo de restricción dura 14 horas al día, por 5 días a la semana durante las 21 semanas que suceden en el periodo comprendido por la medida. Los supuestos para estimar los costos son resumidos en la Tabla 11-6.

Tabla 11-6 Supuestos costos

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

Fuente: Villena et al (2007)

En el estudio se considera una segunda situación en la cual el agente que sufre la restricción no incurre en gastos de operación de su automóvil, lo que está directamente relacionado con los km que deja de recorrer. La expresión para estimar dicho costo se muestra en la Ecuación 11-4.

Ecuación 11-4 Costos operación vehículo con restricción

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

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

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

Como se aprecia en esta medida, los costos de fiscalización se consideraron despreciables considerando solo el costo de inversión (cuando correspondía) y el costo de operación y mantenimiento.

Este estudio tampoco realizó una distribución de los costos según agentes de interés.

12 Determinación del Cambio en Concentraciones

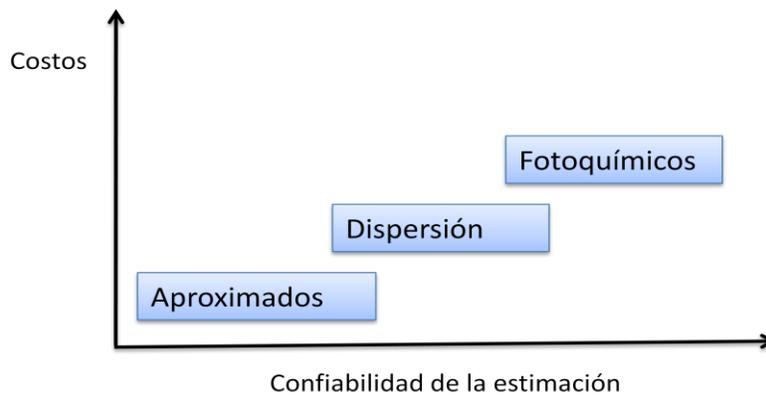
La calidad del aire está definida por la concentración de contaminantes que lo componen. Los beneficios sociales están directamente relacionados con el cambio de concentración logrado por las medidas de reducción de emisiones, es por esto que es necesario asociar las reducciones de emisiones con variaciones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

Con la ayuda de modelos atmosféricos se puede estimar la reducción en concentraciones a causa de un cambio en el comportamiento del parque emisor. Los cambios en la calidad del aire (cambios en la concentración ambiental) son utilizados en la siguiente etapa (ver Sección 13) para calcular los beneficios atribuibles a las medidas y contraponerlas con los costos asociados. En la Figura 12-1 se muestran alternativas de modelos, ordenados según costos y precisión, para estimar los cambios en concentración de contaminantes a causa de un cambio en las emisiones.

Concentraciones

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

Figura 12-1 Modelos atmosféricos



Fuente: Elaboración propia

El analista deberá escoger uno de estos modelos acorde con los recursos y disponibilidad de información que cuenta el estudio. En las secciones posteriores se detallaran los más relevantes junto con la descripción de la información necesaria para poder utilizarlos.

12.1 Información Relevante

Para modelar y proyectar las futuras concentraciones se necesita, además de la línea base y los escenarios de reducción de emisiones, información meteorológica del sector geográfico donde

se desea determinar el cambio en concentraciones y mediciones en concentraciones actuales de los contaminantes.

Se recomienda la obtención de datos íntegros para la elaboración de modelos capaces de pronosticar la calidad del aire. Las emisiones y sus respectivas reducciones según los escenarios evaluados deberán provenir de la metodología planteada en las Secciones 9 y 0. En cuanto a la calidad del aire, actual e histórica, se recomienda recopilar información desde las estaciones de monitoreo. Una posible fuente de información corresponde al Sistema Nacional de Calidad del Aire (SINCA)²³ en donde existe información de concentración de variados contaminantes²⁴. Sin embargo no todos los monitores cuentan con información de todos los contaminantes y tampoco existen monitores en todos los puntos que podrían ser de interés.

Luego de que el modelo esté completo, las concentraciones históricas pueden ser comparadas con los resultados arrojados por el modelo para así ajustarlo. La información meteorológica regional, necesaria para modelos de dispersión y fotoquímicas se puede desagregar en las siguientes mediciones: Perfil vertical de la dirección y velocidad del viento, perfil vertical de la humedad y temperatura, altura de mezcla, precipitaciones diarias y la radiación solar.

La elección del modelo atmosférico está sujeta tanto a los recursos como a la información disponible para el territorio de análisis. A continuación se presentan las características específicas de los modelos mencionados en la Figura 12-1.

12.2 Modelos Atmosféricos

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

Modelar la calidad del aire es un proceso complejo. Para modelar la futura calidad del aire, especialmente en zonas urbanas, se requiere mucha información local como insumo. La información local es preferible pero si ésta no está disponible existe la posibilidad de incorporar algunos datos e información de otros países o generar supuestos (ver sección 12.2.3). Sin

²³ <http://sinca.conama.cl/>

²⁴ La lista de contaminantes que son medidos por los monitores pertenecientes a SINCA corresponden a: Arsénico, CH₄, CO, HCNM, HCT, PM₁₀, PM_{2.5}, NO, NO₂, NO_x, O₃ y SO₂.

embargo estas incorporaciones aumentan la incertidumbre por lo que deben estar documentados e informados.

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

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

12.2.1 Modelos Fotoquímicas

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

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

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

En la siguiente tabla se muestran algunos de los modelos fotoquímicos existentes y sus requerimientos de información.

Tabla 12-1 Modelos fotoquímicos

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

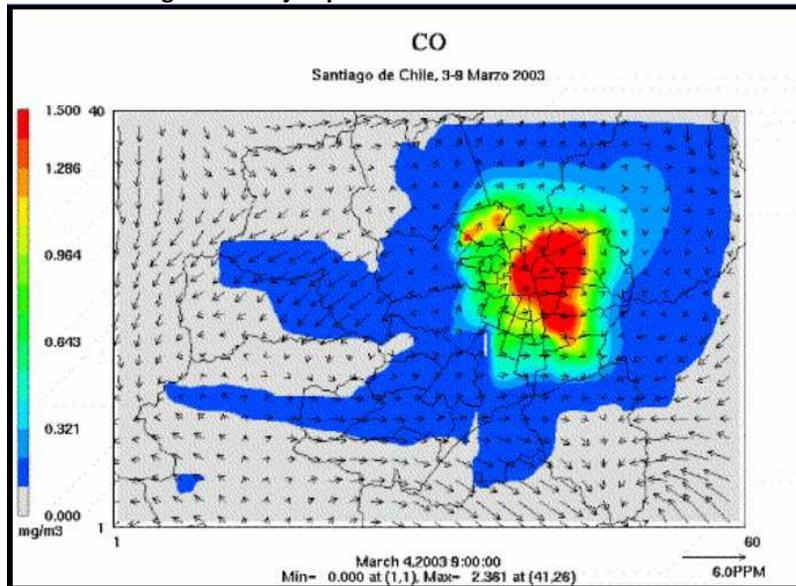
Fuente: Elaboración propia a partir Jorquera (2007)

Por su parte, la USEPA²⁵ recomienda los siguientes modelos fotoquímicos: CMAQ, CAMx, REMSAD y UAM-V.

La siguiente figura muestra un ejemplo del uso del modelo CAMx en Santiago.

²⁵ Mayor información sobre características de los modelos en <http://www.epa.gov/scram001/photochemicalindex.htm>

Figura 12-2 Ejemplo de salida del modelo CAMx



Fuente: Jorquera (2007)

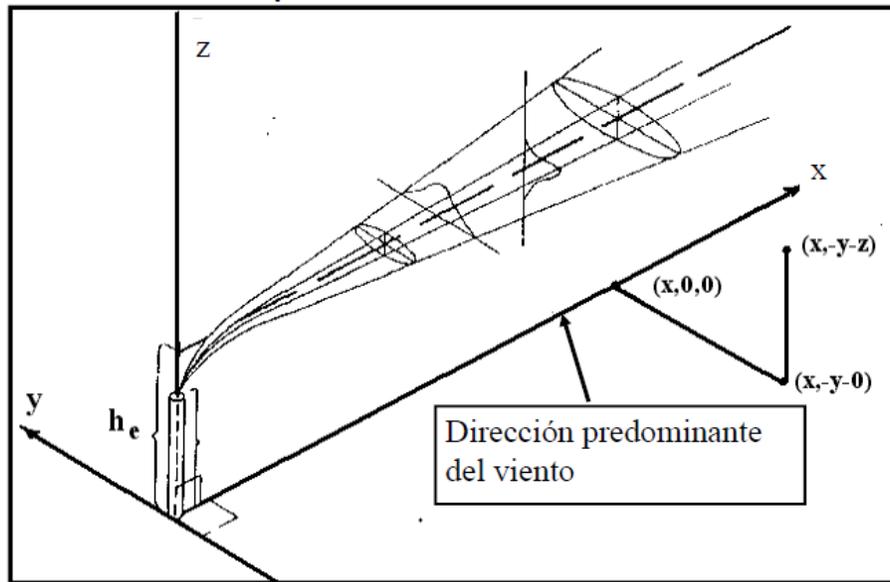
12.2.2 Modelos de Dispersión

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

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

El método clásico de los modelos de dispersión (representado por la Figura 12-3) consiste en modelar las emisiones como una descarga constante a la atmósfera situada en el origen de un eje cartesiano de 3 dimensiones.

Figura 12-3 Modelo de dispersión



Fuente: Zannetti (1990)

Luego la concentración en toda posición y tiempo está dada por (Crank 1979):

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

Donde:

x,y,z,t: Coordenadas espaciales y temporales

M: Masa del contaminante descargado

D: Coeficiente de difusión.

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

Los modelos de dispersión descansan en una variedad de hipótesis simplificadoras que disminuyen su precisión para estimar la concentración en un punto en el espacio, no obstante son muy útiles si se desea conocer la distribución estadística de las concentraciones para un determinado lugar, causadas por una determinada fuente y moduladas en intensidad por las condiciones meteorológicas predominantes. Esto hace a los modelos de dispersión muchas veces deseables, en relación al uso de recursos y cantidad de información necesaria para su elaboración, para estimar los cambios en concentración dado cambios en las emisiones de contaminantes en el contexto de un AGIES.

Los modelos de dispersión recomendados por USEPA²⁶ son: AERMOD, ISC3, CALPUFF, BLP, CALINE3, CAL3QHC, CTDMPPLUS, OCD.

Por ejemplo, el modelo CALPUFF que corresponde a uno de los modelos del tipo “*puffs*” o “paquetes” considera la variación temporal de las emisiones al representar la emisión de una fuente puntual como un conjunto de paquetes de contaminantes (“*puffs*”), los cuales son transportados por el campo de vientos. Estos “*puffs*” se expanden al mezclarse con el aire que los rodea y en su interior se considera también las reacciones químicas más importantes. Este tipo de modelo requiere una información detallada de campos de viento para lo cual se requiere disponer de datos de varios monitores en forma simultánea. Se puede modelar varios contaminantes primarios en forma simultánea y las reacciones químicas también se pueden incorporar de manera simplificada (Jorquera 2007).

Si bien los modelos de dispersión son ampliamente usados, existen 2 problemas con su uso que insta al uso de modelos fotoquímicos en situaciones en donde el costo de equivocarse en la estimación de concentraciones es alto. El primer problema consiste en la hipótesis de viento uniforme en que descansan los modelos de dispersión, la cual ignora el impacto de cuerpos de agua y terrenos irregulares en la estimación de concentración de contaminantes. Segundo, los modelos de dispersión son incapaces de analizar el caso de los periodos de calma (bajas velocidades del viento), ya que la ecuación diverge cuando la velocidad tiende a cero. Esto es grave ya que los episodios críticos de contaminación por lo general ocurren en situaciones de calma.

12.2.3 Modelos Aproximados

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

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

²⁶ Mayor información sobre los modelos y sus características en http://www.epa.gov/ttn/scram/dispersion_prefrec.htm#rec

Ecuación 12-1 Supuesto de la relación lineal entre emisiones y concentraciones

$$FEC_i^t \left(\frac{\text{ton}}{\mu\text{g}/\text{m}^3} \right) = \left(\frac{\partial C_i^t (\mu\text{g}/\text{m}^3)}{\partial E^t (\text{ton})} \right)^{-1} \approx \frac{E_i^t (\text{ton})}{C_i^t (\mu\text{g}/\text{m}^3)}$$

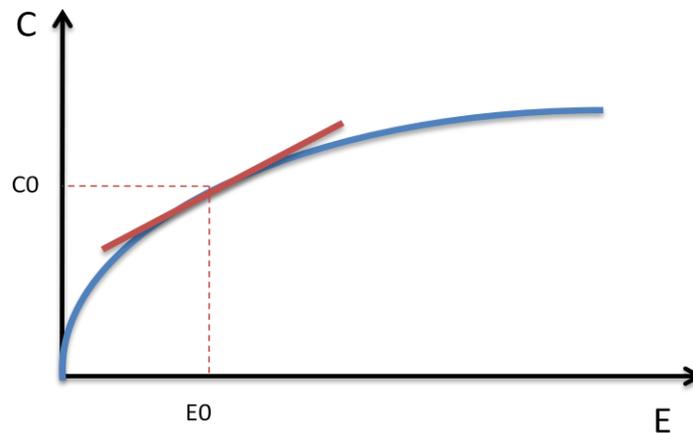
Donde

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

En rigor, lo que interesa es la sensibilidad de las concentraciones ambientales frente a cambios en las emisiones, evaluado en un punto cercano a las condiciones actuales. Como esto no es posible, se aproxima esta relación según el cociente entre el total de emisiones E_i^t y la concentración ambiental del contaminante C_i^t .

Este supuesto (Ecuación 12-1) es representado también gráficamente en la siguiente figura.

Figura 12-4 Supuesto de la relación lineal entre emisiones y concentraciones



Fuente: Elaboración propia

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

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

12.2.4 ¿Qué modelo utilizar?

Para tomar esta decisión existen dos variables, la primera y más importante depende de qué se quiere modelar. La segunda es restrictiva y depende de la cantidad y calidad de información que se tiene.

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

Los modelos fotoquímicos (los más avanzados) del tipo Lagrangeano o Euleriano se justifican en un contexto de planes de descontaminación debido a los recursos requeridos, que son bastante considerables.

En caso de que se recomiende utilizar un modelo de dispersión, como se recomendó en el segundo párrafo de esta sección, y no se cuente con la información y recursos necesarios, la utilización de un modelo aproximado es aceptable.

12.3 Cálculo del Cambio en Concentraciones

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

12.4 Casos

12.4.1 Caso 1

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

En primer lugar se simuló el escenario "sin Transantiago" con el fin de comparar los resultados con las observaciones empíricas realizadas por la red de monitoreo MACAM²⁷ y ajustar el modelo. El espectro considerado por la red MACAM condicionó los contaminantes simulados con el modelo²⁸.

Los requerimientos de información de un modelo fotoquímico son altos, en este caso se ha aplicado el modelo MM5 (*Mesoscale Modeling System, version 3.0*²⁹) desarrollado en EEUU por el NCAR (*National Center for Atmospheric Research*³⁰). Las salidas de estas simulaciones corresponden a campos meteorológicos de temperatura, humedad relativa, cobertura de nubes y dirección y magnitud del viento, los cuales se requieren para poder aplicar el modelo de dispersión de emisiones. Luego para un ajuste a la simulación realizada por el modelo MM5 se utilizó CALMET, con el objetivo de incorporar las observaciones de todas las estaciones de meteorología superficial disponibles en el campo de vientos tridimensional. Finalmente se obtuvo la mejor información disponible para construir campos de viento, temperatura y humedad relativa requeridos por el modelo fotoquímico de dispersión CAMx.

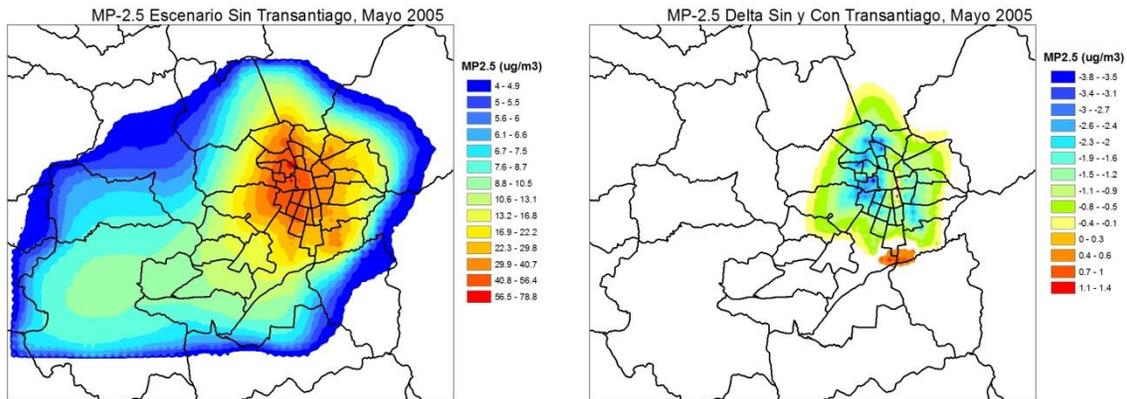
CAMx simula la emisión, dispersión, reacciones químicas y remoción de contaminantes en la troposfera por medio de la solución de la ecuación de continuidad — balance de masa — para cada especie contaminante en un sistema de grilla tridimensional. De esta manera, al simular los escenarios con y sin Transantiago con el modelo CAMx se puede establecer el cambio de concentraciones atribuible a los cambios en tecnologías propuestos por cada alternativa. En el cuadro de la izquierda de la Figura 12-5 se puede apreciar las concentraciones en el caso base y en el lado derecho el cambio en concentraciones debido a la implementación del Transantiago, resultados arrojados por el modelo CAMx utilizado.

²⁷ Con la idea de disponer de manera eficaz de información sobre el comportamiento de los contaminantes críticos, se creó en enero de 1988, la primera Red de Monitoreo de la Calidad del Aire y variables Meteorológicas (MACAM).

²⁸ Los gases CO, NO_x, COV, O₃, y SO₂, y el material particulado fino y grueso: partículas finas de combustión, de polvo de calles y de origen secundario; partículas gruesas de actividades del transporte, construcción y agrícolas.

²⁹ <http://www.mmm.ucar.edu/mm5/>

³⁰ <http://www.ncar.ucar.edu/>

Figura 12-5 Cambio en concentraciones Transantiago

Fuente: DICTUC(2009e)³¹

Para poder tener concentraciones para todos los días del 2005 fue necesario hacer una modelación que mezclara estas concentraciones simuladas con las efectivamente medidas por los monitores MACAM.

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

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

12.4.2 Caso 2

Para ejemplificar el uso de un modelo aproximado, a continuación se hace referencia al estudio realizado por DICTUC (2008). Análisis y Evaluación del Impacto Económico y Social del Plan de Descontaminación de la Región Metropolitana que utilizó un modelo *Rollback* simplificado que permite realizar una estimación aproximada de la relación entre las emisiones y las concentraciones ambientales (explicado en la sección 12.2.3, correspondiente a modelos aproximados), lo que permite construir los FEC con el uso de la Ecuación 12-2.

³¹ DICTUC (2009e). Evaluación ambiental del Transantiago. Santiago, Chile.

Ecuación 12-2 FEC PPDA

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

Donde,

FCE_i^t : Factor emisión-concentración en el monitor i en el año t [(ton/año)/($\mu\text{g}/\text{m}^3$)]

C_i^t : Concentración ambiental de contaminante correspondiente al emitido (eventualmente secundario), en el monitor i para el año t [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

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

La información base disponible para la construcción de FEC es:

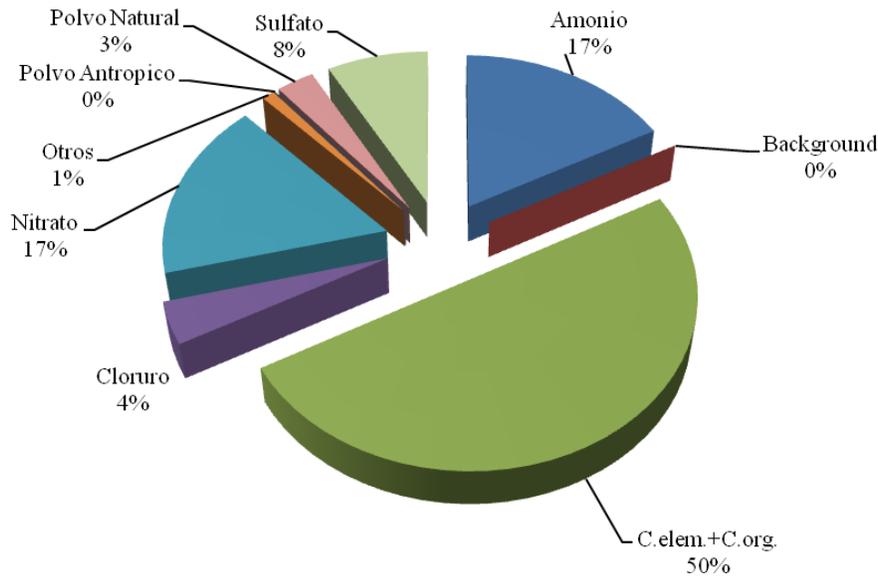
- Emisiones de distintos contaminantes del Inventario de Emisiones para la Región Metropolitana.
- Concentraciones de contaminantes entregadas por los monitores de la red MACAM.

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

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

La Figura 12-6 a continuación muestra la composición de componentes elementales para la RM en el año 2005.

Figura 12-6 Fracción de componentes elementales de PM 2.5 (2005)



Fuente: Comunicación personal, Roberto Martínez, CONAMA, 20 de marzo de 2007.

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

$$C_{PM25i} = CT_{PM25} \cdot F_{PM25i}$$

Donde:

C_{PM25i} : Concentración ambiental de $PM_{2.5}$ en forma del componente elemental i [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

CT_{PM25} : Concentración ambiental total de $PM_{2.5}$ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

F_{PM25i} : Fracción del componente elemental i en el análisis de los filtros de $PM_{2.5}$ [%]

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

A continuación para obtener las concentraciones de $PM_{2.5}$ asociadas a los contaminantes de interés ($PM_{2.5}$, SO_x , NO_x , NH_3) se supuso una relación directa entre la emisión de estos contaminantes y los componentes elementales según lo presentado en la siguiente tabla:

Tabla 12-2 Relaciones entre Contaminantes emitidos y componente en el filtro

| Contaminante Emitido por las Fuentes | Componente Correspondiente en Filtro |
|--------------------------------------|--------------------------------------|
| NH3 | Amonio |
| SO2 | Sulfato |
| NOx | Nitrato |
| MP _{2.5} | Carbono elemental + Carbono orgánico |

Fuente: DICTUC (2009d)

Finalmente, con la concentración de PM_{2.5} asociadas a los contaminantes de interés (PM_{2.5}, SO_x, NO_x, NH₃) y la emisión de estos mismos contaminantes fue posible estimar un FEC para cada contaminante. Finalmente, fue posible estimar el cambio en la concentración de PM_{2.5} en base al cambio de emisión (de acuerdo a los escenarios de reducción) de distintos contaminantes, de acuerdo a la siguiente ecuación:

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

Donde,

$\Delta C_{PM2.5}^t$: Cambio en la concentración de PM2.5 en el año t. ($\mu\text{gPM}_{2.5}/\text{m}^3$)

ΔE_i^t : Cambio en la emisión del contaminante primario i (PM_{2.5}, SO_x, NO_x, NH₃) en el año t. (ton/año)

FCE_i^t : Relación emisión concentración para el contaminante primario i en el año t. [(ton/año)/($\mu\text{gPM}_{2.5}/\text{m}^3$)]

13 Estimación de Beneficios

13.1 Etapas en la Estimación

Como se está siguiendo una metodología de Análisis Costo – Beneficio para la elaboración de un AGIES, la estimación de los beneficios generados por una reducción en las emisiones de contaminantes posee tres etapas claves (Lave & Gruenspecht 1991) las que se listan a continuación.

- **Identificación de impactos:** Identificar los impactos que produce los contaminantes a evaluar.
- **Cuantificación:** Consiste en relacionar la concentración de contaminantes con el número de casos del efectos o el nivel de impacto de ellos.
- **Valorización:** Se deben valorizar los efectos en términos monetarios para así contraponerlos con los costos y evaluarlos.

Estas 3 etapas son complejas. Los impactos en ciertas circunstancias simplemente no pueden ser identificados ya que están sujetos al conocimiento actual entregado por la ciencia, lo que sugiere que aún no se conocen todos los efectos nocivos producidos por la contaminación. De los impactos que pueden ser identificados, solo algunos pueden ser cuantificados y de aquellos, solo algunos pueden ser valorados.

A continuación se presenta, para cada una de estas etapas, la metodología y consideraciones específicas que debe tener en cuenta el analista en esta etapa. Para luego, presentar la metodología específica en la estimación de los beneficios en salud y agricultura.

13.1.1 Identificación de Impactos

A continuación, en la Tabla 13-1, se enumeran algunos de los efectos causados por la contaminación atmosférica. Se debe tener en cuenta que la identificación de efectos es un proceso continuo que está ligado al conocimiento generado por el método científico, por lo que esta tabla solo representa algunos de los efectos.

Tabla 13-1 Efectos de la contaminación

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

Fuente: Elaboración propia

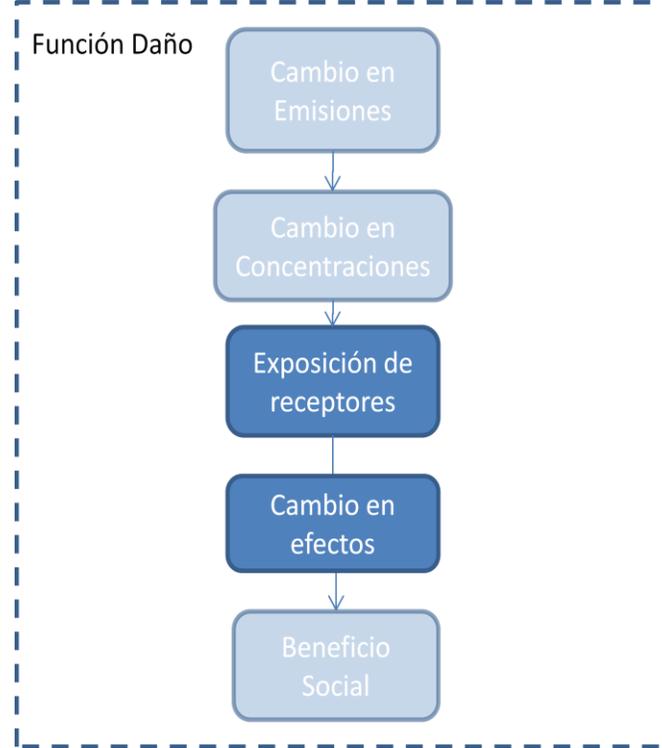
El analista deberá identificar qué efectos son causados por los contaminantes que está considerando y cuáles de estos se verán modificados por la norma que se está evaluando en el AGIES correspondiente.

13.1.2 Cuantificación

Esta etapa corresponde al núcleo principal del cálculo de los beneficios sociales. Aquí el analista deberá relacionar el cambio en la concentración de contaminantes con el cambio en el número de efectos o nivel de impacto de ellos. Se debe tener en consideración que no todos los efectos identificados podrán ser cuantificados.

Dentro de la metodología función daño expuesta y explicada en la sección 6, en la siguiente figura se aprecia la ubicación de esta etapa.

Tabla 13-2 Etapa de cuantificación de impactos en la función daño



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

El analista deberá recopilar en la literatura especializada estas funciones dosis – respuesta para los efectos identificados.

13.1.3 Valorización

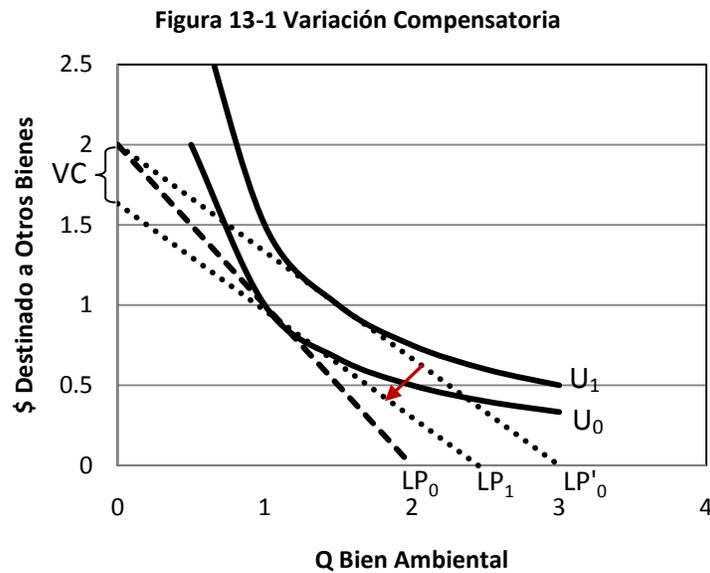
En esta etapa se deben valorizar los efectos en términos monetarios para así contraponerlos con los costos y evaluarlos. La etapa de valoración es especialmente compleja debido a la dificultad de asignar un valor, tanto a los bienes ambientales, como a lo que uno está dispuesto a pagar por ellos. En la Sección 5 Descripción General Análisis Costo-Beneficio se dedicó un capítulo especial a la valoración, contabilizándola como una de las grandes debilidades del ACB.

Tal como se mencionó en la Sección 5.2.3, sección que planteaba la debilidad del método ACB en la valoración de los bienes ambientales, debido a la dificultad en obtener el valor real de

estos es que se hace necesario determinar la disposición a pagar (WTP, por sus siglas en inglés) o la disposición a aceptar compensación (WTA, por sus siglas en inglés), frente a la variación en la calidad de un bien.

En microeconomía un desafío importante es determinar el efecto que tiene en el bienestar del consumidor la variación del precio. En este ámbito existen los conceptos de variación compensatoria VC (asociada al WTP) y variación equivalente VE (asociada al WTA) que son explicados a continuación.

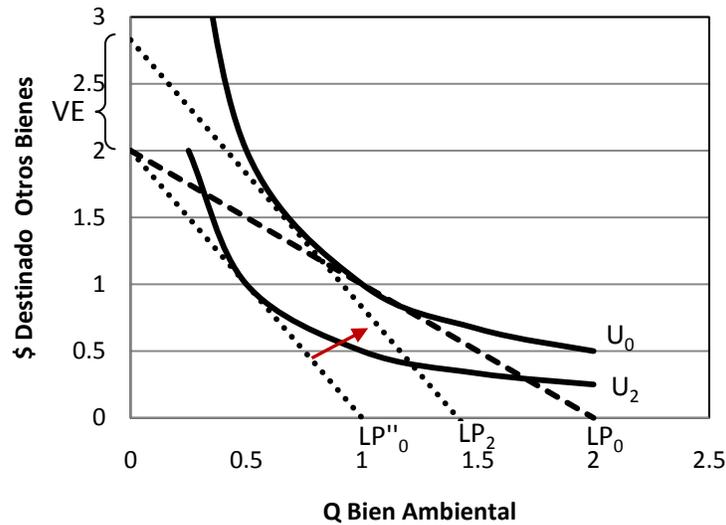
Supongamos que un consumidor se encontraba sujeto a un Limite Presupuestario LP_0 , lo que le permitía una utilidad U_0 . Posteriormente se ve beneficiado por el aumento en el acceso a un bien ambiental (ej: la calidad del aire), entonces la curva del Limite presupuestario cambio a LP'_0 , debido a que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



Fuente: Elaboración Propia

Supongamos ahora que el mismo consumidor esta vez se ve perjudicado por la disminución en el acceso a un bien ambiental (ej: la calidad del aire), entonces la curva del Limite presupuestario cambia a LP''_0 debido a que el costo del acceso al bien ambiental es mayor, lo que le permite alcanzar una utilidad menor U_2 . La variación equivalente VE representa cuánto debería aumentar el ingreso del consumidor, de manera de que el Limite Presupuestario LP_2 , le permita una utilidad U_0 nuevamente. Esto se puede ver en el siguiente gráfico.

Figura 13-2 Variación Equivalente



Fuente: Elaboración Propia

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

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

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

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

El método del análisis conjunto se ha convertido en una importante herramienta en la evaluación de las preferencias declaradas por un consumidor o usuario y en un método alternativo al análisis de valoración contingente, ya que se presenta como extensión del análisis de VC, en el que se incluyen atributos y niveles sin agobiar a los encuestados (Sánchez & Pérez 2000).

Hensher (1994) propone una secuencia lógica de tareas a realizar para la confección de una encuesta basada en esta metodología:

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

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

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

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

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

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

al encuestado si está dispuesto a pagar al menos dicha cantidad. Según la respuesta del encuestado, se procede a realizar una o dos preguntas equivalentes utilizando esta vez valores mayores o menores según corresponda.

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

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

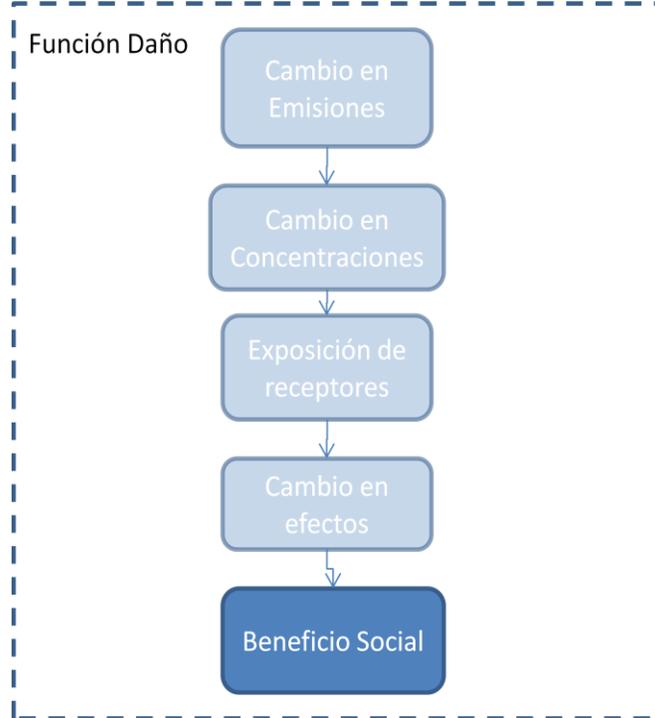
Por otra parte a través del uso de la VC, el resultado del valor de la vida estadística se basa en la disposición a pagar (WTP, por sus siglas en inglés) del individuo por reducir su riesgo de contraer efectos nocivos de la contaminación, pero no considera el WTP de sus seres queridos u otros individuos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

En el caso de los estudios de mercado (precios hedónicos) el mayor problema es la cantidad de información que se requiere además de que muchas veces los bienes y servicios son consumidos por una variedad de razones y es muy difícil aislar cual parte es incentivado por obtener una reducción de riesgo de muerte u otro beneficio, sobre todo debido a que los consumidores no siempre están lo suficientemente informados acerca de la reducción de riesgos asociadas a un producto. También hay evidencia sobre problemas en la percepción del riesgo en la población que dificultan el método de valorización mediante precios hedónicos (Tversky & Kahneman 2000). Por último, el método de costo de viaje también tiene su problema al momento de aislar cuanto del gasto se asigna al servicio ambiental valorado. Por otro lado, este método subestima los valores ya que claramente una persona puede estar

dispuesta a pagar bastante más de los gastos que implica utilizar bien ambiental. Si se desea profundizar en los métodos de valoración puede revisar Turner, Pearce et al. (1994).

Dentro de la metodología función daño expuesta y explicada en la sección 6, en la siguiente figura se aprecia la ubicación de esta etapa.

Tabla 13-3 Etapa de valorización de impactos en la función daño



Se recomienda al analista prestar una especial atención a los valores utilizados en esta etapa considerando siempre un análisis de sensibilidad o de incertidumbre en caso de ser posible.

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

13.2 Calculo del Beneficio en Salud

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

El impacto de la contaminación atmosférica en la salud de la población es importante. Gracias a la creciente disponibilidad de estadísticas de salud, se han realizado varios estudios de Evaluaciones de Impacto de Salud, EIS (Health Impact Assessment, HIA en inglés) que han mostrado la magnitud de los impactos. La Organización Mundial de la Salud (OMS) ha mostrado en una reciente publicación (WHO 2009) que a nivel mundial, aproximadamente el 8% de la mortalidad por cáncer pulmonar, el 5% de la mortalidad cardiopulmonar y alrededor del 3% de la mortalidad por infecciones respiratorias agudas son atribuibles a los niveles actuales de contaminación atmosférica urbana. Esto resulta en aproximadamente 1,200,000 muertes anuales en exceso (el 2% de las muertes totales), de las cuales la mayoría ocurre en países en desarrollo.

Para poder llevar a cabo una evaluación económica de los impactos en salud, es necesario en primer lugar cuantificar la magnitud de estos impactos en función de la variación en los niveles de contaminación existentes. Para llevar a cabo este paso, se sigue el método de la función de daño que fue explicado en la Sección 6.

Salud

- Estimar la población expuesta
- Obtener las tasas base.
- Proyectar las tasas en el tiempo si es necesario
- Estimar la reducción en la incidencia de efectos
- Estimar el valor social de cada efecto evitado
- Estimar los beneficios valorando los efectos en salud
- Agregar los beneficios
- Calcular los beneficios unitarios.
- Identificar la distribución de beneficios

Figura 13-3 Esquema del método de la función de daño



Fuente: Elaboración Propia

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

Los primeros pasos ya fueron descritos en las secciones previas. El cambio de emisiones corresponde al impacto estimado por parte de las medidas de mitigación, descrito en la Sección 10. Por su parte el cálculo del cambio de concentraciones atribuible a las medias fue descrito en la Sección 12. La población expuesta debe estimarse según la resolución geográfica definida por el alcance del proyecto. Esta resolución puede ser desde un nivel regional hasta un nivel máximo de detalle definido por manzanas geográficas, estos datos pueden ser obtenidos a través del INE en base a la información recolectada por el CENSO. A continuación se describirán los pasos siguientes.

13.2.1 Identificación

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

13.2.1.1 Efectos Asociados a la Contaminación Atmosférica

13.2.1.1.1 Efectos del Material Particulado

Dentro del material particulado, la fracción más fina (PM_{10} , $PM_{2.5}$ e incluso más pequeñas, como sulfatos) ha sido consistentemente asociada a impactos en salud. Aunque los mecanismos fisiológicos de los efectos de PM_{10} aún no son comprendidos cabalmente, cientos de estudios epidemiológicos realizados en diferentes partes del mundo han mostrado efectos en poblaciones diversas y en diferentes grupos de edad. Una revisión exhaustiva se encuentra en el documento de Criterios de la USEPA (EPA 2004a, EPA 2006) y en otros estudios recientes (NRC 2004, AIRNET 2005, Pope & Dockery 2006).

También existe evidencia de que los estratos socio-económicos más bajos son más susceptibles a los efectos del material particulado (O'Neill, Jerrett et al. 2003, Bell, O'Neill et al. 2005). En nuestro país también se han encontrado efectos más importantes en los estratos con nivel menor de educación. (Cifuentes, Vega et al. 1999).

13.2.1.1.2 Efectos del Ozono

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

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

13.2.2 Cuantificación

13.2.2.1 Funciones Concentración - Respuesta

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

Las funciones se obtienen, en su mayoría, de estudios epidemiológicos de series de tiempo, de cohorte, o de sección transversal. Los primeros consisten en observar los cambios temporales (generalmente diarios) en la incidencia de efectos en una población (por lo general, una ciudad o comunidad completa) y relacionarlo estadísticamente con los cambios en los niveles de contaminantes. Como la población es la misma, ésta actúa como su propio control estadístico. Los mayores efectos de confusión son, en este caso, variables ambientales como temperatura y humedad que al igual que la contaminación, varían en forma diaria.

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

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

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

13.2.2.2 Cálculo del Cambio en la Incidencia de Efectos en Salud

Una vez identificados los efectos a cuantificar que debieron ser definidos al determinar el alcance del proyecto (ver Sección 8.6), se debe estimar el impacto que producen los cambios en las concentraciones ambientales.

13.2.2.2.1 Cálculo de Tasa de Incidencia Base

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

Ecuación 13-1 Tasa de incidencia base

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

Donde:

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

Pop_j es el grupo de población j bajo análisis.

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

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

13.2.2.2.2 Efectos de exposición crónica

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

Ecuación 13-2 Cambio de incidencia en efectos

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

Donde

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

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

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

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

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

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

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

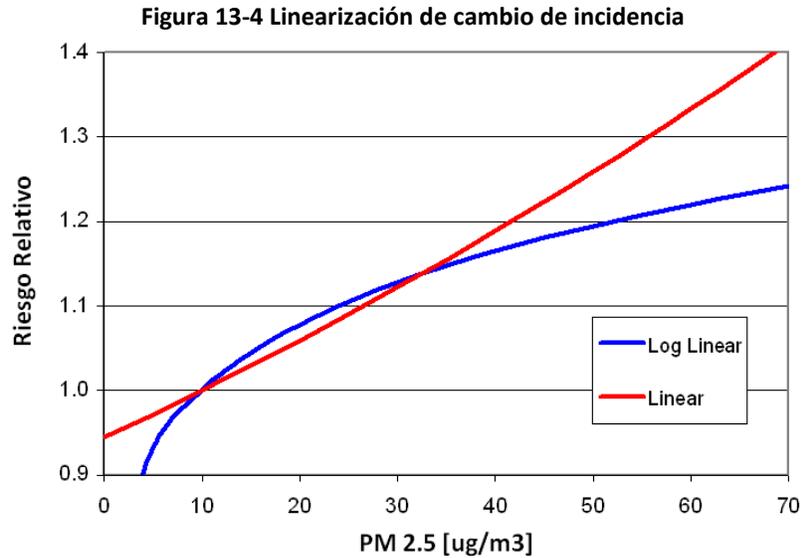
13.2.2.2.3 Linearización de la Relación Concentración-Respuesta

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

$$\text{Ecuación 13-3 Linearización de cambio de incidencia}$$

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

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



Fuente: Elaboración Propia

Si el coeficiente de riesgo unitario es pequeño (y generalmente lo son) el error cometido al usar esta aproximación es pequeño (tal como se puede apreciar en la Figura 13-4), y despreciable frente a la incertidumbre de los parámetros. Por ejemplo, un valor típico de beta es de 0.001. Si consideramos un cambio de 10 ug/m3 en la concentración, el error porcentual de la aproximación es de 0.5%. Esto es muy inferior a solamente el error estadístico del parámetro de riesgo unitario.

13.2.2.2.4 Efectos de exposición aguda

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

Ecuación 13-4 Exposición aguda

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

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

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

Ecuación 13-5 Efectos anuales

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

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

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

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

A continuación un resumen de consideraciones para el cálculo de cambio de incidencia en efectos a causa de la contaminación atmosférica.

Tabla 13-4 Resumen cambio de incidencia

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

Fuente: Elaboración propia

13.2.3 Valoración

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

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

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

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

Idealmente, valores de WTP son las mejores aproximaciones de los beneficios totales de mejoras en la calidad del aire en el bienestar de las personas. Desafortunadamente, estos valores no se encuentran generalmente disponibles para el caso chileno por lo que en estos casos, serán utilizados valores basados en el método COI o en su defecto valores WTP transferidos de otras ciudades o países utilizando la siguiente ecuación:

$$WTP_{\text{Chile}} = WTP_{\text{PaísBase}} * (IPC_{\text{Chile}}/IPC_{\text{PaísBase}})^{\eta}$$

Donde IPC es el ingreso per cápita del país correspondiente y η es la elasticidad de la demanda con respecto al ingreso por salud. La hipótesis subyacente en el método de transferencia de beneficios es que las diferencias en valoración pueden ser explicadas principalmente debido a diferencias en ingresos entre ambos países. Una elasticidad de 1 significa que los valores de WTP transferidos son proporcionales a las diferencias en ingreso, mientras que una elasticidad de 0 implicaría que la valoración no depende del ingreso; por lo que los valores de WTP transferidos serían constantes. Estudios de disposición al pago han estimado la elasticidad de la demanda con respecto al ingreso en un rango que va desde 0,2 a valores mayores a 2 (Alberini, Cropper et al. 1997). Los valores generalmente aceptados van desde 0,4 hasta 1,0.

Se preferirá utilizar valores nacionales, utilizando el valor WTP si es que se encuentra disponible o en su defecto el valor COI. En caso de no encontrarse disponible ninguno de estos dos valores nacionales se procederá a transferir el valor WTP de otras ciudades o países.

13.2.3.1 Transferencia de Valores de Disposición al Pago

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

Ecuación 13-6 Transferencia WTP

$$WTP_{Chile} = WTP_{PaísBase} * (IPC_{Chile} / IPC_{PaísBase})^{\eta}$$

Donde IPC es el ingreso per cápita del país correspondiente y η es la elasticidad de la disposición al pago con respecto al ingreso. La hipótesis subyacente en el método de transferencia de beneficios es que las diferencias en valoración pueden ser explicadas principalmente debido a diferencias en ingresos entre ambos países. Una elasticidad de 1 significa que los valores de WTP transferidos son proporcionales a las diferencias en ingreso, mientras que una elasticidad de 0 implicaría que la valoración no depende del ingreso; por lo que los valores de WTP transferidos serían constantes. Estudios de disposición al pago han estimado la elasticidad de la demanda con respecto al ingreso en un rango que va desde 0.2 a valores mayores a 2 (Alberini, Cropper et al. 1997). Los valores generalmente aceptados van desde 0.4 hasta 1.0.

13.2.4 Proyección de Beneficios en el Tiempo

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

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

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

Ecuación 13-7 Proyección valorización de efectos

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

Donde,

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

$Valor_{Original}$: Valor calculado originalmente

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

Ecuación 13-8 Cálculo de la tasa de crecimiento del ingreso per cápita

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

Donde,

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

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

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

Ecuación 13-9 Cálculo del beneficio de un efecto determinado para un año específico dentro del periodo de análisis.

$$Beneficio_{año\text{proy}} = \Delta E(Poblacion_{año\text{proy}}) \cdot VS(TC_IPC)$$

Donde,

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

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

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

13.2.5 Agregación de Beneficios

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

Ecuación 13-10 Agregación de beneficios

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

Donde,

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

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

En esta agregación de beneficios es necesario tener cuidado de no contar dos veces el valor de algunos efectos. Por ejemplo, si se dispone de los costos médicos y de la disposición a pagar por

evitar una hospitalización, no es posible sumar ambos, ya que la disposición a pagar incluye el costo médico evitado. Sin perjuicio de esto, se pueden presentar los resultados desagregados lo más posible, cuidando de no sumarlos cuando no corresponda.

13.2.6 Cálculo de Beneficios Unitarios

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

El beneficio unitario está dado por:

Ecuación 13-11 Beneficios unitarios salud

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

Donde,

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

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

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

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

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

Ecuación 13-12 Beneficio resultante

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

Donde,

BSU_j^k : Beneficio social unitario del contaminante k para la subpoblación j

ΔC_k : Cambio de la concentración del contaminante k

Pop_j : Población j

13.2.7 Distribución de Beneficios en Salud

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

Tanto los costos como beneficios pueden desagregarse según agente económico y tipo de fuente, entregando así información ilustrativa de los impactos económicos de aplicar medidas de mitigación.

Para la elaboración de este análisis es necesario el rastreo de los costos asociados a cada una de las medidas como lo son los costos de inversión, mantención, etc. También es necesario identificar quienes serán los beneficiados monetariamente dado la disminución de efectos nocivos para la salud. Se sugiere realizar los siguientes supuestos para así poder realizar el análisis:

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

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

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

13.2.7.1 Costos de tratamientos médicos

Esta componente del valor se aplica sólo a los efectos en morbilidad y siempre que se cuente con la información necesaria. Los gastos médicos se distribuyen entre los distintos agentes de acuerdo al sistema de previsión al cual pertenece la persona afectada. Así, al Estado corresponden los gastos asociados a FONASA, al sector privado los gastos asociados al sistema ISAPRE y a la población en general se le asignan los gastos de particulares y otros. Es preciso mencionar que para cada efecto se considera que el valor correspondiente a costos médicos es

el mismo para cada agente, la diferencia radica en el número de efectos estimados para cada uno de ellos. Por simplicidad en los cálculos, se asume que el sistema de previsión del afectado cubre en un 100% los gastos médicos.

13.2.7.2 Días de pérdida de trabajo

La asignación de valores para la componente de productividad perdida requiere de un mayor análisis, y se debe considerar sólo a aquella proporción de la población afectada que se encuentra laboralmente ocupada.

El costo por ausentismo laboral a causa de los efectos considerados se le asigna al Estado y al sector privado considerando las instituciones a quienes corresponde el pago de subsidios producto de las licencias médicas involucradas. De este modo, al sector privado se le asignan los valores asociados al pago de subsidios por parte de las ISAPRE, mientras que al Estado se le asigna el pago de subsidios—por medio de la Comisión de Medicina Preventiva e Invalidez que corresponda— a las personas que pertenecen a FONASA.

Para establecer las proporciones de los costos por ausentismo laboral se recomienda revisar la normativa laboral vigente, donde se expresa el método de pago según las características de la ausencia.

Como ejemplo, se presenta la siguiente tabla elaborada por DICTUC (2001), ésta muestra el criterio utilizado para la distribución de beneficios según la variable “días perdidos de trabajo”.

Tabla 13-5 Ejemplo - Criterios de asignación de las perdidas en productividad a los diferentes agentes

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

Fuente: DICTUC (2001)

13.2.7.3 Días de Actividad Restringida

En aquellos casos en que el afectado es un niño que está al cuidado de una persona adulta ocupada, la productividad perdida por esta persona se valora en un monto correspondiente a un día de actividad restringida. Esta pérdida de productividad recae enteramente en el

empleador (Estado, sector privado, población). Los días de actividad restringida menor (disutilidad) los pierde la población en general.

13.2.8 Casos

13.2.8.1 Caso 1

KAS Ingeniería y GeoAire (2009) estimaron los beneficios de aplicar una norma de emisión para termoeléctricas. La evaluación se realizó al comparar el escenario *Business as Usual* (BAU), o escenario base, con los escenarios de norma propuestos. La reducción de emisiones se extrae de esta comparación. Una reducción en emisiones trae consigo a una reducción en las concentraciones de los contaminantes ambientales, lo que a su vez se traduce en una posible mejora en la salud de las personas. Para valorizar los efectos en la Salud KAS Ingeniería y GeoAire (2009) utilizaron la metodología de la USEPA denominada *Regulatory Impact Analysis (RIA)*³².

Para la estimación de beneficios en salud se utilizó el método de la función de daño, con lo que los pasos realizados se pueden resumir de la siguiente forma:

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

Los contaminantes y efectos en la salud que se consideraron para la valorización se resumen en la siguiente tabla:

³² Guidelines for performing Regulatory Impact Analysis. USEPA 1991

Tabla 13-6 Efectos en salud KAS

| Contaminante | Efecto evaluado |
|-----------------|--|
| MP10 | Mortalidad cardiorespiratoria Admisiones hospitalarias por causas cardiovasculares y respiratorias Ausentismo laboral Ausentismo escolar |
| MP2.5 | Mortalidad cardiorespiratoria Admisiones hospitalarias por causas cardiovasculares y respiratorias Bronquitis crónicas Ausentismo laboral Ausentismo escolar |
| SO ₂ | Mortalidad cardiorespiratoria Admisiones hospitalarias por causas cardiovasculares y respiratorias |
| NO ₂ | Admisiones hospitalarias por causas cardiovasculares y respiratorias |

Fuente: KAS Ingeniería y GeoAire (2009)

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

Ecuación 13-13 Efectos en exceso KAS

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

Donde,

ΔE_{δ} : Número de efectos tipo δ evitados.

N_c : Número de celdas del área de estudio.

β_{δ} : Coeficiente de concentración-respuesta para el efecto δ .

Eo_{δ} : Tasa de admisión hospitalaria por enfermedad δ .

ΔC : Delta concentración obtenido por el modelo de dispersión.

Pop_i : Población en celda i obtenido.

Además de los beneficios en salud se cuantificaron los beneficios en recursos naturales. Esto consideró la deposición de contaminantes en exceso por parte del escenario base. Cabe mencionar que solo fue una cuantificación, por lo que no fue incluido en los beneficios finales de la evaluación económica.

13.3 Cálculo de Beneficios en Agricultura

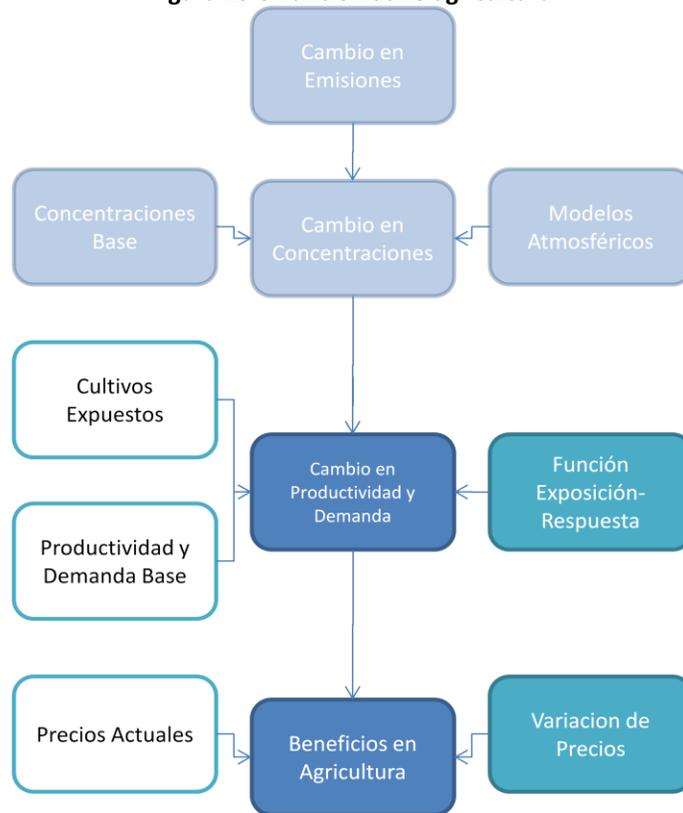
La agricultura es una actividad que está estrechamente vinculada con la calidad del ambiente, la contaminación atmosférica ha demostrado tener la capacidad de alterar las condiciones de esta actividad, de manera de dañar la productividad de los cultivos y la calidad de las cosechas (Spash 1997, Bell & Treshow 2002). Existen varios contaminantes identificados con la capacidad de generar pérdidas económicas a través de impactos en la productividad de las siembras, así como también, dañando físicamente las cosechas haciéndolas menos atractivas para los consumidores. Desde este punto de vista la contaminación atmosférica impacta tanto en la oferta de productos agrícolas (disminución de la productividad) como también en la demanda (baja atracción debido a daños físicos) por parte de los consumidores.

Agricultura

- Estimar los cultivos expuestos
- Obtener la producción base
- Estimar del cambio en rendimiento en cultivos
- Obtener precios comerciales de los cultivos afectados
- Estimar el valor social del cambio en rendimiento
- Agregar los beneficios
- Identificar la distribución de beneficios en los diferentes actores sociales

El primer paso para calcular los beneficios en agricultura consiste en identificar los efectos nocivos en los cultivos a causa de la contaminación atmosférica. Luego se debe relacionar el o los contaminantes responsables de cada efecto negativo para así estimar los beneficios a causa de mejorar la calidad del aire. Para llevar a cabo estos pasos, se sigue el método de la función de daño que fue explicado en la Sección 6.

Figura 13-5 Función daño agricultura



Fuente: Elaboración propia

El método de la función daño para agricultura comprende una secuencia de modelos interrelacionados. En primer lugar se dispone de un modelo que estima los cambios en emisiones producto de cambios en el nivel de actividad de las fuentes o factores de emisión o ambos, luego un modelo que estima el cambio en concentraciones ambientales resultante de los cambios en emisiones, luego un modelo que vincula los cambios en concentraciones de contaminantes con los cambios en la incidencia de efectos dañinos para la agricultura, tanto en la producción como en la demanda de productos. Finalmente, se valoriza el cambio en producción y demanda según el precio de los cultivos.

Los primeros pasos de la función daño ya fueron descritos en las secciones previas. El cambio de emisiones corresponde al impacto estimado por parte de las medidas de mitigación, descrito en la sección 10. Por su parte el cálculo del cambio de concentraciones atribuible a las medias fue descrito en la sección 12.

13.3.1 Identificación

Según Spash (1997) dentro de los contaminantes de impacto más significativo en la agricultura se identifica a los siguientes: O_3 , SO_2 , NO_x y el CO_2 .

El ozono tiene la capacidad de disminuir el rendimiento tanto como de dañar la apariencia de los cultivos. El daño visible genera un impacto en la demanda de los productos agrícolas a causa de un efecto negativo en los consumidores generando una pérdida social como se puede observar en la Figura 13-8. Si bien existe conciencia de este efecto, es de gran complejidad cuantificarlo. Además, al disminuirse el rendimiento de los cultivos también se genera una pérdida social como se aprecia en la Figura 13-7.

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

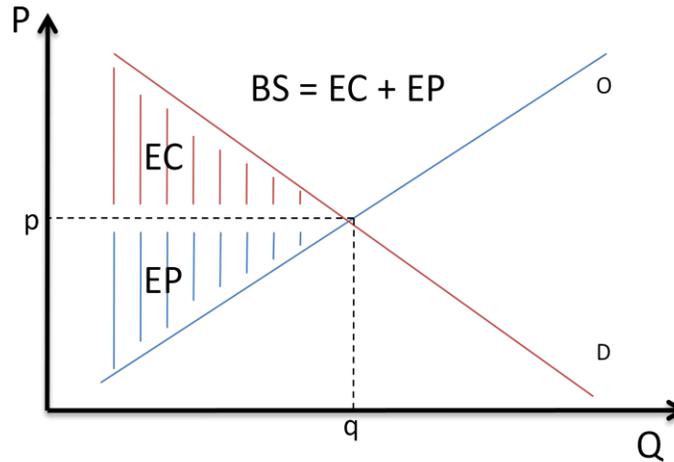
Se sugiere hacer referencia a las investigaciones realizadas en Estados Unidos por parte de la National Crop Loss Assessment Network (NCLAN) (Heck, Taylor et al. 1982) quienes han sido precursores en la evaluación de impactos a causa de variaciones en las concentraciones de contaminantes.

13.3.1.1 Descripción Económica de Efectos

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

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

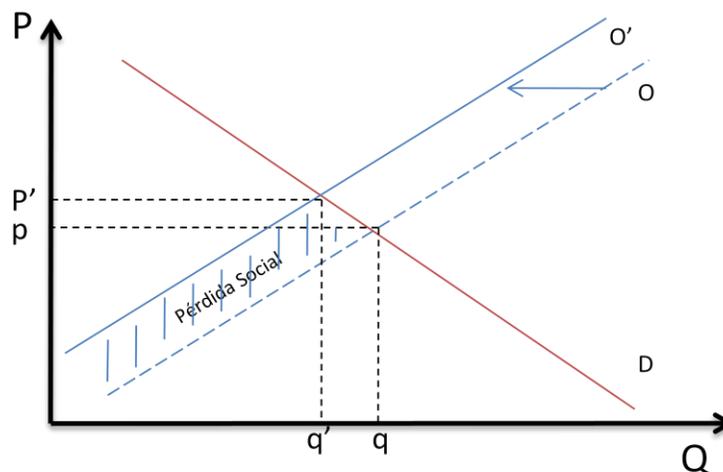
Figura 13-6 Beneficio social



Fuente: Elaboración propia

Una disminución en los rendimientos de los cultivos tendría un efecto en la oferta de productos. Como se puede observar en la Figura 13-7, suponiendo equilibrio económico en los cultivos afectados, la baja de rendimiento causaría un desplazamiento hacia la izquierda en la curva de oferta produciendo así un alza en los precios y consecuentemente una pérdida social.

Figura 13-7 Efecto de reducción en rendimiento de cultivos

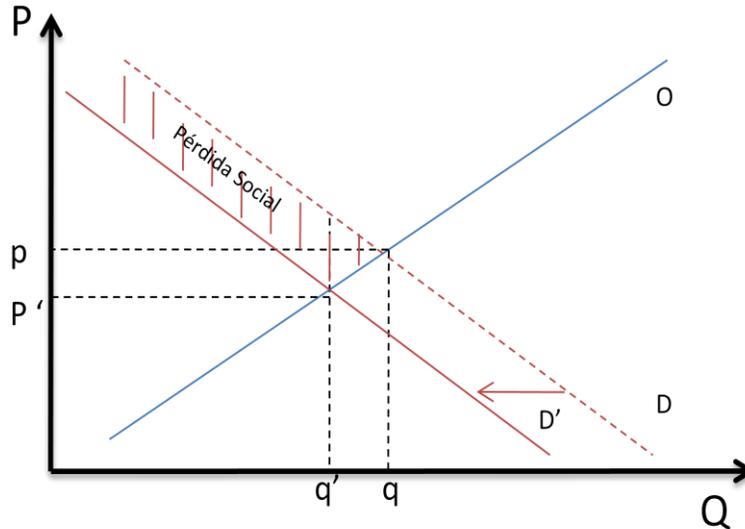


Fuente: Elaboración propia

El daño en la calidad de los productos produce un efecto en la demanda de productos. Al presentar daños tanto frutas, como vegetales, pierden atractivo frente a los consumidores lo que modifica sus comportamientos. En la Figura 13-8 se puede observar una representación de esta situación, la demanda se desplaza a la izquierda, lo que en este caso produce una baja en

los precios y una pérdida social asociada. En ambos casos tanto el EP como el EC se ven reducidos, lo que explica la pérdida social.

Figura 13-8 Efecto de daño a calidad de productos



Fuente: Elaboración propia

Si bien una correcta evaluación del impacto de contaminantes en la agricultura debería considerar ambos efectos y sus impactos tanto en oferta, demanda y precios, la ausencia de información causa que estos impactos sean modelados con ciertos supuestos los que serán explicados a continuación.

13.3.2 Cuantificación

13.3.2.1 Identificación de Cultivos Expuestos

Previo a estimar los impactos en agricultura primero se deben identificar aquellos cultivos presentes dentro del alcance del análisis susceptibles a cambios en concentraciones de contaminantes. Cada especie puede responder de distinta forma frente a variaciones en las concentraciones de distintos compuestos. Es por esto que se debe catastrar la zona e identificar los cultivos presentes, para luego categorizar aquellos que sufran efectos nocivos por parte de los contaminantes. Para definir la susceptibilidad de los cultivos frente a contaminantes se debe realizar un análisis sobre las funciones exposición-respuesta. Debido a que la investigación relacionada a establecer funciones exposición-respuesta ha tomado lugar en Europa, Norte América y Asia, se han evaluado cultivos relevantes a aquellas regiones. Esto permite que tal vez no existan funciones para cultivos representativos de Chile o la zona de análisis. A causa de esto se recomienda revisar las funciones disponibles y en lo posible estimar los beneficios de

aquellos cultivos que, dada su exposición, brindan un mayor beneficio económico a la región de análisis.

13.3.2.2 Estimación del Cambio en Rendimiento de Cultivos

La presencia de altas concentraciones de contaminantes en el ambiente disminuye el rendimiento de los cultivos (Chameides, Kasibhatla et al. 1994). Esta diferencia en rendimiento se cuantifica calculando el porcentaje de cambio en condiciones de aire limpio y contaminado. Se debe considerar que por lo general la situación base ya presenta rendimientos reducidos.

Los resultados de estudios realizados en Estados Unidos en el año 1984 estiman pérdidas a causa de la disminución en rendimiento de las cosechas de entre 20 a 152 millones de dólares por un aumento de entre 10% a 50% en la acidificación del suelo a causa del SO_2 (Callaway, Darwin et al. 1986) lo que se torna casi marginal al compararlo con las pérdidas de 2.1 billones estimadas a causa de un aumento del 25% de ozono para el mismo año (Adams, Hamilton et al. 1985). Esto sugiere que el contaminante central a evaluar es el O_3 . Sin embargo, la dificultad de modelar la concentración del O_3 es una barrera en la estimación económica de las pérdidas.

13.3.2.3 Funciones Exposición-Respuesta

Las funciones exposición-respuesta o dosis-respuesta en el sector agricultura relacionan las concentraciones de contaminantes con el rendimiento de los cultivos. Existen 3 métodos para determinarlas: Modelos de daño foliar, información de respuesta secundaria y experimentación. Se han realizado evaluaciones económicas de los impactos de contaminantes con estos tres métodos.

Los modelos de daño foliar han sido catalogados como defectuosos ya que calcular los rendimientos de los cultivos en base al daño visible puede ser engañoso (Jacobson 1982). Los modelos de información de respuesta secundaria se basan en obtener la función aplicando técnicas de regresión a estudios de prevalencia. La ventaja de estos estudios es que requieren pocos recursos en comparación con la experimentación, pero los resultados a veces han sido inconsistentes con los experimentos. El último método para determinar funciones es la experimentación en base a invernaderos y cámaras descubiertas. La mayoría de los estudios para determinar funciones de exposición-respuesta han sido realizados bajo el enfoque de experimentación, por lo que el método ha madurado y hoy sus resultados son los más confiables.

Dada la naturaleza del sector agricultura se recomienda el uso de estudios locales para la determinación de funciones exposición-respuesta, esto debido a que los cultivos y sus reacciones a los contaminantes están determinados tanto por la genética como por su relación con el suelo, creando una relación local poco replicable. Aun así existe la posibilidad de extrapolar resultados obtenidos internacionalmente pero el grado de incertidumbre aumenta

(Spash 1997). Por ejemplo, Emberson et al (2009) estimó las pérdidas de rendimiento de cultivos en Asia mediante funciones DR elaboradas en Norte América, para luego compararlas con las perdidas obtenidas con funciones DR generadas localmente. Los resultados arrojaron una diferencia de hasta 40% en las perdidas de rendimiento, donde las funciones Norte Americanas subestimaron la susceptibilidad de los cultivos Asiáticos.

Es importante que al realizar las extrapolaciones de las funciones se utilicen para las mismas especies que fueron diseñadas. Existe el caso de un estudio por parte de la OECD que utilizó una única función de exposición-respuesta para muchas especies cuando esta estaba diseñada exclusivamente para el césped ingles. Los resultados del ACB generaron críticas mayores entre los expertos (Linzon 1984, Spash 1997).

En la década de los 80 se llevaron a cabo la mayoría de los estudios de experimentación con el objetivo de determinar estas funciones para el ozono y la acidificación de suelos (SO_2). Los estudios fueron por parte de National Crop Loss Assessment Network (NCLAN) y sus resultados son utilizados hoy en día por la USEPA. Paralelamente en Europa se desarrollaron estudios por parte de la European Open Top Chamber Programme (EOTCP) en los cuales se determinaron distintas funciones exposición-respuesta a las obtenidas por NCLAN, principalmente debido a la utilización de distintos umbrales para la concentración de ozono.

El cálculo de efectos en el rendimiento de cultivos a causa de contaminantes atmosféricos presenta un grado considerable de inmadurez en relación a los cálculos en salud.

13.3.2.4 Disminución en Rendimiento a Causa del Ozono Troposférico

La respuesta de los cultivos al ozono varía según la especie y las variedades dentro de la especie lo que dificulta la cuantificación de las pérdidas de rendimiento y por ende las pérdidas económicas. Además, los efectos del ozono sobre la planta difieren según la hora del día dado que las plantas inhalan el ozono a través de las estomas (Holdgate 1979). Durante la noche las plantas reducen la apertura de las estomas por lo que el impacto del contaminante sobre la planta disminuye drásticamente. Existen otras variables que también determinan la apertura de las estomas que pueden aumentar la incertidumbre en la cuantificación de daños en la agricultura, como por ejemplo la temperatura y la humedad (Medeiros & Moskowitz 1983).

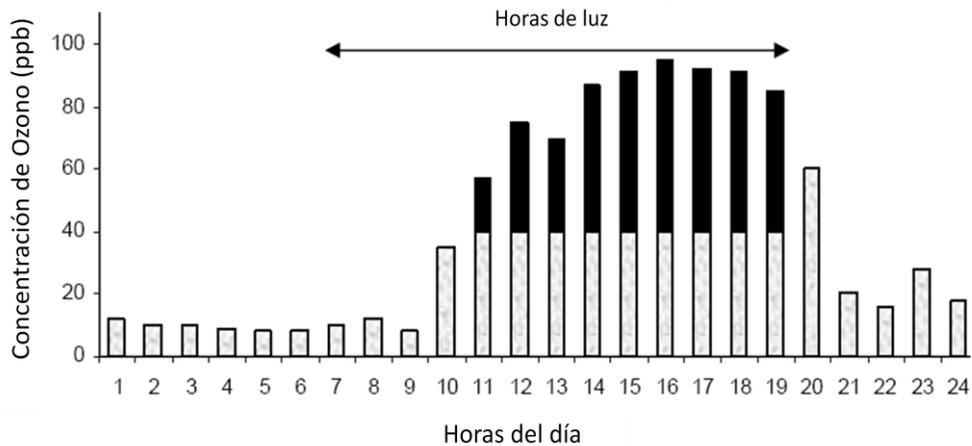
Dada las variaciones en la respuesta de los cultivos a causa de factores temporales, la USEPA y UNECE LRTRAP³³ sugieren utilizar índices de concentración basado en promedios horarios de concentración. Las funciones dosis-respuestas elaboradas por estas dos instituciones se definen según distintos índices. Debido a esto se recomienda utilizar las funciones generadas por Mills

³³ Por sus siglas en inglés, United Nations Economic Commission for Europe Convention on Long-range Transboundary Air Pollution.

(2007) quien recopiló variadas funciones, considerando 19 cultivos, y las estandarizó bajo un mismo índice. El índice utilizado corresponde al AOT40 y está recomendado por UNECE LRTRAP.

AOT40 (en ppm h) corresponde a la concentración acumulada sobre el umbral de las 40 ppb. Se calcula como la suma de las diferencias entre el promedio horario de concentración y las 40 ppb, solo en las horas de luz en los meses de crecimiento del cultivo. En la Figura 13-9 se muestra como ejemplo los datos que deben considerarse en el cálculo del AOT40 para un día.

Figura 13-9 AOT para un día



Fuente: Umwelt Bundes Amt (2004)

Las barras negras representan los valores que deben ser sumados para cada día y para cada mes en la temporada de crecimiento de los cultivos. Como se aprecia, solo se consideran aquellos niveles que están por sobre las 40 ppb en las horas de luz, si bien a las 20:00 se registro una concentración mayor a 40 ppb esta no debe considerarse en la construcción del AOT40 ya que no está dentro del horario de luz. Para una descripción detallada del cálculo se sugiere revisar Umwelt Bundes Amt (2004). Cabe mencionar que Mills consideró un periodo de crecimiento de 3 meses para los cultivos. Si bien el cálculo del índice considera la suma de concentraciones en ppb, las funciones de dosis respuesta elaboradas por Mills requieren la transformación a ppm.

Las funciones exposición-respuesta tienen la siguiente forma:

Ecuación 13-14 Función exposición-respuesta

$$Y = -a * AOT40 + b$$

Donde a y c corresponden a parámetros únicos de cada especie, Y representa el rendimiento relativo de producción del cultivo, expresado como un valor decimal. Este rendimiento es relativo a condiciones de un AOT40 igual a cero.

Para cuantificar los beneficios económicos a causa de un aumento de rendimiento de las cosechas primero se debe calcular el rendimiento perdido presente en la línea base de concentraciones. Mediante la siguiente ecuación podremos conseguir la producción teórica relativa a condiciones de aire limpio.

Ecuación 13-15 Porcentaje de cambio en rendimiento

$$Pr_{teorica} = \frac{Pr_{base}}{Y_{base}}$$

Donde $Pr_{teorica}$ corresponde a la producción, en toneladas, que resultarían de un rendimiento en condiciones de aire limpio (AOT40 igual a cero). Pr_{base} corresponde a la producción base utilizada para estimar los beneficios, este dato debiera estar basado en las producciones reales de la región de análisis, una posible fuente para estos datos es el censo agropecuario del año 2007. Y_{base} corresponde al rendimiento del cultivo en la situación base, para obtener este rendimiento es necesario estimar el AOT40 del escenario base y utilizar la función dosis-respuesta correspondiente al cultivo a evaluar. Luego, para calcular la producción en el escenario con medida se debe estimar el rendimiento de los cultivos en base al índice AOT40 resultante de las reducciones de contaminación. La Ecuación 13-16 presenta la producción con medida.

Ecuación 13-16 Producción con medida

$$Pr_{medida} = Pr_{teorica} * Y_{medida}$$

Donde Pr_{medida} corresponde a la producción resultante de aplicar las medidas de descontaminación e Y_{medida} es el rendimiento de los cultivos bajo la calidad del aire resultante de las medidas.

El cambio en producción estará dado por la diferencia entre la producción base y la producción con medida, valorizando esta diferencia se obtendrían los beneficios en agricultura, esto se realizará en la sección 13.3.3.

Ecuación 13-17 Beneficio en producción ozono

$$\Delta Pr = Pr_{medida} - Pr_{base}$$

Donde ΔPr corresponde al cambio en producción (toneladas) debido a las medida a evaluar.

13.3.2.5 Disminución en Rendimiento a Causa de la Acidificación de Suelo

La acidificación del suelo impacta el consumo de nutrientes de las plantas. Esto puede tener tanto efectos positivos como negativos. Si el suelo naturalmente contiene concentraciones de SO₂ bajo un cierto umbral, dependiente de la especie, el crecimiento se puede ver beneficiado. Sin embargo, si las concentraciones sobrepasan el umbral, el rendimiento de las cosechas se puede ver reducido (Friedrich, Bachmann et al. 2004).

Dado que los impactos del ozono son sustancialmente mayores a los causados por la acidificación del suelo, la evaluación económica en torno al impacto del SO₂ ha perdido interés en la investigación científica. A causa de esto, la elaboración de funciones dosis-respuesta ha sido limitada. Se sugiere utilizar los resultados obtenidos por Baker (1986) para la respuesta de la cebada frente a concentraciones ambientales de SO₂. Si bien estos resultados han sido extrapolados a distintos cultivos, la literatura sugiere explícitamente no hacerlo. La Ecuación 13-18 representa lo obtenido por Baker.

Ecuación 13-18 Cambio en rendimiento a causa de acidificación

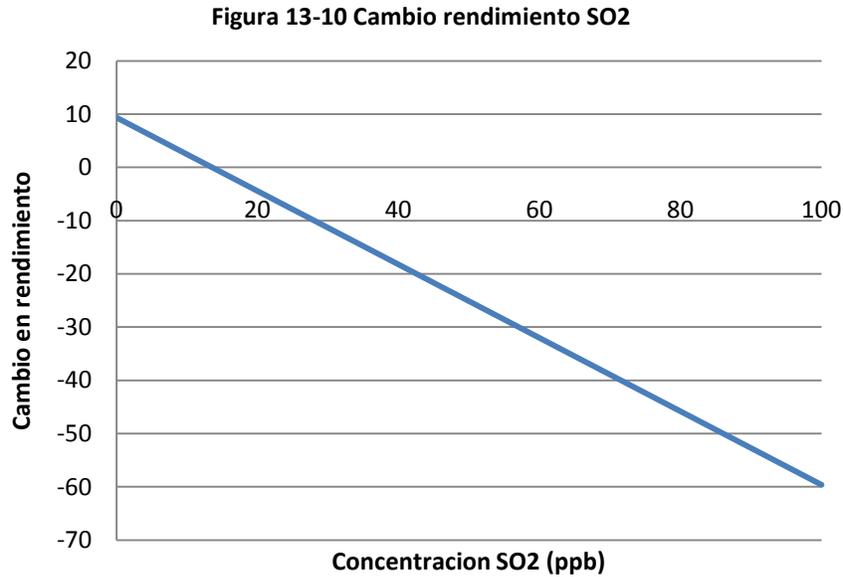
$$Y = -0,69 * [SO_2] + 9,35$$

Donde:

Y: Disminución de rendimiento relativo

[SO₂]: Concentración atmosférica de SO₂ en ppb

En la Figura 13-10 se expone el comportamiento del rendimiento a medida que aumenta la concentración de SO₂ en ppb.



Fuente: Elaboración propia a partir de Baker (1986)

Con la función dosis-respuesta se procede a calcular el rendimiento esperado gracias a la mitigación de emisiones de SO₂. Para estimar el aumento en producción gracias a la medida en evaluación se sugiere la siguiente fórmula:

Ecuación 13-19 Cambio en producción SO2

$$\Delta Pr = Pr_{medida} - Pr_{base}$$

La producción en escenario con medida está definida por:

Ecuación 13-20 Producción en escenario con medida

$$Pr_{medida} = \left(\frac{1 + \frac{Y_{medida}}{100}}{1 + \frac{Y_{base}}{100}} \right) * Pr_{base}$$

Donde:

ΔPr : Cambio en producción de un cultivo en toneladas.

Y_{medida} : Disminución en rendimiento bajo la concentración resultante de aplicar la medida de reducción.

Y_{base} : Disminución en rendimiento bajo la concentración del escenario base.

Pr_{base} : Producción anual de cultivo en situación base (datos disponibles en censo agropecuario 2007).

Pr_{medida} : Producción anual de cultivo en el escenario con medida.

13.3.3 Valorización

La revisión bibliográfica sugiere que existen 4 métodos para la valorización de beneficios en la agricultura a causa de la reducción en contaminantes atmosféricos.

Los métodos más complejos (programación cuadrática, econométricos y duales) contemplan los impactos del aumento en producción en las funciones de oferta de los cultivos, variaciones que cuentan con la capacidad de modificar el precio. Por otro lado se tiene método tradicional de valorización que consiste en estimar los cambios en producción y multiplicarlo por el precio de mercado del cultivo, obteniendo así el beneficio de los productores. Dada la disponibilidad de información en nuestro país y la metodología utilizada por la USEPA, en esta Guía Metodológica se propone el uso del método tradicional de valoración. Para estimar los beneficios en agricultura atribuibles a cada una de las medidas se debe multiplicar el precio de mercado actual de cada uno de los cultivos por el cambio en la producción calculado en la sección anterior. El método para estimar todos los beneficios en agricultura dada una reducción en las concentraciones de ozono y SO_2 es el siguiente:

Ecuación 13-21 Beneficio social agricultura

$$BSA = \sum_i \sum_j \Delta Pr_{i,j} * P_j$$

Donde:

BSA: Beneficio social total en agricultura gracias a la disminución de concentraciones de ozono y SO_2 .

$\Delta Pr_{i,j}$: Cambio de producción en toneladas del cultivo j bajo el contaminante i.

P_j : Precio del cultivo j.

13.3.4 Distribución de Beneficios en Agricultura

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

En el caso de la agricultura los beneficios van en su mayoría hacia los productores de cultivos (privados), a no ser que existan seguros privados o subsidios del estado que cubran pérdidas

atribuibles a la contaminación atmosférica. Si es que esta es la situación, los beneficios deben ser desagregados según la proporción de ellos que obtenga cada agente involucrado.

13.3.5 Casos

13.3.5.1 Caso 1

Dentro de los estudios realizados en Chile que utilizan un ACB en la elaboración de un AGIES o documento similar, el único que hasta el momento ha estimado los beneficios generados en Agricultura producto de la mejora en la calidad del aire corresponde a Medio Ambiente Gestión and L. A. Cifuentes (2010). Análisis Técnico-Económico de la Aplicación de una Norma de Emisión para Termoeléctricas.

Si bien el estudio reconoce que el contaminante que mayor daño produce es el Ozono, los requerimientos para una modelación de este contaminante secundario no hicieron posible su evaluación. Finalmente solo se estimaron los beneficios debido a una reducción del SO₂, considerando solo el efecto en el aumento en el rendimiento de cultivos. Para esto último el estudio utilizó la metodología propuesta por ExternE. Realizando una revisión de las fuentes utilizadas por el propio ExternE se reveló que la función dosis-respuesta original habría sido elaborada para estimar los cambios en rendimiento de la cebada frente a variaciones en la concentración atmosférica de SO₂. Sin embargo, ExternE extrapola los resultados para estimar beneficio en la Betarraga, Papa y Trigo.

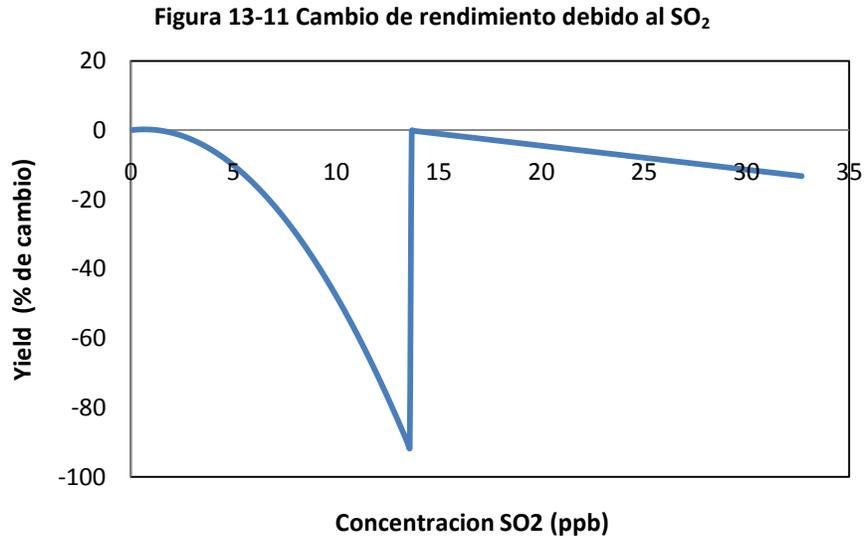
Debido a esto, MG y Cifuentes consideraron los cultivos de Betarraga, Cebada, Papa y Trigo que estaban dentro de un radio de 100 km de alguna termoeléctrica.

La Ecuación 13-22 expresa la función dosis-respuesta utilizada por el estudio.

Ecuación 13-22 Función dosis-respuesta SO₂ MG

$$Y = 0,74 * [SO_2] - 0,55 * [SO_2]^2$$

$$Y = -0,69 * [SO_2] + 82,31$$



Fuente: MG & Cifuentes (2010)

Para modelar el año base, se utilizaron los datos del Censo Agropecuario 2007, en el cual se detalla la producción anual de todas las especies para todas las comunas del país. Para este estudio se consideró constante la producción anual a lo largo del horizonte de tiempo de análisis.

Es necesario establecer la producción agrícola de las especies afectadas para el caso con proyecto calculada a través del rendimiento o “*yield*” modificado producto de la disminución en la concentración de SO₂ atmosférico. Se utilizó la Ecuación 13-19 para relacionar la producción base con la producción con normativa a través de los rendimientos de producción. Mediante la Ecuación 13-20 se estimó la producción en escenario con medida.

El beneficio se estimó utilizando el precio de mercado (USD/ton) por la cantidad de toneladas de producción extra debido a la disminución en concentraciones. En la Tabla 13-7 se muestran los valores utilizados.

Tabla 13-7 Valor y producción cultivos

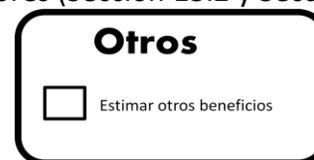
| Especie Afectada | Precio Mercado (USD/ton) | Producción anual 2007 (Miles ton/año) |
|------------------|--------------------------|--|
| Betarraga | 70 | 15177 |
| Cebada | 562 | 806 |
| Papa | 250 | 8235 |
| Trigo | 1696 | 11790 |

Fuente: MG & Cifuentes (2010)

Dado que no se consideraron los daños causados por el Ozono ni tampoco las pérdidas debido a disminución de la calidad de los productos, se generó una subestimación de los beneficios en la agricultura.

13.4 Otros Beneficios

Además de los beneficios sociales explicados en las secciones anteriores (Sección 13.2 y Sección 13.3) existen otros beneficios que han sido cuantificados y valorizados en Chile. Los efectos que también han sido valorizados corresponden a los efectos Visibilidad (disminución de la visibilidad) y Materiales (disminución del daño a los materiales), ambas valorizaciones correspondientes a la Región Metropolitana. A continuación una pequeña descripción de cada uno de ellos.



13.4.1 Visibilidad

La visibilidad tiene que ver con la calidad del aire y con la percepción visual humana, su claridad puede tener un impacto importante en la calidad de vida de las personas. En general, se asocia visibilidad con la distancia a la que podemos distinguir un objeto, pero también está relacionada con la calidad de la luz y percepción de colores. De esta manera en la medida que el aire es menos transparente a la luz visible producto de la contaminación tendremos una menor visibilidad.

La contaminación aérea afecta la visibilidad ya que las partículas extinguen la luz. En particular varios estudios han encontrado una alta correlación entre la concentración de partículas finas y visibilidad, incluyendo en Santiago (Trier et al. 1996). Dado que la capacidad de interferir con la transmisión de la luz depende del tamaño de las partículas y de la longitud de onda de la luz interferida, un buen indicador de cambio en visibilidad es la concentración de PM₂₅.

El efecto que produce en las personas una reducción en la visibilidad puede estar dado tanto por razones estéticas, como disminución o pérdida en vistas panorámicas, hasta

consideraciones más prácticas de confort a la visión. En cualquier caso, si una buena visibilidad genera bienestar en las personas, es posible que éstas tengan una valoración económica positiva de ésta y que por lo tanto estén dispuestas a pagar por ella.

Según el estudio realizado por De la Maza (2007) la disposición a pagar corresponde a US\$645 mil por $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de $\text{PM}_{2,5}$ reducido en la Región Metropolitana.

13.4.2 Materiales

La implementación de un plan de descontaminación reduce los niveles de exposición de los materiales de construcción de la Región Metropolitana frente a contaminantes atmosféricos que pueden alterar las propiedades físicas y/o químicas de los mismos. Este efecto redundaría en una menor periodicidad de lavado o recambio de materiales de construcción, que beneficia a la sociedad al incurrir en un menor costo de mantención de materiales.

El valor utilizado por DICTUC (2008) corresponde a un beneficio marginal de 2.4 millones de dólares por $\mu\text{g}/\text{m}^3$ reducido de PM_{10} en la Región Metropolitana.

14 Análisis Económico

El análisis económico tiene como objetivo presentar los resultados de forma de que estos sean capaces de transmitir los efectos relevantes de realizar medidas de reducción de emisiones.

En esta sección se debe recopilar los resultados obtenidos en los capítulos anteriores y generar los indicadores propuestos.

14.1 Selección de una Tasa de Descuento Adecuada

El proceso de descontar los flujos monetizados apunta a valorizar los costos y beneficios que ocurren en distintos periodos de tiempo en una base comparable. La tasa a la cual se descuentan estos flujos se denomina tasa de descuento y por tanto se refiere al valor en el tiempo de los costos y beneficios desde la perspectiva de la sociedad.

El uso de distintas tasa de descuento puede tener un efecto significativo sobre el valor actual neto (VAN) del proyecto y por tanto en la conveniencia de la norma o política evaluada. Debido a que generalmente las medidas de reducción de emisiones involucran fuertes inversiones iniciales (costos) y beneficios en periodos posteriores a la inversión, la principal consecuencia del proceso de descuento es que reduce la magnitud de los beneficios (Ashford & Caldart 2008). Mientras mayor sea la tasa de descuento la reducción será mayor. En el contexto del ACB y el apoyo a decisiones sobre políticas públicas, la tasa de descuento puede catalogar a una medida que produzca beneficios a muy largo plazo como poco atractiva.

La Tabla 14-1 ilustra como el valor presente de un peso disminuye a medida que aumenta la tasa de descuento y a medida que los flujos ocurren en periodos más tardíos. Por ejemplo, el valor actual de un peso percibido en 20 años más, descontado a una tasa del 10%, sería de 0.15.

Tabla 14-1 Valores tasa de descuento

| Año t | Tasa de descuento | | | | |
|-------|-------------------|------|------|------|------|
| | 2% | 4% | 6% | 8% | 10% |
| 10 | 0.82 | 0.68 | 0.56 | 0.46 | 0.39 |
| 20 | 0.67 | 0.46 | 0.31 | 0.21 | 0.15 |
| 30 | 0.55 | 0.31 | 0.17 | 0.12 | 0.06 |
| 40 | 0.45 | 0.21 | 0.10 | 0.05 | 0.02 |
| 50 | 0.37 | 0.14 | 0.05 | 0.02 | 0.01 |
| 100 | 0.14 | 0.02 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |

Fuente: Asford & Caldart (2008)

Análisis

- Agregar el beneficio social
- Agregar los costos
- Calcular los indicadores de rentabilidad social
- Identificar ganadores y perdedores

Existen dos razones fundamentales del porqué se utilizan tasas de descuento positivas. Las tasas de descuento positivas producen que un peso percibido en el presente valga más que uno percibido en el futuro. La primera razón es la productividad de capital. Un peso hoy puede ser invertido para ganar intereses a medida que transcurre el tiempo, la ganancia producida a través de los intereses refleja la productividad de capital. Por lo tanto un peso en el futuro vale menos que uno en el presente debido a que el peso del futuro no tiene la posibilidad de acumular intereses. La segunda razón está relacionada con las preferencias de la gente, quienes por lo general prefieren recibir un peso hoy que un peso mañana. Esta preferencia temporal generalmente es caracterizada por la impaciencia, sin embargo, también refleja la incertidumbre relacionada con la posibilidad de que un individuo pueda disfrutar de un peso recibido en el futuro, ya sea por su muerte u otra razón.

Qué tasa de descuento utilizar en una evaluación ha sido tema de discusión por décadas. Sin embargo, aparentemente existe consenso en las variables que debieran afectar en la decisión de que tasa utilizar (Ashford & Caldart 2008), así como en que los impactos futuros deben ser descontados a la tasa social de descuento, en aquellos casos en que se está evaluando una política de gobierno. Hay, sin embargo, menos acuerdo acerca de cuál debiera ser el valor de esta tasa. No existe una tasa de descuento óptima para la evaluación social de proyectos. La tasa de descuento apropiada depende de una variedad de factores, como por ejemplo: la procedencia del financiamiento para la inversión, el riesgo involucrado en la inversión, y la naturaleza y duración de los costos y beneficios.

En Canadá, las actuales directrices provisionales de la “Treasury Board of Canada Secretariat”³⁴, recomiendan una tasa de descuento del 8%, con un análisis de sensibilidad considerando una tasa de descuento de 3% y 10%. Esta tasa de descuento está definida de acuerdo al método de costo de oportunidad social del capital ponderado “*weighted social opportunity cost of capital (WSOC)*”. A pesar de esta recomendación, en aquellos casos donde el consumo de los consumidores está involucrado y los recursos que implican costos de oportunidad son nulos o mínimos (como la salud humana y ciertos bienes y servicios ambientales), se ha considerado una tasa social del 3% (Treasury Board of Canada Secretariat 2007).

Actualmente Canadá se encuentra en un proceso de actualización y discusión de las temáticas asociadas a la regulación. Estableció un Centro experto en reglamentación que durante 5 años (hasta el 2013) prestará ayuda a las diferentes entidades gubernamentales a adaptarse al nuevo enfoque que tendrá la regulación, que tiene como requisito clave la evaluación de las opciones maximizando los beneficios netos para la sociedad en su conjunto. Adicionalmente, se desarrolló una iniciativa de investigación “*Policy Research Initiative*” con el objetivo de generar antecedentes para el desarrollo de políticas y de promover la investigación sobre nuevas

³⁴ Secretaría de gobierno encargada de asesorar sobre políticas, directivas y propuestas de programas de gastos con respecto a la gestión de los recursos del gobierno. La Secretaría también es la encargada de la contraloría del gobierno.

temáticas, convirtiéndose en un puente entre la comunidad de investigación dentro y fuera del gobierno y la comunidad que desarrolla las políticas dentro del gobierno.

Es a partir de esta iniciativa que la comunidad de investigación ha sugerido que la tasa social que debiera usarse en Canadá debe variar entre un 2 y un 5% para los proyectos intrageneracionales, es decir aquellos proyectos que afectan a las generaciones presentes y entre un 1.5% y un 3.5% para los proyectos con impacto intergeneracional, es decir, con impacto a las futuras generaciones (Boardman, Moore et al. 2008)

En Chile, el MIDEPLAN sugiere una tasa de descuento social de 6% para la evaluación de proyectos a partir del año 2011. No obstante, debido a lo expuesto en los párrafos anteriores se sugiere realizar un análisis de sensibilidad que permita afrontar la incertidumbre relacionada con la tasa de descuento y que evalúe al menos dos escenarios: uno que considere una tasa social menor a la sugerida y otro que considere una tasa mayor.

14.2 Agregación de Beneficio y Costo Social

La agregación de beneficio social neto consiste de sumar aquellos beneficios y costos percibidos en salud y agricultura debido a mejoras en la calidad del aire. Para poder comparar los beneficios y costos de las distintas medidas de mitigación presentes en el análisis se deben agregar los beneficios sociales netos que cada una de ellas logra tanto en salud como agricultura. De esta manera el beneficio social neto de una medida de mitigación sería:

Ecuación 14-1 Agregación beneficio social

$$BSN_i = \sum BSNE_{ij}$$

Donde,

BSN_j : Beneficio social neto agregado (incluyendo todos los beneficios analizados) dada una mejora de calidad atribuible a una medida de mitigación j .

$BSNE_{ij}$: Beneficio social neto en el tipo de efecto i dada una mejora de calidad del aire atribuible a una medida de mitigación j .

Finalmente se deben calcular los beneficios de cada una de las medidas, reformas o programas que forman parte del análisis para luego proceder al análisis de impacto económico y social.

14.3 Análisis de Impactos Económicos

Una vez de que los análisis técnicos estén listos y los costos y beneficios asociados a cada uno de los escenarios a causa de las medidas de mitigación estén calculados, el paso siguiente consiste en analizar los resultados económicos (costos y beneficios) de las medidas de reducción de emisiones. Para facilitar a los tomadores de decisión la comprensión del análisis se

recomienda presentar los resultados bajo distintos criterios y métricas. De esta manera se puede priorizar las medidas más convenientes desde distintos puntos de vista.

A continuación se recomiendan indicadores económicos y métricas que pueden proveer a los usuarios del AGIES mayor comprensión acerca del impacto de las medidas.

14.3.1 Indicadores Económicos y Métricas

Los indicadores económicos se basan en los resultados obtenidos en los pasos previos de análisis y su utilidad está en presentar la información desde distintas perspectivas clasificando las distintas normas o medidas de mitigación. El uso de distintos indicadores es beneficioso para el usuario final del AGIES ya que respalda decisiones restringidas por distintas razones. Así cada indicador compara las medidas bajo un criterio distinto agregando valor a los resultados del análisis general.

Sea:

Costo [USD]: Costo total de implementar medidas

Beneficio [USD]: Beneficio social a causa de reducciones

Beneficio Anual [USD]: Beneficio social anualizado

Reducción [ton] ó [ug]: Reducción en emisiones o concentración

t: periodo en que se produce el flujo de beneficios

14.3.1.1 Costo-efectividad

El indicador de Costo Efectividad se refiere al costo de lograr una reducción unitaria de emisiones o de concentraciones de un contaminante: \$/(ton reducida) o \$/(ug/m3 reducido). Este es un indicador parcial, que considera solo el costo, pero no el beneficio total resultante de las reducciones, por lo que su aplicación es más limitada. Incluso, cuando una medida reduce muchos contaminantes a la vez, no existe un método infalible para la asignación de los costos a cada una de las reducciones.

Ecuación 14-2 Costo-efectividad concentraciones

$$\text{CostoEfectividad} = \text{Costo} / \text{Reduccion} \left[\frac{\text{USD}}{\text{ug}} \right]$$

ó

Ecuación 14-3 Costo-efectividad emisiones

$$\text{CostoEfectividad} = \text{Costo} / \text{Reduccion} \left[\frac{\text{USD}}{\text{ton}} \right]$$

14.3.1.2 Razón Beneficio/Costo

El indicador Beneficio sobre Costo (B/C) indica la relación existente entre beneficios y costos. Si este arroja un valor superior a 1, se trata de un proyecto de rentabilidad social positiva. Mientras mayor sea la razón, la medida es más rentable socialmente.

Ecuación 14-4 Razón beneficio-costo

$$B / C = \frac{\text{Beneficio}}{\text{Costo}}$$

14.3.1.3 Beneficio Social Neto

El beneficio social neto (BSN) de un proyecto de mitigación considera todos los flujos futuros monetarios causados por la realización del proyecto. Los flujos negativos serán a causa de todos los costos sociales asociados, por su parte, los positivos serán a causa del beneficio social en salud, agricultura y otros, generados debido la mejora en la calidad del aire. Los flujos deberán descontarse según la tasa correspondiente a cada flujo. Tras realizar el cómputo un saldo positivo representa una rentabilidad social positiva. El VAN (en nuestro caso llamado BSN) es reconocido como el mejor indicador desde un punto de vista teórico; Layard y Glaister (1994) proveen una serie de argumentos microeconómicos para preferir el VAN por sobre la tasa interna de retorno (TIR) y la tasa de retorno del primer año.

Ecuación 14-5 Beneficio social neto

$$BSN = \sum \frac{\text{Beneficio Neto Anual}}{(1 + r)^t} [USD]$$

Donde,

BSN: Beneficio Social Neto

r: Tasa de descuento seleccionada para el desarrollo del AGIES a la cual se descuentan los flujos

14.3.2 Análisis de Flujos a distintas Tasas de Descuento

En un proyecto social, en específico en la elaboración de un AGIES, el MIDEPLAN recomienda la utilización de la tasa de descuento social proporcionada por esta entidad. Sin embargo, existen situaciones en que interesa utilizar una tasa de descuento privada, debido a que muchas inversiones y gastos efectivamente las hacen las entidades privadas. Debido a este último factor y a la relevancia que posee la tasa de descuento utilizada en los resultados obtenidos es que se recomienda realizar un nuevo análisis de los resultados, recalculando los indicadores económicos expuestos en la Sección 14.3.1, utilizando una tasa de descuento privada en aquellos flujos que se espera que sean realizados por estas entidades.

14.3.3 Análisis de Sensibilidad

Es crucial realizar un análisis de sensibilidad sobre los resultados obtenidos. De esta forma se puede identificar los impactos de valores inciertos en los resultados. La incertidumbre de las variables debe tratarse de acuerdo a sus características. Según las recomendaciones de la sección 5.3.2 para aquellas variables empíricas se sugiere realizar un análisis de incertidumbre, sin embargo, para los parámetros de valor, parámetros de dominio y variables de decisión el camino a seguir es realizar un análisis de sensibilidad a través de escenarios.

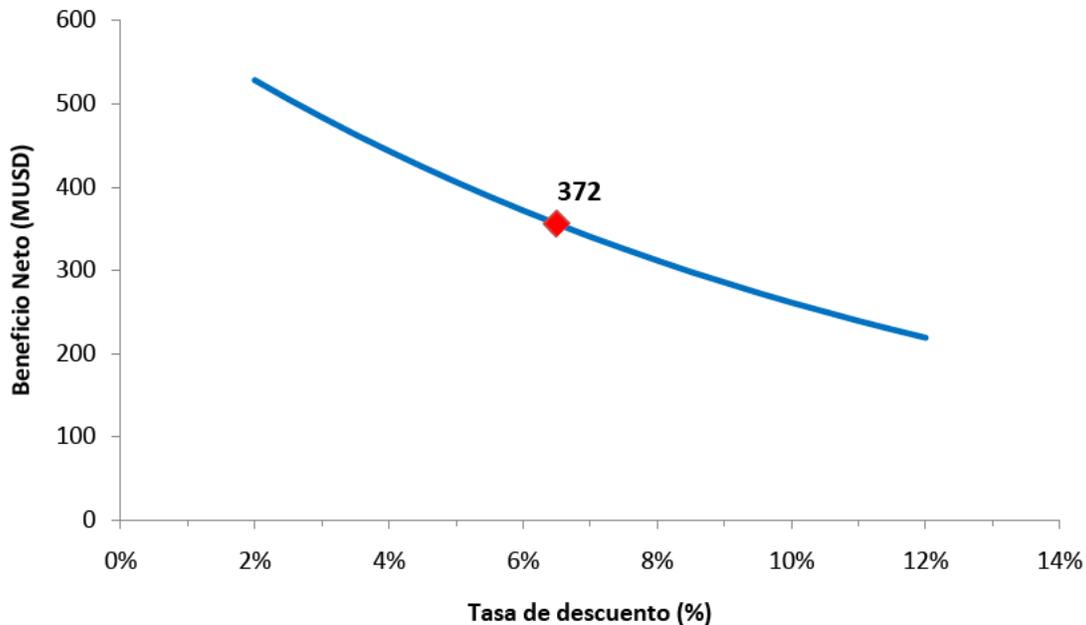
El análisis de sensibilidad consiste en estimar el efecto de cambios en las variables en los resultados (revisar sección 5.3.2.2). Si bien, un modelo de estimación de costos y beneficios puede estar compuesto por muchos parámetros, por lo general solo se realiza análisis de sensibilidad sobre parámetros relevantes. Una manera de identificar cuáles son los parámetros a considerar es realizar una revisión bibliográfica de estudios similares y analizar las experiencias previas. Además el analista deberá usar su criterio durante el cálculo de los resultados para identificar aquellos parámetros relevantes.

Se sugiere, al menos, realizar análisis de sensibilidad en la tasa de descuento, valor de la vida estadística y coeficientes de riesgo relativo para efectos en la salud.

En el contexto del AGIES la tasa de descuento juega un rol importante debido a la composición de los flujos de costos y beneficios. Por lo general, los costos son al inicio del horizonte de tiempo a diferencia de los beneficios que ocurren cerca del final. De esta forma, los beneficios sufren mayores descuentos que los costos. Al ser la tasa de descuento un reflejo de las prioridades y preferencias de la sociedad existe incertidumbre en relación al valor que debería tomar. La sensibilidad aborda un rango de posibilidades para el valor de la tasa y revela el comportamiento de los resultados para ese rango. La identificación de valores críticos que modifiquen significativamente los resultados es un insumo útil para los tomadores de decisión.

A manera de ejemplo, en el estudio realizado sobre la norma de emisión para termoeléctricas (DICTUC & Ambiente Gestión 2010) se realizó un análisis de sensibilidad sobre parámetros clave, identificados por los analistas, y la tasa de descuento. Se consideró la tasa sugerida por MIDEPLAN como valor central (6%) y se evaluó el rango comprendido entre 2% y 12%. Los resultados se exhiben en la Figura 14-1.

Figura 14-1 Sensibilidad tasa de descuento



Fuente: DICTUC & Ambiente y Gestión (2010)

Como se aprecia, los beneficios son sensibles al valor de la tasa de descuento, por un cambio de un punto porcentual en el valor los beneficios varían aproximadamente un 8%.

Si bien el valor de la vida estadística es una variable empírica los distintos resultados obtenidos por los estudios de valorización sugieren que se considere tratar la fuente como un parámetro. Es decir, se recomienda realizar un análisis de sensibilidad considerando distintas fuentes que hayan valorizado la vida estadística. Un procedimiento común es realizar las estimaciones de beneficios con los resultados de valorización obtenidos en EE.UU como también los obtenidos en Santiago por Cifuentes (2000) para identificar el comportamiento de los beneficios en estos casos. Lo mismo se sugiere realizar para los coeficientes de riesgo relativo.

14.3.4 Análisis de Incertidumbre

El marco metodológico de un AGIES, junto con las características de las variables que componen la evaluación, generan resultados inciertos. El trato y representación de la incertidumbre son claves para soportar de forma clara las decisiones que deben realizarse con la ayuda del AGIES.

A diferencia del análisis de sensibilidad, que estima el efecto de cambios en las variables en los resultados, el análisis de incertidumbre trata sobre la incertidumbre inducida por las variables

inciertas en los resultados. Dentro del análisis de incertidumbre se pueden identificar dos enfoques. Uno de ellos trata sobre la propagación de la incertidumbre a través del modelo utilizados para estimar costos y beneficios. El análisis sobre la propagación tiene como objetivo identificar la distribución probabilística del resultado, inducida por los valores utilizados para llegar a él. El segundo enfoque trata sobre realizar una comparación entre las contribuciones, por parte de las variables inciertas que componen las estimaciones, en la incertidumbre del resultado. Este segundo enfoque identifica aquellas variables cuya información adicional brindarían una mayor reducción en la incertidumbre de los resultados (Se sugiere revisar el marco teórico expuesto en la sección 5.3.2 sobre trato de la incertidumbre). Por lo general el enfoque más utilizado consiste en la propagación de la incertidumbre, el cual entrega información relevante para la toma de decisión.

La presentación de intervalos de confianza en los resultados es uno de los métodos más utilizados para exponer los resultados de una propagación de incertidumbre. De esta forma se presenta la incertidumbre resultante en los costos y beneficios a causa de la composición del modelo y sus estimaciones.

La simulación de Monte Carlo es una herramienta ampliamente utilizada, y recomendada, para la construcción de resultados considerando intervalos de confianza (se sugiere revisar el marco teórico sobre la simulación de Monte Carlo expuesta en la sección 5.3.2.5).

Por ejemplo, en DICTUC & Ambiente y Gestión (2010) se realizó una propagación de incertidumbre con lo que se identificó la distribución de probabilidades de los resultados. De esta forma, en la Tabla 14-2 se presentan los resultados obtenidos según un valor nominal (percentil 50) y un rango determinado por un intervalo de confianza del 95% (representado entre paréntesis).

Tabla 14-2 Resultados considerando IC

| Escenario Norma | Beneficio (MUSD) | Costo (MUSD) | Beneficio Neto (MUSD) | Razón B/C |
|-----------------|------------------|--------------------|-----------------------|-----------------|
| SEIA | 570 (380 - 780) | 470 (370 - 570) | 94 (-150 - 370) | 1.2 (1 - 1.4) |
| UE | 620 (420 - 860) | 990 (780 - 1200) | -360 (-730 - 33) | 0.6 (0.5 - 0.7) |
| BM | 460 (320 - 640) | 180 (140 - 220) | 280 (110 - 480) | 2.5 (2.2 - 2.9) |
| Anteproyecto | 690 (470 - 960) | 1400 (1100 - 1600) | -660 (-1100 - -170) | 0.5 (0.4 - 0.6) |
| Propuesta | 500 (340 - 690) | 130 (100 - 150) | 370 (200 - 570) | 3.9 (3.4 - 4.5) |

Fuente: DICTUC & Ambiente y Gestión (2010)

14.4 Casos

14.4.1 Casos

En el estudio realizado por DICTUC (2008). Análisis y Evaluación del Impacto Económico y Social del Plan de Descontaminación de la Región Metropolitana los indicadores económicos utilizados son: costos, beneficio, flujo neto y razón beneficio-costeo.

En la Tabla 14-3 se muestra un ejemplo de los valores presentados para el escenario alto según tipo de fuente.

Tabla 14-3 Resumen indicadores AGIES PPDA

| Fuente | Costos (MUSD) | Beneficios (MUSD) | Ben Neto (MUSD) | Razón B/C |
|--------------|---------------|-------------------|-----------------|-------------|
| Móviles | 360 | 2,400 | 2,000 | 6.7 |
| Fijas | 350 | 3,600 | 3,200 | 10.3 |
| Otras | 310 | 6,800 | 6,500 | 22 |
| Total | 1,000 | 13,000 | 12,000 | 13.0 |

Fuente: DICTUC (2008)

Las medidas de mayor razón costo beneficio en este caso correspondieron a aquellas enfocadas en otras fuentes, y, ya que para este análisis los costos son similares para todas las fuentes, el mayor beneficio neto también lo representan estas medidas. Resulta interesante mostrar los resultados económicos de esta forma para así apreciar el impacto económico y social de las medidas evaluadas.

Además de los indicadores económicos se calculó la distribución de beneficios según tipo, en la Tabla 14-4 se puede apreciar esto.

Tabla 14-4 Distribución beneficios

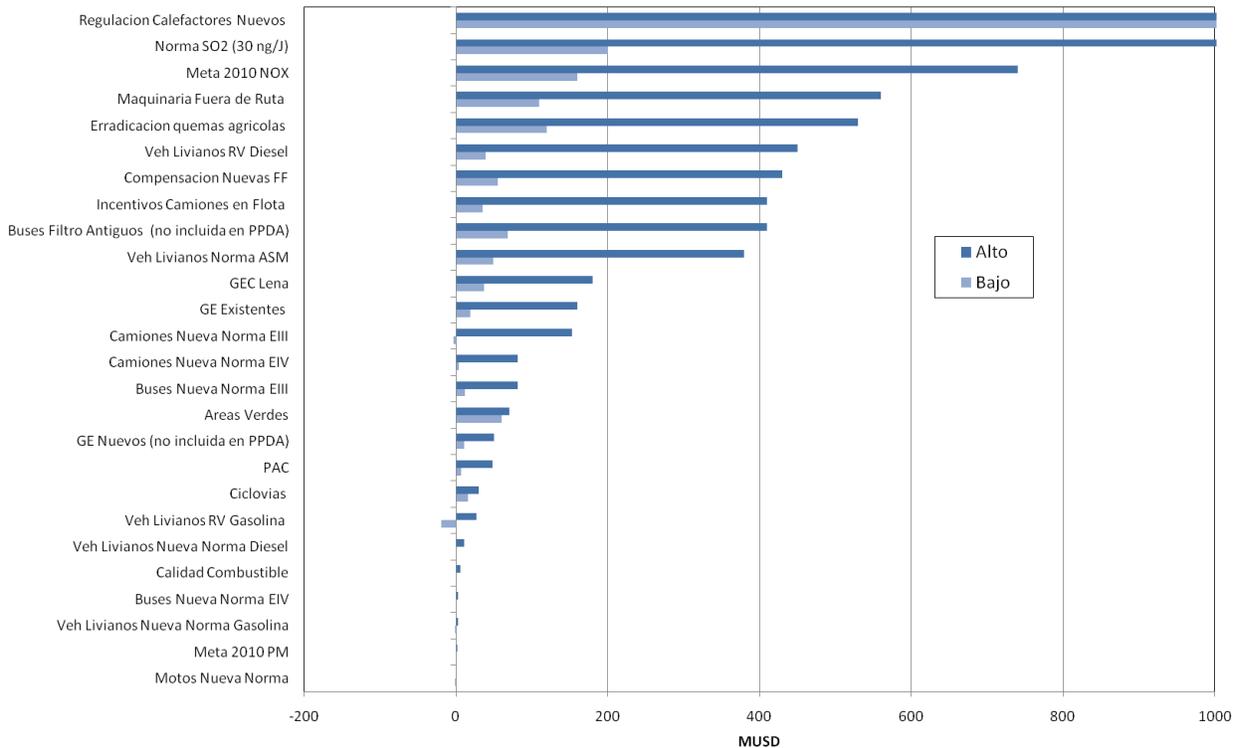
| Fuente | VP Beneficios (MUSD) | | | | |
|----------------------|----------------------|-------------|------------|-----------|-------------|
| | Salud | Visibilidad | Materiales | Otros | Total |
| Móviles | 2,300 | 6 | 21 | 35 | 2,400 |
| Fijas | 3,500 | 9 | 32 | 0 | 3,600 |
| Otras | 6,500 | 16 | 59 | 250 | 6,800 |
| Total | 12,000 | 30 | 110 | 290 | 13,000 |
| Participación | 96% | 0.2% | 1% | 2% | 100% |

Fuente: DICTUC (2008)

Consecuente con el resto de los AGIES realizados en Chile, la mayoría de los beneficios provienen de mejoras en la salud de la población. La disminución de riesgo de muerte es el efecto más valorado, principal responsable de la gran proporción de beneficios resultante en salud.

Es recomendado distribuir los beneficios según las medidas de reducción con el objetivo de identificar aquellas que proveen mayores beneficios para la población. En la Figura 14-2 se puede apreciar esta distribución realizada en el estudio.

Figura 14-2 Beneficios según medida PPDA RM – Escenarios Bajo y Alto



Fuente: DICTUC (2008)

El análisis distributivo realizado por el estudio consideró los costos y beneficios según agente económico y tipo de fuente. En las Tabla 14-5 y Tabla 14-6 se pueden apreciar los resultados obtenidos. Para obtener estas distribuciones fue necesario identificar que agentes serían los que incurrirían en los costos asociados a las medidas y por otro lado que agentes percibirían los beneficios (generalmente como ahorro de costos).

Tabla 14-5 Distribución costos PPDA

| Fuentes | Privados | Estado | Población | Total |
|----------------------|------------|------------|------------|-------------|
| Móviles | 215 | 34 | 113 | 362 |
| Fijas | 323 | 23 | 0 | 347 |
| Otras | 116 | 151 | 43 | 309 |
| Total | 654 | 208 | 156 | 1,017 |
| Participación | 64% | 20% | 15% | 100% |

Fuente: DICTUC (2009)

Tabla 14-6 Distribución beneficios PPDA

| Fuentes | Privados | Estado | Población | Total |
|----------------------|-----------|------------|------------|-------------|
| Móviles | 93 | 281 | 2,022 | 2,397 |
| Fijas | 140 | 421 | 2,972 | 3,533 |
| Otras | 264 | 801 | 5,745 | 6,810 |
| Total | 498 | 1,504 | 10,738 | 12,739 |
| Participación | 4% | 12% | 84% | 100% |

Fuente: DICTUC (2009)

La presentación de este tipo de resultados entregan información relevante acerca de quiénes son los "ganadores y perdedores" de aplicar las medidas de reducción, un insumo básico para quienes deban tomar decisiones con la ayuda del AGIES.

15 Bibliografía

Adams, R. M., S. A. Hamilton, et al. (1985). "Assessment of the economic effects of ozone on US agriculture." Journal Name: J. Air Pollut. Control Assoc.; (United States); Journal Volume: 35: Medium: X; Size: Pages: 938-943.

AIRNET (2005). Air pollution and the risks to human health-Exposure assessment.

Alberini, M., T. F. Cropper, et al. (1997). "Valuing health effects of air pollution in developing countries: The case of Taiwan." J. Environ. Econom. Management 34: 107-126

Andrews, D. (2010). An introduction to atmospheric physics, Cambridge Univ Pr.

Ashford, N. & C. Caldart (2008). Environmental law, policy, and economics: reclaiming the environmental agenda, The MIT Press.

Azqueta Oyarzun, D. (1994). Valoración económica de la calidad ambiental, McGraw-Hill/Interamericana de España, Madrid.

Baker, C., J. Colls, et al. (1986). "Depression of growth and yield in winter barley exposed to sulphur dioxide in the field." New Phytologist 104(2): 233-241.

Bell, J. & M. Treshow (2002). Air pollution and plant life, John Wiley & Sons Inc.

Bell, M. L., M. S. O'Neill, et al. (2005). "International Symposium on Socioeconomic Factors and Air Pollution Health Effects." Environmental Science and Technology accepted.

Boardman, A. E., M. A. Moore, et al. (2008). Social Discount Rates for Canada.

Brey, R. (2009). Valoración económica de externalidades asociadas a proyectos de transporte: Fundamentos y procedimientos.

Callaway, J., R. Darwin, et al. (1986). "Economic valuation of acidic deposition damages: preliminary results from the 1985 NAPAP assessment." Water, Air, & Soil Pollution 31(3): 1019-1034.

Caserinia, S., M. Giuglianoa, et al. (2008). "Traffic emission scenarios in Lombardy region in 1998–2015." Science of The Total Environment 389(2-3): 453–465.

CENMA (2000). Mejoramiento del Inventario de Emisiones de la Región Metropolitana.

Chameides, W., P. Kasibhatla, et al. (1994). "Growth of continental-scale metro-agro-plexes, regional ozone pollution, and world food production." *Science* 264(5155): 74.

Chow, J. & J. Watson (1998). "Guideline on speciated particulate monitoring." Desert Research Institute.

Cifuentes, L. & J. J. Prieto (2000). Valuation of mortality risk reductions at present and at an advanced age: preliminary results from a contingent valuation study. Crete, Greece.

Cifuentes, L., J. Vega, et al. (1999). Daily mortality by cause and socio-economic status in Santiago, Chile. 3rd Colloquium on Particulate Matter and Human Health, Durham, NC, USA.

Cifuentes, L. A., A. J. Krupnick, et al. (2005). Urban Air Quality and Human Health in Latin America and the Caribbean. Washington, D.C., Centro de Economía Aplicada, Universidad de Chile.

Crank, J. (1979). *The mathematics of diffusion*, Oxford University Press, USA.

De la Maza, C. R., Luis I.; Cifuentes, Luis A. (2007). "Disentangling visibility and health effects in the valuation of improves air quality by use of stated choice analysis." *The Oslo Workshop on Valuation Methods in Transport Planning*.

DICTUC (1999). *Propuestas de Diseño de los Instrumentos de Gestión Ambiental Tendientes a Reducir las Emisiones de la Actividad del Transporte y Análisis de sus Impactos Económicos, Sociales y de Efectividad en la Reducción de Emisiones*. Santiago, Chile.

DICTUC (2001). *Generación de Instrumentos de Gestión Ambiental para la Actualización del Plan de Descontaminación Atmosférica para la Región Metropolitana de Santiago al Año 2000. Parte I. Estimación de los Beneficios Sociales de la Reducción de Emisiones y Concentraciones de Contaminantes Atmosféricos en la Región Metropolitana. Parte II. Análisis Económico de Medidas Seleccionadas*. Santiago, P. Universidad Católica de Chile.

DICTUC (2008). *Análisis y Evaluación del Impacto Económico y Social del Plan de Descontaminación de la Región Metropolitana. Informe encargado por CONAMA RM*. Santiago, Chile.

DICTUC (2009a). *Análisis costo beneficio del plan de descontaminación de la región metropolitana*. Santiago, Chile, Informe preparado para CONAMA RM.

DICTUC (2009b). *Análisis Técnico-Económico de la Aplicación de la Revisión de Norma de Emisión para Motores de Buses de Locomoción Colectiva de la Ciudad de Santiago. Informe encargado por CONAMA RM*.

DICTUC (2009c). Análisis Técnico-Económico de la Aplicación de la Revisión de Norma de Emisión para Motores de Buses de Locomoción Colectiva de la Ciudad de Santiago.

DICTUC (2009d). Antecedentes para el Análisis General de Impacto Económico y Social del Anteproyecto de la Norma de Calidad Primaria para PM2.5 (AGIES). Santiago, Chile.

DICTUC (2009e). Evaluación ambiental del Transantiago. Santiago, Chile.

DICTUC (2010a). "Actualización Metodológica MODEM – MODEC para el Gran Santiago."

DICTUC (2010b). Elementos para definir una Estrategia Nacional en la Gestión y Regulación de los Contaminantes Material Particulado Respirable (MP10) y Material Particulado Fino (MP2.5), Estudio preparado para CONAMA RM.

DICTUC & Ambiente Gestión (2010). Análisis técnico económico de la aplicación de una norma de emisión para termoeléctricas.

Emberson, L., P. Büker, et al. (2009). "A comparison of North American and Asian exposure-response data for ozone effects on crop yields." Atmospheric Environment 43(12): 1945-1953.

EPA (1999). The Benefits and Costs of the Clean Air Act 1990 to 2010.

EPA (2000). Guidelines for Preparing Economic Analyses. Washington DC, US Government.

EPA (2004a). Air Quality Criteria for Particulate Matter. Research Triangle Park, N.C., U.S. Environmental Protection Agency.

EPA (2006). Air Control Net. Springfield, VA, US Government.

EPA, U. (2004b). The integrated environmental strategies handbook.

Farrow, S. (2009). Incorporating Equity in Regulatory and Benefit-Cost Analysis, Paper.

Fontaine, E. (1993). "Evaluación social de proyectos." Santiago de Chile.

Friedrich, R., T. Bachmann, et al. (2004). "NewExt: New Elements for the Assessment of External Costs from Energy Technologies."

GAMMA Ingenieros S.A. (2007). Diseño Fuentes Fijas para la actualización del PPDA Reporte encargado por CONAMA RM.

Heck, W., O. Taylor, et al. (1982). "Assessment of crop loss from ozone." J. Air Pollut. Control Assoc.;(United States) 32(4).

Hensher, D. (1994). "Stated Preference analysis of travel choices: the state of practice." Transportation 21: 107-133.

Holdgate, M. (1979). A perspective of environmental pollution, Cambridge University Press Cambridge, UK.

IPCC (2006). "IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories."

Jacobson, J. (1982). "Ozone and the growth and productivity of agricultural crops." Effects of Gaseous Air Pollutants in Agriculture and Horticulture, London: Butterworths.

Jorquera, H. (2007). Apuntes del curso Contaminación Atmosférica. Santiago, Chile, Pontificia Universidad Católica de Chile.

KAS Ingeniería &GeoAire. (2009). Análisis General del Impacto Económico y Social de una Norma de Emisión para Termoeléctricas.Version Preliminar Diciembre 2009, CONAMA.

Kenneth J. Arrow, M. L. C., George C. Eads, Robert W. Hahn, Lester B. Lave, Roger G. No11, Paul R. Portney, Milton Russell, Richard Schmalensee, V. Kerry Smith, and Robert N. Stavins (1996). "Is There a Role for Benefit-Cost Analysis in Environmental, Health, and Safety Regulation?"

Kolstad, C. (2000). Environmental Economics, Oxford University Pres, Inc.

Kopp, R., A. Krupnick, et al. (1997). "Cost-benefit analysis and regulatory reform." Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal 3(5): 787-852.

Lave, L. &H. Gruenspecht (1991). "Increasing the efficiency and effectiveness of environmental decisions: Benefit-cost analysis and effluent fees: A critical review." Journal of the Air and Waste Management Association;(United States) 41(6).

Linzon, S. (1984). Ozone effects on crops in Ontario and related monetary values, Ontario Ministry of the Environment.

Medeiros, W. &P. Moskowitz (1983). "Quantifying effects of oxidant air pollutants on agricultural crops." Environment International 9(6): 505-513.

MG &L. A. Cifuentes (2010). Análisis Técnico-Económico de la Aplicación de una Norma de Emisión para Termoeléctricas.

MIDEPLAN (2010). Precios Sociales para la Evaluación Social de Proyectos.

Mills, G., A. Buse, et al. (2007). "A synthesis of AOT40-based response functions and critical levels of ozone for agricultural and horticultural crops." *Atmospheric Environment* 41(12): 2630-2643.

Ministerio Secretaría General de la Presidencia (1995). Decreto 93. Reglamento para la Dictación de Normas de Calidad Ambiental y de Emisión. Gobierno de Chile.

Ministerio Secretaría General de la Presidencia (2007). Ley N°19.300 Sobre Bases Generales del Medio Ambiente. Gobierno de Chile.

Morgan, M., M. Henrion, et al. (1990). *Uncertainty: a guide to dealing with uncertainty in quantitative risk and policy analysis*, Cambridge University Press.

Morgan, M. G. & M. Henrion (1990). *Uncertainty: A Guide to Dealing with Uncertainty in Quantitative Risk and Policy Analysis*. New York.

NRC (2004). Research priorities for airborne particulate matter: IV. Continuing research progress., National Research Council.

O'Neill, M. S., M. Jerrett, et al. (2003). "Health, wealth, and air pollution: advancing theory and methods." *Environ Health Perspect* 111(16): 1861-1870.

Ortúzar, J. d. D. (2000). *Modelos econométricos de elección discreta*. México; D.F.

Pope, C. A., 3rd & D. W. Dockery (2006). "Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect." *Journal of the Air & Waste Management Association* 56(6): 709-742.

Sánchez, M. & L. P. y. Pérez (2000). *Análisis Conjunto y Gestión Pública de Espacios Protegidos: Una Aplicación al Parque Natural de Gorbea*.

Spash, C. (1997). "Assessing the economic benefits to agriculture from air pollution control." *Journal of Economic Surveys* 11(1): 47-70.

Sterner, T. (2002). *Instrumentos de política económica para el manejo del ambiente y los recursos naturales*, Bib. Orton IICA/CATIE.

Stevens, T. H., R. Belkner, et al. (1999). Comparison of contingent valuation and conjoint analysis in ecosystem management.

Stiglitz (2003). *La Economía del Sector Público*.

Tietenberg, T. (1998). "Disclosure Strategies for Pollution Control." *Environmental and Resource Economics* 11(3-4): 587-602.

Timothy Besley (2002). *Welfare Economics and Public Choice*.

Toman, M. & S. Farrow (1998). "Using Environmental Benefit-Cost Analysis to Improve Government Performance." *Discussion Papers*.

Treasury Board of Canada Secretariat (2007). *Canadian Cost-Benefit Analysis Guide. Regulatory Proposals*.

Turner, R., D. Pearce, et al. (1994). "Environmental economics: an elementary introduction."

Tversky, A. & D. Kahneman (2000). "1. Judgment under uncertainty: Heuristics and biases." *Judgment and decision making: An interdisciplinary reader*: 35.

Umwelt Bundes Amt (2004). *Manual on methodologies and criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends*.

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*.

WHO (2009). *Global Health Risks: Mortality and Burden of disease attributable to selected major risks*.

Zannetti, P. (1990). *Air pollution modeling*, Van Nostrand Reinhold.

16 Anexos

I. AGIES y Estudios que utilizan ACB realizados en Chile

A continuación se presenta una pequeña contextualización de cada uno de los AGIES que han sido realizados en Chile posterior a la dictación del D.S 93 / 95 en donde se establece la realización de este tipo de análisis una vez publicado el anteproyecto de norma. Para ciertas normas, se han realizado actualizaciones de estas lo que ha generado nuevos AGIES mientras que para otras se han realizado AGIES en forma paralela, como es el caso de la Norma de Emisión para Termoeléctricas en donde además de realizarse el correspondiente análisis encargado por la autoridad ambiental, organismos privados encargaron la realización de uno paralelamente. Estos análisis también son detallados a continuación. Además, se incluyen las principales características de ciertos estudios que no corresponden a la realización de un AGIES pero que utilizaron un ACB en su realización.

Algunos de los AGIES y estudios que han utilizado ACB detallados a continuación fueron utilizados para la realización de los casos y/o ejemplos presentados a lo largo del presente documento.

1. Norma de Emisión para Termoeléctricas

a) Medio Ambiente Gestión and L. A. Cifuentes (2010). Análisis Técnico-Económico de la Aplicación de una Norma de Emisión para Termoeléctricas.

Este estudio se realiza debido a que la autoridad ambiental necesitaba evaluar la factibilidad y consecuencias de una nueva regulación que limita las emisiones atmosféricas de las centrales termoeléctricas, tanto de plantas nuevas como las ya existentes. Además se requería considerar la operación interconectada del sistema eléctrico chileno, así esta nueva regulación ambiental impondría una necesidad de adaptación al sistema existente que requería ser analizada en profundidad.

Este documento incluye el análisis costo beneficio de la norma de emisiones para centrales termoeléctricas propuesta por la autoridad ambiental junto con la revisión de los enfoques regulatorios existentes en EEUU, la Unión Europea y el Banco Mundial, la caracterización del parque a regular, el detalle la metodología de evaluación costo beneficio empleada, la construcción de escenarios de regulación y los resultados de su evaluación social.

b) KAS Ingeniería and GeoAire. (2009). Análisis General del Impacto Económico y Social de una Norma de Emisión para Termoeléctricas. Informe elaborado para CONAMA.

Este proyecto se enmarcó en orden de satisfacer los requerimientos explicitados en el Reglamento para la dictación de Normas de Calidad y de Emisión (D.S. N° 93/95 del MINSEGPRES), que establece que para la elaboración de cualquier norma ambiental es necesario realizar un AGIES.

El documento realiza una evaluación social-económica de la aplicación de una normativa para las emisiones de centrales termoeléctricas (Anteproyecto) en los dos principales sistemas eléctricos del país, Sistema Interconectado Central y Sistema Interconectado del Norte Grande, en adelante SIC y SING respectivamente.

2. Norma de Emisión para Motores de Buses de Locomoción Colectiva de la Ciudad de Santiago

a) DICTUC (2009). Análisis Técnico-Económico de la Aplicación de la Revisión de Norma de Emisión para Motores de Buses de Locomoción Colectiva de la Ciudad de Santiago. Informe encargado por CONAMA RM.

La inclusión de mejoras tecnológicas en el parque automotriz demanda una constante readecuación de las normas ambientales en busca de una mejor calidad del aire.

Debido a que el parque de buses de locomoción colectiva genera un importante aporte a la contaminación atmosférica de la Región Metropolitana (Responsable de un 8% de la concentración de PM₁₀), se hizo necesario revisar las nuevas tecnologías existentes y analizar la factibilidad de exigir su inclusión en los vehículos nuevos que ingresen al parque de la capital. La medida que fue evaluada en este estudio fue la incorporación de un filtro de partículas a cada nuevo bus que ingresa al parque.

3. Plan de Prevención y Descontaminación de la Región Metropolitana

a) DICTUC (2001). Generación de Instrumentos de Gestión Ambiental para la Actualización del Plan de Descontaminación Atmosférica para la Región Metropolitana de Santiago al Año 2000. Estudio realizado para CONAMA RM. Santiago.

El objetivo del estudio fue analizar la posibilidad de cumplimiento de los objetivos propuestos por el PPDA con un número de medidas de reducción. El estudio se separa en dos partes.

Parte I: La metodología utilizada en este estudio para la estimación de los efectos en la salud se basa en el método de la función de daño, con el objetivo de cuantificar los beneficios en salud. Se considero los habitantes de Santiago como la población expuesta, agrupada según grupos etarios y tipo de provisión. En esta ocasión se utilizaron funciones

exposición respuesta de estudios nacionales e internacionales las cuales fueron combinadas para disminuir la incertidumbre.

Parte II: Consta de un análisis económico. Primero se estiman las reducciones atribuibles a cada medida según impacto en factores de emisión y nivel de actividad en fuentes fijas, vehículos livianos y pesados, polvo resuspendido y combustibles. Se utiliza como línea base la proyección realizada por (CENMA 2000). Dado el alcance del estudio se utilizaron modelos simplificados (factores emisión concentración) para la estimación de cambio en concentraciones. Finalmente se utilizaron indicadores de efectividad y eficiencia para presentar los resultados (Razón costo-beneficio). Para abordar la incertidumbre presente en la penetración de las medidas se utilizaron escenarios.

b) DICTUC (2008). Análisis y Evaluación del Impacto Económico y Social del Plan de Descontaminación de la Región Metropolitana. Informe encargado por CONAMA RM. Santiago, Chile.

Cuando se licitó este estudio, Conama RM estaba encargada de desarrollar varios estudios orientados a evaluar el estado de cumplimiento de las normas planteadas por el PPDA de la RM y de proponer estrategias de control que fortalecieran, actualizaran o redefinieran las medidas aplicadas en el PPDA vigente. No obstante, cualquier propuesta de reformulación y actualización de las medidas vigentes deberían ser evaluadas respecto de su impacto económico y social a través de un estudio específico (Análisis General de Impacto Económico y Social, AGIES), según se establece en el D.S. Nº94/95 sobre la dictación y formulación de Planes de Prevención y Descontaminación.

El presente estudio correspondió a una propuesta de elaboración del AGIES respecto de las medidas propuestas para la actualización del PPDA, y además, al desarrollo de un Sistema de Control de Gestión de la Región Metropolitana.

c) Villena, M., M. Villena, et al. (2007). Análisis General de Impacto Económico y Social del Rediseño del Plan Operacional para Enfrentar Episodios Críticos de Contaminación Atmosférica por Material Particulado Respirable (PM10) en la Región Metropolitana. Estudio realizado para CONAMA RM.

En el contexto de la modificación al Plan de Prevención y Descontaminación de la Región Metropolitana, establecida en el D. S. Nº 94/95, existe un desempeño ambiental que se debe revisar, en el sentido de si se está cumpliendo lo establecido, de acuerdo a los objetivos esbozados en dicho plan. Surge entonces, la necesidad de evaluar el funcionamiento de las medidas trazadas con el objetivo de enfrentar los episodios críticos de contaminación atmosférica. Estas evaluaciones son fundamentales para tomar decisiones consistentes con las políticas ambientales establecidas por el país. Por ello, la ejecución de dichas medidas se asocia a evaluar el impacto económico y social de las

medidas preventivas y paliativas que son adicionadas en el Anteproyecto de Rediseño del Plan Operacional.

Las medidas consideradas en el Plan Operacional para enfrentar Episodios Críticos de Contaminación Atmosférica por PM_{10} y que fueron evaluadas por el presente estudio son las siguientes:

- Restricción del uso de artefactos de combustión residencial a leña o biomasa durante el periodo 1/Abril – 31/Agosto. Esta restricción se aplicará en la zona urbana de la provincia de Santiago y en las comunas de San Bernardo y Puente Alto.
- Prohibición de quemas agrícolas durante el periodo 1/Abril – 31/Agosto. Por lo tanto, se amplía en un mes (Abril) la prohibición de quemas agrícolas en toda la Región Metropolitana.
- Duplicación del parque de vehículos sujeto a restricción vehicular en periodos sin episodios y en periodos de episodios.

El presente estudio evalúa, mediante un análisis costo beneficio, el impacto económico producido la aplicación de las medidas antes señaladas.

4. Plan de Descontaminación Temuco y Padre las Casas

a) CENMA (2007). Análisis General del Impacto Económico y Social del Plan de Descontaminación Atmosférica de Temuco y Padre las Casas. Estudio realizado para CONAMA IX Región.

CONAMA IX Región elaboró una propuesta del Plan de Descontaminación del Aire (PDA) para la zona de Temuco y Padre Las Casas. El PDA es un instrumento de gestión ambiental que consiste de una serie de medidas que directa e indirectamente buscan reducir los niveles de contaminación por MP_{10} para así lograr el cumplimiento de la norma diaria de calidad del aire (percentil 98). El estudio presta especial atención sobre los impactos económicos y sociales de la implementación de las medidas control de la combustión de leña residencial.

La línea base de emisiones se estima desagregando la actividad en la región de estudio según los siguientes sectores: Residencial, industrial, fuentes móviles y quemas agrícolas. El comportamiento futuro se estima con una combinación de modelos tanto top-down como bottom-up dependiendo de la información disponible para cada sector. Para estimar las concentraciones en la línea base en concentraciones se utilizó un modelo aproximado rollback.

Las medidas fueron agrupadas según aquellas de impacto directo e indirecto y se cuantificaron los beneficios en salud, visibilidad y eficiencia energética asociados a cada una

de ellas. Finalmente se realiza un análisis distributivo sobre los beneficios y económico en base a indicadores.

5. Norma Primaria de Calidad Ambiental para Material Particulado Fino Respirable MP2,5

a) DICTUC (2010). Análisis General del Impacto Económico y Social de la norma de PM2.5. Estudio realizado para CONAMA.

Este estudio presenta la evaluación social de la aplicación de una norma para MP_{2,5} en el país, incorporando la mejor información disponible a la fecha para concentraciones ambientales, emisiones contaminantes, costos de reducción y beneficios de abatimiento del material particulado.

Entre las actividades del estudio se incluyen, en primer lugar, identificar y caracterizar las principales fuentes emisoras de material particulado fino en el país, las tecnologías de reducción disponibles y los costos asociados a dichas tecnologías, para las distintas situaciones típicas de contaminación que se dan en el país. En segundo lugar se evaluaron los costos y beneficios que tendría la introducción de una norma de MP_{2,5} en el país para diferentes niveles y distintos plazos de cumplimiento. En tercer lugar, se evaluó el impacto que generan las situaciones de episodios críticos, evaluando el número esperado de episodios de diferente tipo, y los beneficios y costos que estos acarrear. Finalmente, se evaluó la conveniencia de mantener o derogar la actual norma anual de MP₁₀.

Se cuantificaron beneficios en salud a nivel nacional, beneficios materiales y en visibilidad solo para Santiago. Si bien El análisis considera cuantitativamente la incertidumbre cuando ha sido posible. Aún así, en cuanto a los resultados finales, pueden ser considerados conservadores, con una tendencia a la subestimando beneficios y sobreestimación de costos.

6. Norma de Emisión para Artefactos de Uso residencial que Combustionan con Leña y otros Combustibles de Biomasa

a) Ambiente Consultores (2007). Análisis Técnico - Económico de la Aplicación de una Norma de Emisión para Artefactos de Uso Residencial que Combustionan con Leña y otros Combustibles de Biomasa. Informe encargado por CONAMA.

La norma regula calefactores y cocinas que combustionan o puede combustionar biomasa, con una potencia de ingreso de hasta 70kW, que proporciona calor en el espacio en que se instala y que está provisto de un ducto para la evacuación de gases al exterior.

Dado que el análisis es sobre un anteproyecto, los escenarios a evaluar no se limitaran según lo establecido en el anteproyecto, sino también se incluirán alternativas en su implementación (en límites y plazos). Para la estimación de cambios en concentración a causa de reducciones en emisión se utilizó un modelo simple de roll-back.

Para modelar la evolución futura del stock de calefactores se crearon 4 escenarios con diferentes valores los cuales fueron evaluados en el análisis costo beneficio. Se analizan los impactos económicos en productores y consumidores, en cuanto a los beneficios solo se cuantifican aquellos en la salud de la población.

7. Norma de Emisión de Hidrocarburos No Metánicos para Vehículos Livianos y Medianos

a) CONAMA (2000). Análisis General del Impacto Económico y Social Anteproyecto de Norma Nacional de Emisión para Vehículos Livianos y Medianos. Estudio realizado para CONAMA.

El estudio realiza un ACB sobre la norma de emisión con el objetivo de controlar las emisiones de Hidrocarburos No Metánicos (HCNM) de los vehículos motorizados livianos y medianos que operen con gas natural comprimido.

La metodología utilizada corresponde a una serie de pasos. Primero se define la situación base y la situación con norma, en la situación con norma se realizan 3 escenarios según la posible participación de vehículos a GNC (25%, 50%, 75% de taxis y vehículos comerciales). Si bien la norma es a nivel nacional el análisis es sobre la Región Metropolitana. Luego de definir los escenarios se identifican los impactos económico-privados de la norma. Debido a la falta de antecedentes para evaluar la variación en las emisiones de los contaminantes que afecta la normativa, no fue posible realizar una evaluación cuantitativa y económica de los efectos en salud, agricultura, materiales y visibilidad. De este modo, la evaluación cuantitativa sólo contiene la estimación de costos incrementales de las normas de emisión propuestas. Finalmente se realiza un análisis sobre los costos de implementación y los impactos económico-privados de la norma.

8. Norma de Emisión para la regulación del contaminante arsénico emitido al aire

a) CONAMA (1998). Análisis General de Impacto Económico y Social Anteproyecto de Norma de Emisión para la Regulación de Contaminante Arsénico Emitido al Aire

El documento corresponde al Análisis General del Impacto Económico y Social del anteproyecto de norma de emisión para la regulación del contaminante arsénico emitido al

aire. La norma a analizar establece un límite máximo de emisión de arsénico a la atmósfera (emisiones por chimenea y emisiones difusas) expresado en toneladas/año para los establecimientos industriales donde se realizan tratamientos térmicos de compuestos minerales o metalúrgicos de cobre u oro, cuyo contenido de arsénico en la alimentación es superior a 0,0005% en peso.

Los beneficios corresponden a una disminución del riesgo poblacional de contraer cáncer al pulmón, los cuales fueron expresados en riesgo reducido y no cuantificados monetariamente. Este impacto se verifica en las áreas afectadas por la regulación, Chuquicamata, Calama y Potrerillos. Para expresar la incertidumbre relacionada al cumplimiento de la norma se establecen 2 escenarios. En uno de los escenarios se considera el traslado de la población presente en los campamentos de las fundiciones.

9. Norma de Emisión de Material Particulado y Gases para Grupos Electrógenos en la Región Metropolitana

- a) Calfucura, E. (2006). Análisis Técnico - Económico del Anteproyecto de Norma de Emisión de Material Particulado y Gases para Grupos Electrógenos en la Región Metropolitana. Informe elaborado para CONAMA RM. Santiago.**

El objetivo principal del anteproyecto de norma de emisión de material particulado y gases para grupos electrógenos en la Región Metropolitana es controlar las emisiones de esta categoría de emisores, las cuales no se encuentran reguladas en la actualidad, en el contexto del Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica de la Región Metropolitana (PPDA).

La metodología utilizada para realizar el análisis técnico-económico de la norma de emisión corresponde a un análisis costo-beneficio. Primero se proyecta la situación base sin norma según supuestos sobre el comportamiento de agentes de impacto en el sector para estimar la evolución de las emisiones de grupos electrógenos. Para cuantificar el impacto de la reducción en emisiones en concentraciones se utilizó el modelo aproximado en base a factores emisión concentración. Luego de estimar los cambios en concentración de contaminantes se estiman los beneficios en salud, visibilidad y materiales para la población expuesta.

10. Norma Nacional de Emisión para Motocicleta

a) CONAMA (2000). Análisis General del Impacto Económico y Social Anteproyecto de Norma Nacional de Emisión para Motocicletas.

La norma tiene el objetivo de protección ambiental reducir las emisiones de Monóxido de Carbono (CO) e Hidrocarburos Totales (HCT), de las motocicletas que circulan en el país, mediante el control de los niveles de emisión de ambos contaminantes, estableciendo una emisión máxima de 12 gr/km para el CO y de 5 gr/km para HCT. Este límite implica que todas las motocicletas nuevas que ingresen al mercado deberán ser de 4 tiempos.

Se utilizó una metodología de análisis costo beneficio comparando los escenarios con y sin norma. El escenario con norma involucra un cambio en la oferta y demanda del mercado de motocicletas permitiendo solo la comercialización de motocicletas nuevas de 4 tiempos y se realizó evaluando 3 sub escenarios. Para realizar el ACB no se estimaron los cambios en emisiones y concentraciones si no que se asumieron costos y beneficios por motocicleta, así el beneficio neto fue calculado a partir de la diferencia del parque emisor de ambos escenarios. Los beneficios valorizados correspondieron a salud, ruido y reducción en la congestión.

11. Norma de Calidad Primaria para el Plomo

a) CONAMA (2000). Análisis General del Impacto Económico y Social Anteproyecto de Norma de Calidad Primaria para Plomo en el Aire.

En este documento se analizan las emisiones existentes, la calidad del aire resultante para tales emisiones, los efectos en la salud de la población y se estiman los costos y beneficios asociados a la imposición de una norma primaria de calidad de aplicación nacional.

Se utilizó una metodología de análisis costo beneficio para comparar los escenarios con y sin norma. Para esto se utilizó un modelo simple de dispersión (modelo tipo caja asumiendo una relación lineal entre emisiones y concentraciones) y se determinó cuales serian los sitios con posibilidades de excedencia de la norma propuesta y cuando podrían llegar a niveles críticos generando daños a la salud de la población. En estos sitios se estimo la población afectada y la fracción más vulnerable definida como los niños de 0 a 6 años. Se valoró los costos de tratamiento médico de casos de niños con intoxicación leve por plomo y de refuerzo educacional y pérdida de ingresos futuros por daños cognitivos. El escenario con norma establece medidas de control, principalmente declaración de zonas latentes y los consecuentes planes de prevención los cuales implican la estimación de costos de monitoreo y de elaboración de planes de prevención que recaen al Estado, y costos de reducción de emisiones como consecuencia de las medidas que se implementaran para

evitar alcanzar los valores de calidad establecidos por la norma, costos que recaen en los privados.

12. Plan de Descontaminación Chuquicamata

a) CONAMA (2000). Análisis General del Impacto Económico y Social Anteproyecto de Plan de Descontaminación para la Zona Circundante a la Fundición Chuquicamata de la División Chuquicamata de CODELCO Chile.

El año 1993 se aprobó el plan de descontaminación (debido a la declaración de zona saturada por SO₂ y PM₁₀) que estableció reducciones de emisión y fijó el cumplimiento de las normas de calidad para el año 1999. Nuevos antecedentes permitieron prever que la meta fijada que la meta fijada en el plan de descontaminación del año 1993 no sería cumplida con las inversiones comprometidas. Debido esto es que se decidió elaborar otro plan de descontaminación que establezca el cronograma de reducción de emisiones tal que si se llegue a la meta. Este documento corresponde al AGIES de esta actualización.

Se utiliza una metodología de análisis costo beneficio evaluar las implicancias del plan. Para esto se analiza la situación del área y lo que debiera ocurrir si es que no se realiza el plan, luego, se identifican las opciones de implementación de la fuente emisora para responder con las exigencias para después identificar y cuantificar los impactos que tienen una expresión económica valorizando los impactos sobre la propia fuente (costos y beneficios del plan sobre ella), las poblaciones afectadas por la contaminación y el Estado como organismo fiscalizador.

13. Plan de Descontaminación Potrerillos

a) CONAMA (1998). Análisis General del Impacto Económico y Social Anteproyecto de Plan de Descontaminación para la Zona Circundante a la Fundición Potrerillos de la División Salvador de CODELCO Chile.

Debido a la declaración de zona saturada por SO₂ y PM₁₀ es que se elaboró el anteproyecto del Plan de Descontaminación de Potrerillos. El documento presenta un análisis costo beneficio del anteproyecto considerando los aspectos de este que generan algún tipo de impacto económico tales como el cronograma de reducción de emisiones, el plan operacional para el control de episodios críticos, las exigencias en monitoreo y fiscalización y las exigencias a nuevas actividades que se instalen en la zona. Debido a que existen diferencias significativas en las calidades ambientales dentro del área saturada, también se evalúa la opción de relocalizar a la población.

El documento evalúa los costos y beneficios de los escenarios base y con plan asociados a la población (vinculada y no vinculada a la empresa), al emisor (empresa) y al Estado como organismo fiscalizador. En cuanto a los impactos ambientales el único que es valorizado corresponde a los efectos en salud, específicamente mortalidad, admisiones hospitalarias por enfermedades respiratorias, visitas a salas de emergencia, días de actividad restringida, infecciones respiratorias agudas bajas en niños (bronquitis y tos), bronquitis crónica y dolores de pecho por causa respiratoria. Para la valorización de la mortalidad se utilizó el método “capital humano” (valor presente de los ingresos esperados) mientras que para los efectos en morbilidad se incluyeron los costos de tratamientos médicos y productividad perdida.

14. Plan de Descontaminación Tocopilla

a) DSS (2008). Análisis General de Impacto Económico y Social del Plan de Descontaminación Atmosférico para la Zona Circundante a la Ciudad de Tocopilla. Estudio realizado para CONAMA.

Debido a que Tocopilla fue declarada zona saturada por PM10 es que se desarrolló este documento como parte del cumplimiento de la normativa ambiental. El documento realiza un análisis costo beneficio evaluando las medidas de reducción de emisiones directas de PM10 contempladas en el anteproyecto del plan.

En el estudio se identifican diversos beneficios ambientales que serian generados por la aplicación del plan (daño en materiales, agricultura, turismo, diversidad ecosistemas) sin embargo solo se valoriza la reducción de los efectos en salud debido a la no existencia de antecedentes para evaluar los otros efectos o debido a que el beneficio seria marginal por la poca importancia de la actividad en el sector.

Con respecto a los costos, los principales tienen que ver con las evaluación monetaria para los diferentes escenarios asociados a tecnologías de abatimiento en las empresas generadoras eléctricas, los costos asociados a las medidas de mitigación en las empresas SQM y LIPESED, y finalmente los costos asociados a las principales medidas de control y seguimiento donde lo más relevante resulta de las implementación de sistemas de monitoreo continuo y en línea para las empresas generadoras eléctricas.

15. Evaluación Social Transantiago

a) DICTUC (2009). Evaluación ambiental del Transantiago. Estudio realizado para el Programa de Medio Ambiente de las Naciones Unidas (PNUMA). Santiago, Chile.

CONAMA solicitó a DICTUC S.A la realización de un estudio que permitiera identificar y estimar los beneficios económicos y sociales que generaría el Plan de Transporte Urbano para la ciudad de Santiago, Transantiago, asociados a los Gases Efecto Invernadero (GEI) y contaminantes locales relevantes en la Región Metropolitana.

Los objetivos específicos correspondieron a estimar el impacto en la calidad del aire de las medidas presentes en las bases de la licitación de Transantiago, estimar los beneficios económicos generados por la implementación del Transantiago e identificar otros impactos (visibilidad, materiales y ruido) derivados de la implementación de este plan estimando los beneficios económicos de estos.

En grandes líneas, la metodología se basa en el método de la función daño que contempla la definición de los escenarios a evaluar, la estimación del cambio en las emisiones contaminantes asociados a dichos escenarios, la estimación de los cambios en las condiciones ambientales (con la utilización de un modelo fotoquímico de dispersión), los cambios que se produce en los impactos físicos (salud, visibilidad, etc.), la valorización social de estos impactos y finalmente la agregación de los beneficios ambientales totales del proyecto.

II. Resumen documento “Precios Sociales para la Evaluación de Proyectos”

Una de las tareas del Departamento de Inversiones de MIDEPLAN es mejorar permanentemente el proceso de pre inversión pública y, con ello, contribuir a una óptima asignación de los recursos para inversión existente en el país. Para cumplir esta labor, anualmente se estudian y revisan los precios sociales de los factores básicos de producción y se presenta su valor en este documento.

El objetivo del cálculo de los precios sociales de los factores básicos es contar con valores que reflejen el verdadero costo para la sociedad de utilizar unidades adicionales de estos factores durante la ejecución y operación de un proyecto de inversión.

Los factores básicos de producción son:

- **Tasa de descuento**

La tasa social de descuento representa el costo de oportunidad en que incurre el país cuando utiliza recursos para financiar proyectos, depende de la tasa de preferencia intertemporal del consumo, de la rentabilidad marginal del sector privado y de la tasa de interés de los créditos externos.

- **Mano de obra**

Se considera como precio social del trabajo, el costo marginal en que incurre la sociedad por emplear un trabajador adicional de cierta calificación.

- **Divisa**

La discrepancia entre el costo social de la divisa y el costo privado se origina si la economía valora una divisa adicional en más o menos de lo que efectivamente le cuesta en términos de recursos productivos sacrificados.

- **Otros precios sociales**

Existen otros mercados en los cuales también se presentan distorsiones y para cuyos factores más relevantes se han calculado los respectivos precios sociales; éstos corresponden al valor social del tiempo, el precio social de los vehículos nuevos, el combustible, los lubricantes y la mano de obra de mantención.

Las bases de cálculo para los precios sociales de los factores básicos descritos vienen dadas por los siguientes estudios:

1. “Cálculo del Precio Social de la Mano de Obra en Chile” (2002).
2. “Cálculo de la Tasa Social de Descuento” (2003).
3. “Tomo I: El precio social de la divisa, Pontificia Universidad Católica”(1987).