98546

Public Disclosure Authorized
Public Disclosure Authorized
Public Disclosure Authorized
Public Disclosure Authorized

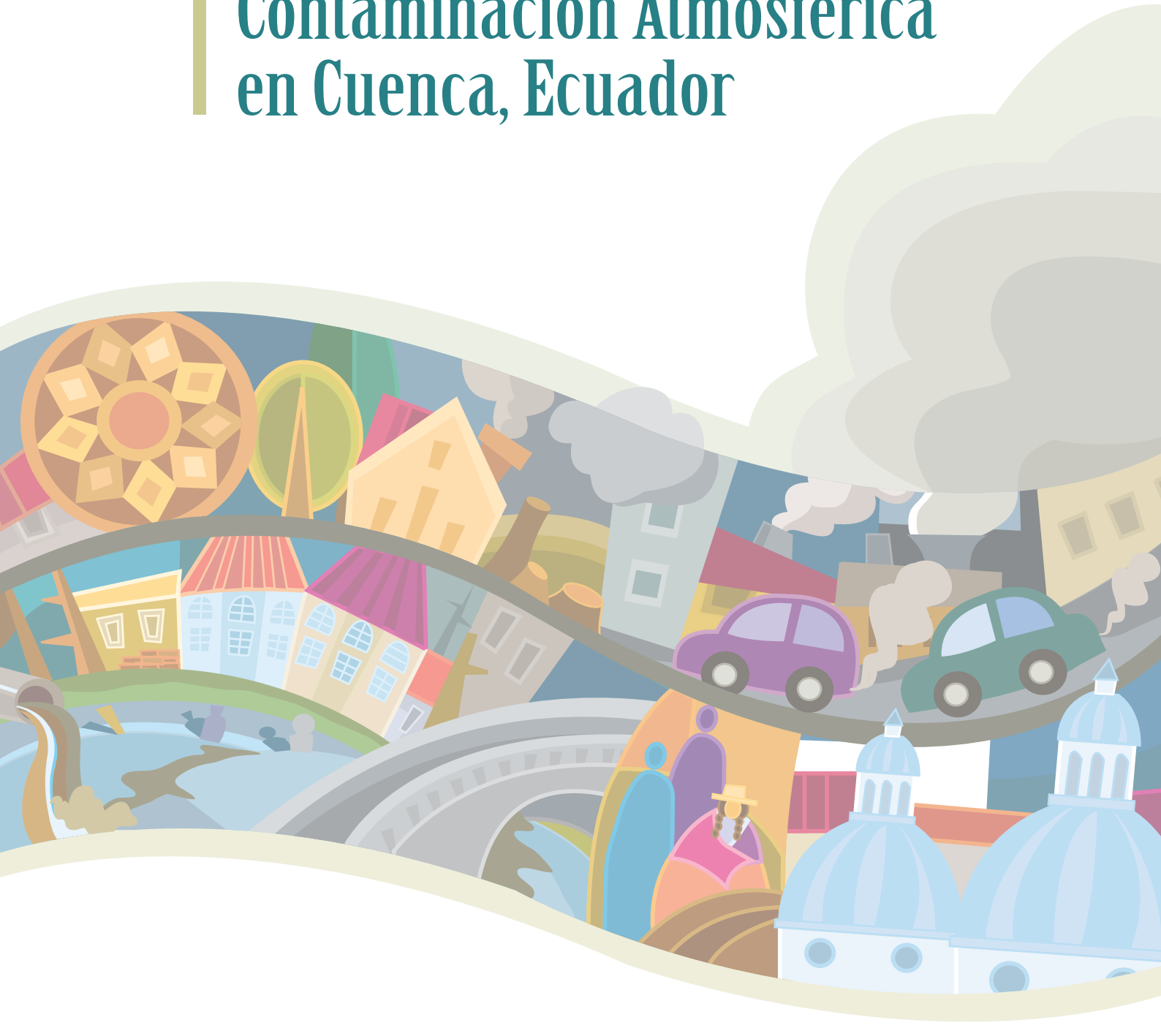
El Costo de la Contaminación Atmosférica en Cuenca, Ecuador

CGA comisión gestión ambiental

cuenca GAD MUNICIPAL

GRUPO BANCO MUNDIAL

El Costo de la Contaminación Atmosférica en Cuenca, Ecuador



El Costo de la Contaminación Atmosférica en Cuenca, Ecuador

© 2015, Banco Internacional de Reconstrucción y Fomento / Banco Mundial
1818 H Street N.W, Washington DC 20433
Teléfono: (202)473 1000
Sitio web: www.worldbank.org
Reservados algunos derechos

Esta obra ha sido realizada por el personal del Banco Mundial con contribuciones externas. Téngase presente que el Banco Mundial no necesariamente es el propietario de todos los componentes del contenido de esta obra, por lo que no garantiza que su uso no viole los derechos de terceros. El riesgo de reclamación derivado de dicha violación correrá por exclusiva cuenta del usuario.

Las opiniones, interpretaciones y conclusiones aquí expresadas no son necesariamente reflejo de la opinión del Banco Mundial, de su Directorio Ejecutivo ni de los países representados por este. El Banco Mundial no garantiza la exactitud de los datos que figuran en esta publicación. Las fronteras, los colores, las denominaciones y demás datos que aparecen en los mapas de este documento no implican juicio alguno por parte del Banco Mundial sobre la condición jurídica de ninguno de los territorios, ni la aprobación o aceptación de tales fronteras.

Nada de lo establecido en el presente documento constituirá o se considerará una limitación o renuncia a los privilegios e inmunidades del Banco Mundial, los cuales se reservan específicamente en su totalidad.

Derechos y autorizaciones
El material de esta obra está sujeto a derechos de autor. Debido a que el Banco Mundial alienta la difusión de su conocimiento, este trabajo puede ser reproducido, en su totalidad o en parte, para fines no comerciales, siempre y cuando se cite esta obra.

Cita de la fuente: La obra debe citarse de la siguiente manera: Sander, Klas, Mira-Salama, Daniel y Feuerbacher, Arndt. 2015. *El Costo de la Contaminación Atmosférica: Estudio de Caso para la Ciudad de Cuenca, Ecuador*. Banco Mundial.

Autores:
- Klas Sander, Banco mundial, Práctica Global de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 1818 H ST NW, Washington DC, USA
- Daniel Mira-Salama, Banco Mundial, Práctica Global de Medio Ambiente y Recursos Naturales, y Área de Soluciones Transversales de Cambio Climático. 1818 H ST NW, Washington DC, USA
- Arndt Feuerbacher, Consultor internacional

Cualquier consulta sobre derechos y licencias, incluyendo derechos subsidiarios, deberá dirigirse a Publicaciones del Banco Mundial, el Grupo del Banco Mundial, 1818 H Street NW, Washington, DC 20433, EE.UU.; fax: 202-522-2625, e-mail:pubrights@worldbank.org.

ISBN: 978-9942-8504-4-7
Concepto y diseño gráfico: graphus® 290 2760
Ilustración: María Belén Guerrero
Impresión: Publiasesores
Banco Mundial, Quito, Ecuador, 2015.

Contenido

RESUMEN EJECUTIVO 7

INTRODUCCIÓN 11

¿Por qué contaminación atmosférica? ¿Por qué material particulado? 15

Fuentes e Impactos de la Contaminación por PM 23

Fuentes de PM 23

Impactos a la salud causados por material particulado 25

Impactos de PM no relacionados a la salud 26

Impactos Económicos de la Contaminación Atmosférica 29

Antecedentes 29

Modelamiento de niveles de contaminación por PM2.5 para cada parroquia 32

Densidad poblacional ajustada por movilidad por grupos de edad y parroquia 35

Cálculo de riesgo relativo (RR) y fracciones atribuibles poblacionales (FAP) 37

Valoración económica de la carga de enfermedad 40

Los Costos de la Contaminación Atmosférica en Cuenca 45

Discusión y Conclusiones 53

ANEXOS 57

Anexo 1: Revisión de literatura existente 57

Anexo 2: Concentración de PM por parroquia 69

Anexo 3: Distribución de población y cambio neto tras el ajuste 70

Anexo 4: Enfermedades asociadas a la contaminación por PM y sus impactos 72

BIBLIOGRAFÍA 74

Agradecimientos

Este informe es el resultado de una amplia y extensa colaboración entre el Banco Mundial y la Municipalidad de Cuenca, impulsado bajo el liderazgo de la Comisión de Gestión Ambiental. Las numerosas y enriquecedoras discusiones e intercambios de información generados a través de esta colaboración, han resultado de importancia crítica en la preparación de este informe. La gran mayoría de bases de datos e información de entrada utilizada en el informe ha sido preparada y entregada por una amplia gama de instituciones, tanto locales como nacionales, y los autores están convencidos de que habría sido imposible realizar cálculos certeros sin el apoyo incondicional de todas estas instituciones.

Los autores desean agradecer a la ciudad de Cuenca, bajo los auspicios y apoyo del Alcalde, Ing. Marcelo Cabrera, por haber facilitado y promovido esta colaboración tan fructífera, y por el espíritu acogedor mostrado en todo momento. Se extiende una gratitud especial a Xavier Espinoza, Director de la Comisión de Gestión Ambiental (CGA) del GAD Municipal, y a Nélida Cabrera, funcionaria de la CGA. Gracias a la Universidad de Cuenca y a su Facultad de Ciencias Económicas, lugar donde se celebraron talleres y se mantuvieron conversaciones de gran interés, y a Juan Monsalve y Joaquín Carrasco. Los autores también quieren mencionar el apoyo recibido por distintas instituciones y colegas: Esteban Andrés Balarezo, del Plan Estratégico de Cuenca; Paola Mancheno y la Dirección de Tránsito de Cuenca; Marco Since y los datos y servicios recabados del INEC; Claudia Espinoza y colegas de la EMOV; Guillermo Argudo de Obras Públicas de la Municipalidad; Oswaldo Cordero del Plan de Ordenamiento Urbano; Lenin Alvarez de ETAPA; y Rubén Jerves de PROMAS. Los autores también desean agradecer a Indu John-Abraham y Gabriela Encalada, del Banco Mundial, por sus valiosas contribuciones, así como a los tres colegas del Banco Mundial que revisaron el informe final y emitieron comentarios y recomendaciones que sirvieron para mejorar el producto final: Yewande Awe, Craig Meisner y Jostein Nygard.

Esta publicación ha sido preparada gracias a la contribución del Gobierno de España, a través del Fondo Español para América Latina y el Caribe.

Resumen Ejecutivo

El Gobierno Autónomo Descentralizado (GAD) Municipal del Cantón Cuenca, a través de la Comisión de Gestión Ambiental (CGA), está liderando una serie de importantes acciones para el fortalecimiento de las capacidades locales de manejo de los recursos ambientales del Cantón. En un contexto de necesidades numerosas y recursos financieros limitados, la CGA tiene la necesidad de caracterizar los impactos ambientales a los que se ve sometido el territorio y analizar sus consecuencias. Esta información se convierte en el punto de partida para establecer prioridades y apoyar el proceso de toma de decisiones de política pública.

El enfoque adoptado para responder a estas necesidades se basa en la metodología del Costo de la Degradación Ambiental. El CDA es una disciplina ampliamente desarrollada, con metodología y ecuaciones internacionalmente aceptadas. Mediante su aplicación, se consigue estimar los costos específicos asociados a impactos ambientales específicos. Estos costos sirven como punto de control para comparar con los resultados de localidades similares, y también son de gran utilidad para ordenar el menú de opciones de intervención. Este informe refleja los resultados principales alcanzados al aplicar la metodología CDA al Cantón Cuenca.

La fuente de degradación ambiental seleccionada para realizar el estudio es la contaminación por material particulado (PM por sus siglas en inglés). La Municipalidad de Cuenca ha hecho grandes avances en su conocimiento de la contaminación atmosférica, y tiene información abundante sobre las fuentes emisoras, modelos de dispersión de contaminantes, y niveles de calidad del aire urbano. Existe un interés adicional, por lo tanto, en caracterizar los impactos específicos en la salud humana – y a partir de ellos, los impactos económicos – generados por esos niveles de contaminación medidos en el Cantón. La contaminación atmosférica tiene además implicaciones relevantes en otros sectores emblemáticos de Cuenca, como el turístico, y en general en la productividad económica de la región. Reducir las emisiones de contaminantes atmosféricos se convierte, por tanto, en un reto clave para impulsar el crecimiento verde e inclusivo del Cantón. La información resultante es útil para alimentar el ajuste del marco

regulatorio existente y acordar inversiones en sectores relacionados. Este informe, sin embargo, no se enfoca en discutir las múltiples acciones que se pueden encarar para solucionar el problema, sino que se centra en generar una estimación aproximada del daño, y describir con claridad la metodología.

El estudio calcula costos en base a estimaciones de mortalidad humana causada por el material particulado en el aire, que son los costos más significativos y relevantes. Los resultados no incluyen, por tanto, los costos relacionados con otros impactos del PM en humanos, como morbilidad o alteraciones de las capacidades cognitivas, que son, no obstante, un pequeño porcentaje en comparación con los costos totales. Tampoco se incluyen efectos de la contaminación en el aire interior, u otros efectos no asociados con la salud (como por ejemplo impactos en la agricultura o en infraestructura).

El Cantón Cuenca ha sufrido en los últimos años un incremento significativo de población (de 110,000 en 1975 a más de 350,000 en 2013), y una expansión de la zona conurbana, que ha aumentado de manera más rápida a como lo ha hecho la población misma. La flota vehicular también ha experimentado un gran crecimiento, con tasas del 12% anual desde 1975. También se ha observado un cambio en las preferencias de la población, que elige con más frecuencia el transporte propio o individual que el transporte público (entre 1992 y 2012 se pasó de un 20% de uso de autos privados o taxis a un 43%). La calidad del aire en Cuenca en la actualidad refleja de alguna manera estas tendencias, ya que es peor que en muchas otras ciudades ecuatorianas, y se encuentra a mitad de rango en comparación a otros centros poblados del mundo.

Múltiples estudios realizados en distintas ciudades del planeta han probado la relación directa entre concentraciones elevadas de PM en la atmósfera e impactos en la salud humana (morbilidad y mortalidad). La contaminación por PM es especialmente nociva para personas con problemas pulmonares, y puede desencadenar ataques de asma, tos e irritación de las vías respiratorias, así como otras enfermedades de mayor gravedad. Estudios epidemiológicos muestran que un incremento en la concentración de PM10 de 10 µg m-3 puede incrementar 0.5 -1.5% la mortalidad prematura para exposiciones breves o episódicas, e incrementar hasta 5% la mortalidad prematura para exposiciones prolongadas.

En vez de calcular un sólo valor absoluto de costos generados por la mortalidad a causa de la contaminación atmosférica por PM en Cuenca, en este estudio se han aplicado distintas metodologías, y se han determinado rangos de costos, que reflejan las diferencias entre las distintas técnicas empleadas. Se han aplicado tres enfoques distintos: el enfoque del capital humano (HCA por su sigla en inglés), el valor de una vida estadística (VSL), y el valor de un año de vida estadístico (VOLY). Según el enfoque, el costo de degradación ambiental causado por PM varía en un rango de 0.07% a 1.08% del producto interno bruto regional.

En términos de costos totales, las estimaciones varían entre un mínimo de US$1.7 millones (expresado en dólares americanos, enfoque HCA) y un máximo de US$ 25.8 millones (enfoque VSL) anuales causados por la mortalidad asociada al PM atmosférico en Cuenca. Los métodos HCA y VSL tienen algunas contraindicaciones cuando se aplican al cálculo de efectos por contaminación atmosférica, discutidos en el informe, y por tanto se recomienda el uso del VOLY, pues refleja mejor los costos reales. El rango de estimaciones resultantes utilizando el VOLY varía entre US$6.5 y US$10.9 millones por año, con un valor promedio de US$ 8.4 millones por año. Esto corresponde a un promedio del 0.35% del producto interno bruto regional. En términos de defunciones, y según los resultados obtenidos a través de la metodología discutida en el informe, se estiman alrededor de 24 defunciones anuales causadas por contaminación por PM2.5.

Introducción

En el 2010, el Municipio de Cuenca, liderado por la Comisión de Gestión Ambiental (CGA), y el Banco Mundial, a través del Departamento de Medio Ambiente y Recursos Naturales, iniciaron una colaboración dirigida a fortalecer las capacidades de la CGA en la gestión integral de los activos ambientales de Cuenca, y enfocada en proporcionar pruebas analíticas y evidencias concretas que pudieran servir como punto de partida para los tomadores de decisiones en la formulación de políticas públicas. Se eligieron dos principales áreas de enfoque: (i) costos de degradación ambiental para Cuenca; e (ii) impactos de cambio climático y medidas de adaptación.

La información obtenida en los trabajos realizados en las dos áreas de colaboración previamente mencionadas resulta de utilidad para apoyar los esfuerzos de la CGA en internalizar el impacto socioeconómico de la degradación ambiental dentro de sus herramientas de gestión, y de esta manera mejorar el manejo de recursos naturales, abordar los desafíos del cambio climático, y fomentar la inversión en infraestructura sostenible. Este informe describe los hallazgos de la primera de las dos áreas de enfoque.

La estimación de costos de degradación ambiental es una disciplina plenamente desarrollada, con metodologías y enfoques internacionalmente acordados. Las estimaciones de costos obtenidas mediante estos estudios, proporcionan a las autoridades información fácil de interpretar acerca de las implicaciones de distintos impactos ambientales, y son a menudo utilizadas como punto de referencia para comparar el desempeño en diferentes localidades geográficas. Las evaluaciones de costo de degradación ambiental son utilizadas con el propósito de estimar, de manera específica, los costos socio-económicos de la degradación, particularmente en términos del daño a la salud asociados con la degradación ambiental. Por consiguiente, existía una doble motivación para realizar un estudio de degradación ambiental en Cuenca. Por un lado, al finalizar el estudio, la CGA sería capaz de asignar un valor monetario del daño a la salud asociado con la degradación ambiental (específicamente, se eligió como prioridad la degradación ambiental a consecuencia de la contaminación atmosférica), que de otra manera no sería conocido, lo que

dificultaría darle la importancia que merece; y por otro lado, durante la realización del ejercicio de estimación de costos, la CGA ganaría familiaridad y experiencia en la materia, y recibiría asistencia y entrenamiento con las ecuaciones y estrategias básicas de la disciplina (por lo que podría repetir estudios similares para otros componentes de la degradación ambiental tales como la degradación de la calidad del agua, del suelo, ruido y otros). Este informe intenta capturar los resultados principales, mediante una descripción detallada, paso a paso, de una metodología validada y aceptada internacionalmente, junto con una justificación de las necesidades de datos de entrada, ecuaciones utilizadas, suposiciones hechas, y vías alternativas de cálculo, y mediante la demostración de esta metodología aplicada al caso real de la contaminación atmosférica en Cuenca.

El presente estudio tiene como objetivo realizar las estimaciones de los costos de degradación causados por contaminación atmosférica. Áreas de trabajo y expansión futuras deberían enfocarse en la identificación y análisis de una serie de medidas específicas de reducción de los costos, junto con una estimación de su efectividad en términos de costo/beneficio. Los análisis de costos de degradación ambiental son a menudo utilizados como una herramienta para facilitar la priorización de actividades, ya que caracteriza los costos socio-económicos estimados de la degradación ambiental (contaminación atmosférica, suministro de agua inadecuado y otros). En este informe, la metodología fue aplicada específicamente para el caso de contaminación atmosférica. La CGA podría potenciar la réplica del presente estudio en otros ámbitos de la degradación ambiental, a fin de tener una caracterización completa de las diferentes fuentes de contaminación, así como de los costos a los que Cuenca está sujeta como consecuencia.

La contaminación atmosférica, y más específicamente la contaminación por material particulado del aire ambiente, fue la fuente de degradación ambiental seleccionada como prioritaria para ser estudiada. La Municipalidad de Cuenca ya cuenta con un conocimiento significativo de la contaminación atmosférica en el Cantón, con diversos estudios e información de fuentes emisoras de material particulado (abreviado como PM en el presente informe, que es la abreviatura internacionalmente aceptada), niveles de calidad atmosférica, y estimaciones de dispersiones de contaminantes, por lo que este estudio de los costos que supone la contaminación por PM supone un paso adicional en profundizar el entendimiento de la Municipalidad sobre la estimación específica de impactos. La selección de la contaminación atmosférica por material particulado es además especialmente relevante y de interés, dados

los daños directos del PM a la salud humana, al sector turístico, y a la productividad económica. La contaminación por PM es, por tanto, un aspecto importante que debe ser gestionado para fomentar un desarrollo ambientalmente respetuoso e inclusivo. La información obtenida de este ejercicio es útil para dar prioridad a políticas e intervenciones de inversión que mejoren la calidad atmosférica, y para guiar el desarrollo de sectores clave, como por ejemplo el de transporte o producción industrial. La definición de estas políticas e inversiones sin embargo, no es sujeto de este informe, el cual se enfoca en describir la metodología y discutir los resultados. Ya que el enfoque del estudio es el impacto a la salud causado por material particulado en la atmósfera de Cuenca, los resultados no incluirán otros costos también relacionados a impactos de contaminación por PM, como por ejemplo los efectos de PM en el interior de viviendas y edificios (aunque la contaminación del aire interior puede influir en las concentraciones exteriores). Los resultados tampoco reflejan impactos del PM no relacionados a la salud humana (como por ejemplo impactos sobre la infraestructura, la productividad de cultivos, u otros), y por consiguiente los valores monetarios aquí calculados serán únicamente un subconjunto del rango total de impactos causados específicamente por el PM. No obstante, tal y como se ilustra más adelante, se puede considerar que las estimaciones económicas consiguen capturar los impactos más importantes, y por tanto pueden ser utilizadas para ilustrar la magnitud del problema de la contaminación atmosférica en el Cantón.

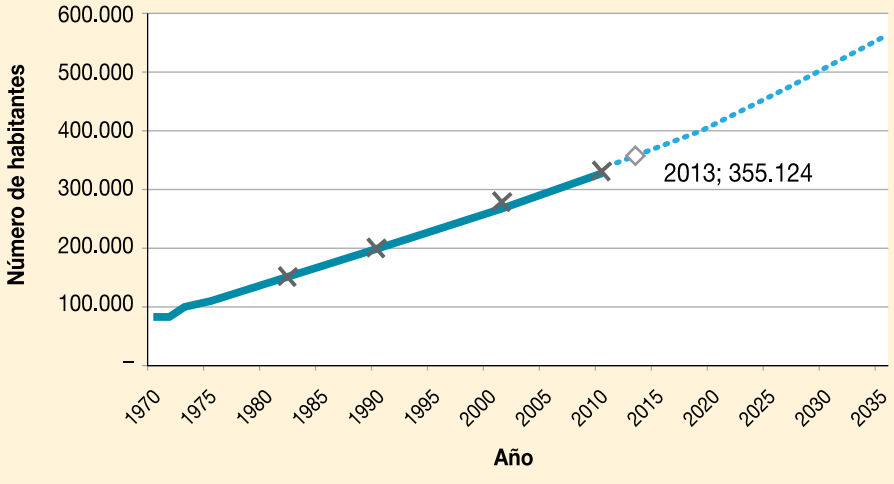
¿Por qué contaminación atmosférica? ¿Por qué material particulado?

La población del Ecuador está estimada en más de 14 millones de habitantes, la mayoría de los cuales están concentrados en las ciudades. La tasa de urbanización del país es alta, al igual que en muchas otras grandes ciudades Latinoamericanas. Cuenca no es excepción, y la ciudad ha sufrido un incremento de población de los 110,000 habitantes en 1975 a más de 350,000 en el 2013 (figura 1).

El aumento de la población en Cuenca ha venido asociado con un aumento de la dispersión o mancha urbana, el cual ha sido proporcionalmente mayor que el crecimiento de la población en sí (figura 2).

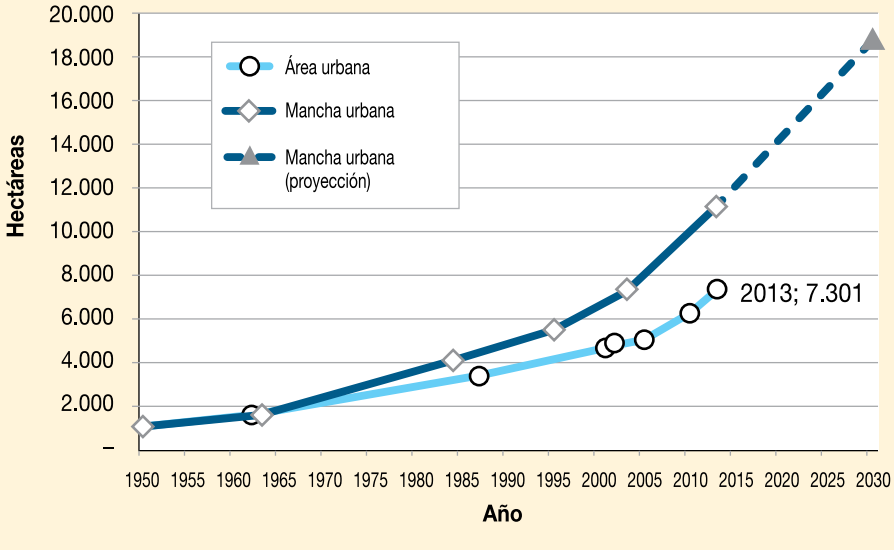
Es bien conocido que el declive en la calidad del aire es característico de las áreas urbanas, con la industria y el transporte como grandes contribuyentes a la carga contaminante, por lo que es de esperar que el aumento poblacional y la dispersión urbana de Cuenca sean factores que contribuyan al empeoramiento de su calidad del aire.

FIGURA 1 Evolución de la población en Cuenca, y extrapolación hacia el futuro



Fuente: Elaboración propia basada en datos de INEC (2014); Plan Urbano (2014); y DMT (2014).

FIGURA 2 Área urbana y dispersión urbana, medidas y extrapolación hacia el futuro



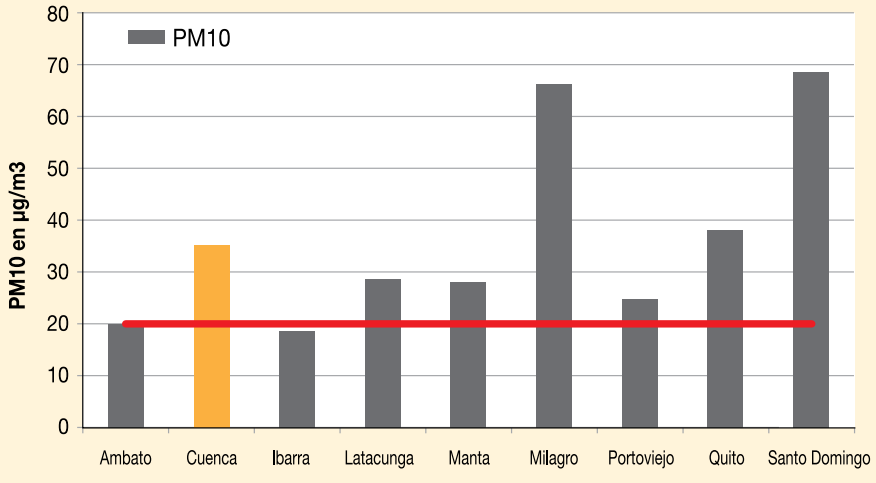
Fuente: Plan Urbano Cuenca (2014).

Uno de los contaminantes atmosféricos más estudiados con respecto a sus efectos sobre la salud humana es el material particulado (PM), el cual tiene efectos directos muy conocidos de morbilidad y mortalidad sobre la población (otros contaminantes del aire tradicionales son el CO, NOx, SOx, Ozono Troposférico y Compuestos Orgánicos Volátiles). El material particulado genera importantes impactos adversos a la salud humana, en especial a través de enfermedades respiratorias tanto en adultos como en niños, particularmente en grandes centros urbanos. El material particulado es el contaminante atmosférico que a nivel global está asociado con los mayores efectos sobre la salud. El PM es también un contaminante importante en relación al aire en el interior de viviendas y edificios, generado a través de la quema de combustibles sólidos para cocinar, y en climas fríos, calefacción. Los efectos sobre la salud causados por exposición al PM incluyen tanto mortalidad prematura como morbilidad. Las metodologías para estimar los efectos sobre la salud han evolucionado y se han ido perfeccionando conforme han ido aumentado las evidencias y pruebas científicas.

Cuenca es una municipalidad activa con respecto al control y modelamiento del PM, y ha implementado plenamente un sistema de monitoreo de la calidad del aire. Estos esfuerzos son significativos y especialmente relevantes, porque como se puede observar en la figura 3, Cuenca tiene altos niveles de concentración de PM10 en comparación con otras ciudades ecuatorianas, y se encuentra a mitad de la escala cuando se comparada con otras ciudades internacionales (figura 4). Los estudios realizados por la EMOV (Empresa Pública Municipal de Movilidad, Tránsito y Transporte de Cuenca) indican que la principal fuente de contaminación por PM del aire exterior es el tránsito vehicular, el cual contribuye con hasta el 85% de todas las emisiones primarias registradas en el Municipio. El 15% restante proviene de estaciones termoeléctricas, actividades que utilizan solventes, industrias, estaciones de petróleo, gas licuado para uso doméstico, pozos abiertos, erosión por viento, tráfico aéreo, vertederos y fábricas de ladrillo.

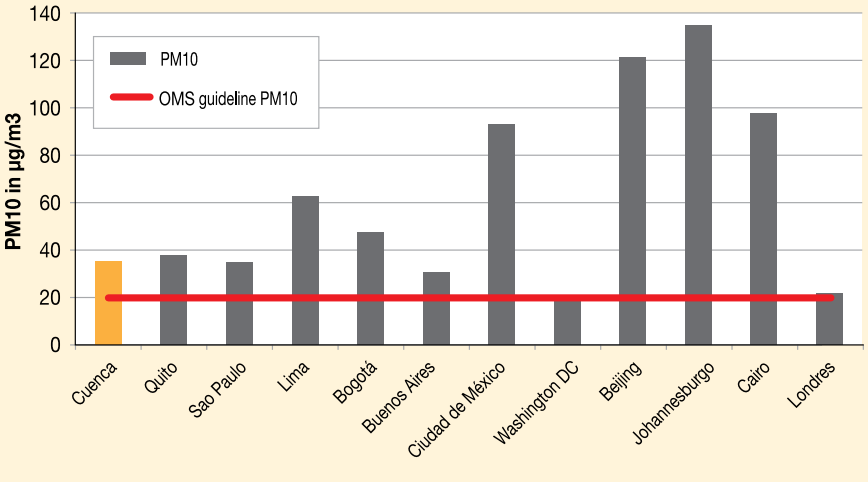
Dado que el tránsito vehicular representa la mayor proporción de emisiones totales en Cuenca, es importante observar la estructura y el desarrollo reciente del sector. La caracterización y estudio del sector permitirá desarrollar hipótesis sobre cómo puede evolucionar la contaminación atmosférica en Cuenca en función de experiencias recientes, así como informar el diálogo sobre políticas prioritarias que aborden el tema de la contaminación atmosférica.

FIGURA 3 Concentraciones de PM10 en varias ciudades del Ecuador, promediadas para el 2012



Fuente: Base de Datos sobre la Contaminación Atmosférica, OMS, mayo 2014.

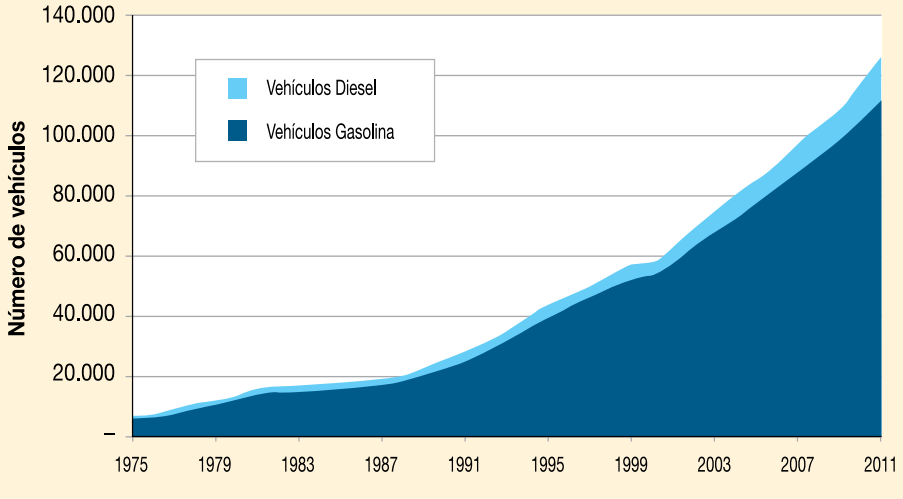
FIGURA 4 Concentraciones de PM10 en centros urbanos internacionales, promediadas para el 2012, junto con el valor de PM10 máximo recomendado por la OMS (Organización Mundial de la Salud - WHO por sus siglas en inglés)



Fuente: Base de Datos sobre la Contaminación Atmosférica, OMS, mayo 2014.

Desde 1975, la tasa de crecimiento anual estimada para la flota de vehículos no comerciales es de casi el 12% (figura 5). Esto ha generado una situación de congestión de tráfico significativa, particularmente en y alrededor del centro de la ciudad (figura 6). El aumento de la población no es el único determinante en el incremento del uso vehicular. Adicionalmente, se ha observado un cambio significativo en el comportamiento de los ciudadanos, que da preferencia al transporte vehicular privado o individual sobre el transporte público (bus). Por ejemplo, entre 1992 y 2012, la cantidad de personas que utilizan vehículos privados o taxis como su modo de transporte principal, ha aumentado del 20% a 43%. Al mismo tiempo, la cuota de transporte público de autobuses ha disminuido de 58% a 40%, mientras que los peatones se han mantenido al mismo nivel (tabla 1). La cantidad y tipo de emisiones de PM10 en Cuenca, y otros factores como la topografía de la ciudad, meteorología y otros, explican por qué los niveles de concentración de material particulado son altos y similares, por ejemplo en relación a los de Quito (figura 3).

FIGURA 5 Número de vehículos registrados en Cuenca



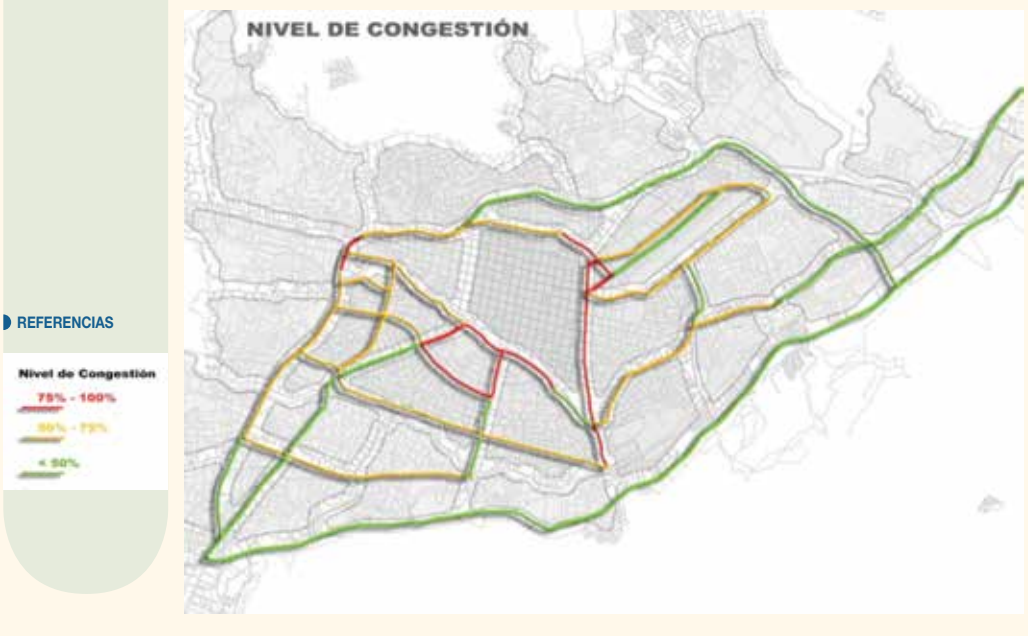
Fuente: DMT (2014) y EMOV (2011).

Tabla 1
Elección de Transporte en Cuenca (1992 y 2012)

Medios de transporte	1992	2012
Transporte Público (Bus)	58%	40%
Vehículos Privados y Taxis	20%	43%
A Pie	15%	14%
Otros	7%	3%

Fuente: Municipio de Cuenca, 2014.

FIGURA 6 Nivel de congestión de tráfico en Cuenca



Fuente: Municipio de Cuenca,2014.

La tasa promedio de ocupación de vehículos en Cuenca ha sido calculada en alrededor de 1.9 pasajeros por vehículo. Adicionalmente, se ha estimado que cerca de tres cuartas partes de los vehículos son ocupados por un individuo (43%) o por dos (33%). Únicamente el 2.8% de los vehículos tienen tasas de ocupación de 4 o más pasajeros. En términos de propiedad de automóviles, la prosperidad relativa del Municipio de Cuenca ha llevado a tasas de propiedad más altas en comparación a otras ciudades como Quito y Guayaquil, con tasas de propiedad de 1 vehículo por cada 4 habitantes en Cuenca, comparado con 1 por cada 5 y 1 por cada 10 habitantes para Quito y Guayaquil respectivamente.

El gran desarrollo del transporte vehicular en Cuenca, las elecciones de transporte predominante (más transporte en vehículos privados con baja tasa de ocupación), y el crecimiento de la zona urbana y la mancha urbana, llevan asociados un aumento de las emisiones de PM, además de otros impactos de distinta índole. Esta situación acentúa aún más la necesidad de que el Municipio de Cuenca analice a detalle el grado de los impactos causados por la contaminación por PM, y estime los costos económicos asociados con estos niveles de concentración de partículas en y alrededor de la ciudad. El conocimiento de estos costos servirá de insumo adicional a la hora de priorizar distintas inversiones e iniciativas, dentro de un contexto de recursos limitados y necesidades abundantes.

Fuentes e Impactos de la Contaminación por PM

Fuentes de PM

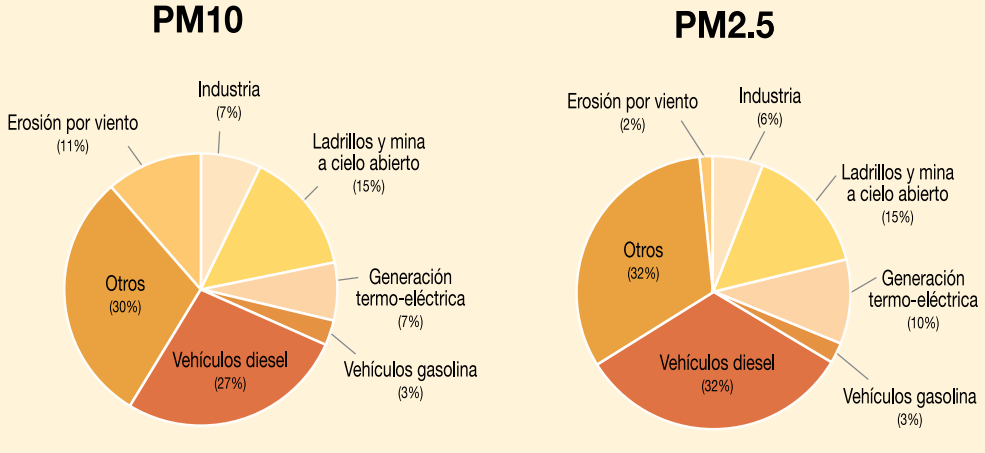
Las cantidades de partículas en suspensión en la atmósfera (material particulado) en regiones industrializadas han aumentado notablemente desde la Revolución Industrial. Las partículas atmosféricas varían en tamaño, desde unos pocos nanómetros hasta decenas de micrómetros. Las fuentes de material particulado pueden ser clasificadas ya sea como de naturaleza primaria o secundaria. Las partículas primarias pueden ser adicionalmente divididas en antropogénicas o naturales, dependiendo de su origen. Ejemplos de partículas primarias naturales son el polvo propagado por el viento, el aerosol marino, las emisiones de volcanes y la quema de biomasa. Entre las emisiones antropogénicas se encuentran las partículas generadas en la quema de combustibles fósiles, que son las más prominentes en un entorno urbano. Cualquier proceso de combustión causado por humanos lleva a la formación de partículas. Las fuentes principales de PM antropogénico incluyen, por tanto, el uso vehicular de combustibles, desgaste de llantas, resuspensión de polvo en las carreteras, combustión industrial - por ejemplo en estaciones termoeléctricas, quema de biomasa agrícola, uso interior de combustibles para cocina y calefacción, la minería y la construcción.

Las partículas formadas de manera secundaria en la atmósfera se derivan de procesos de conversiones de gas a partícula, y también pueden ser de origen natural o antropogénico. El PM secundario viene de transformaciones químicas de precursores gaseosos como el dióxido de azufre, NOx y compuestos orgánicos volátiles. El HN3 (en su mayoría generado por actividades agrícolas como el uso de fertilizantes y abono animal, al igual que sistemas de alcantarillado abiertos) es crítico en la formación de PM secundario, mediante reacciones con SO2 (en su mayoría proveniente de la combustión de energía como centrales eléctricas e industria) y NO2 (generado en su mayoría mediante el transporte vehicular).

La vida útil de las partículas en la atmósfera varía entre unos pocos días hasta unas pocas semanas, y por esto es que son tradicionalmente consideradas como un contaminante local. El PM causa contaminación atmosférica urbana, tiene efectos adversos sobre la salud humana, y también influye en el clima de la tierra de varias formas. Por consiguiente, el material particulado, principalmente la fracción fina, tiene impactos tanto a escala local como global.

El más reciente estudio que relaciona las concentraciones de PM en la atmósfera de Cuenca con las fuentes de PM que lo pueden originar en la ciudad data del 2007. Este estudio identifica las emisiones de diésel como el principal contribuyente tanto al PM10 como al PM2.5 (figura 7). Como se puede ver en la figura, las emisiones del tráfico vehicular son responsables de una tercera parte de las emisiones totales de PM en Cuenca. Por otro lado, si se excluyen las fuentes no antropogénicas, el tráfico es responsable de más del 50% tanto las emisiones de PM10 como de PM2.5 (a modo de clarificación, PM10 se refiere a la fracción de material particulado con un diámetro aerodinámico de 10 micrómetros o menos; se selecciona este diámetro como el máximo capaz de penetrar en los pulmones a través de la respiración; la fracción más fina, de 2.5 micrómetros o menor (PM2.5) es especialmente peligrosa para la salud humana, pues penetra en profundidad en las vías respiratorias y puede ocasionar daños a nivel alveolar de los pulmones).

FIGURA 7 Distribución de fuentes de PM para Cuenca



Fuente: Adaptado de Jerves, 2007.

Impactos a la salud causados por material particulado

Uno de los principales, más evidentes y preocupantes efectos de elevadas concentraciones de material particulado en la atmósfera, es su influencia sobre la salud humana. El material particulado está entre los más dañinos de todos los contaminantes atmosféricos, y existe una preocupación creciente con respecto a la variedad de efectos que las partículas tienen sobre la salud, especialmente su fracción fina. Estudios recientes han demostrado que existe una relación consistente entre las concentraciones de material particulado fino en el aire y efectos adversos sobre la salud humana (síntomas respiratorios, morbilidad y mortalidad) para concentraciones comúnmente encontradas en la mayoría de grandes y medianas ciudades de la tierra.

Al inhalarse, las partículas submicrométricas evaden las defensas naturales del sistema respiratorio y penetran en profundidad en los pulmones, por lo que el material particulado es especialmente dañino para personas con enfermedades pulmonares. La exposición a la contaminación atmosférica por material particulado puede provocar ataques de asma y causar tos e irritación respiratoria en individuos con vías respiratorias sensibles.

El material particulado de especial preocupación con respecto a la salud pulmonar es el PM2.5 (el término PMx significa la masa total de partículas de aerosol con un diámetro aerodinámico menor a x µm). El PM2.5 se conoce como partículas finas, y principalmente proviene de las emisiones de vehículos motorizados y otras fuentes como centrales eléctricas, hornos, calderas a carbón y la conversión de gas a partícula. Las partículas finas son fácilmente inhaladas de manera profunda en los pulmones, donde pueden ser absorbidas por el torrente sanguíneo, o permanecer inmovilizadas en los tejidos por largos periodos de tiempo. Como ilustración, estudios epidemiológicos muestran que un aumento en la concentración de PM10 de tan sólo 10 µg m-3 resulta en un aumento de 0.5 - 1.5% en la mortalidad total prematura en caso de exposición de corto plazo/episódica, y en un aumento de hasta 5% en mortalidad total prematura en caso de exposición a largo-plazo/de por vida. Gracias a las mejoras en los sistemas de medición de la contaminación atmosférica por PM (PM2.5 y más fino), la investigación científica está estableciendo en la actualidad relaciones similares entre exposición a PM2.5 y sus consecuencias directas. En el anexo 1 se brinda una revisión extensa de estudios relacionados a la contaminación por PM, impactos a la salud y sus costos.

Además del incremento de la morbilidad y mortalidad descrita anteriormente, el material particulado, al igual que otros gases y contaminación por ruido, puede causar déficits cognitivos y neurológicos, como por ejemplo un deterioro en la percepción y proceso de pensamiento, cognición fluida, memoria y funciones ejecutivas durante la niñez, y potencialmente constituirse

en un factor de riesgo para el desarrollo de Alzheimer y el inicio temprano de procesos neurodegenerativos (en el Anexo 1 se citan información y fuentes de datos adicionales).

Impactos de PM no relacionados a la salud

Aunque los siguientes capítulos se enfocarán exclusivamente en los impactos a la salud y la consiguiente pérdida económica causada por el material particulado atmosférico, a continuación se proporciona un breve resumen de impactos adicionales relacionados al PM. Estos impactos proveen una justificación aún más fuerte para la implementación de medidas de reducción de las emisiones de PM urbanas. Al reducir las fuentes de PM urbano, se conseguirían beneficios adicionales relacionados con el clima local y global, la reducción de daños a la infraestructura y la agricultura.

Clima

Además de los efectos sobre la salud, el material particulado tiene la capacidad de influir y afectar el clima. La relación entre el material particulado y el cambio climático aún no es del todo entendida, y se ha convertido en un tema clave en los estudios de investigación. Los aumentos en la concentración de material particulado y los cambios en su composición, impulsados por la industrialización y una población en aumento, tienen efectos adversos sobre el clima de la tierra y el suministro de agua, ya que las partículas suspendidas en la atmósfera interactúan con los gases atmosféricos, alterando los procesos naturales.

El PM interactúa con la luz, ya sea reflejando o absorbiendo radiación solar (el denominado efecto directo). El PM producido por fuentes naturales es altamente reflectante, y es capaz de reflejar radiación solar entrante, enfriando de ese modo la superficie de la tierra y efectivamente compensando el calentamiento a raíz de gases de efecto invernadero. No obstante, el material particulado formado por partículas de grafito negras y de carbón alquitranado (presente en humos de combustión urbana) es oscuro, y por lo tanto absorbe fuertemente la luz solar entrante, calentando la atmósfera. El material particulado también ejerce un efecto indirecto al modificar las propiedades de las nubes y alterar los ciclos hidrológicos.

Ambiente, agricultura y otros

Las partículas finas tienen un impacto sobre la visibilidad, creando bruma y otras condiciones que interactúan con la luz y reducen las condiciones visuales, alterando la atmósfera y los colores percibidos de los objetos vistos

a través de la misma. Las partículas son transportadas lejos de sus fuentes, y pueden asentarse en la tierra o en cuerpos de agua, haciéndolos más ácidos, afectando los equilibrios de nutrientes, la distribución de los ecosistemas y otros. También se ha comprobado que el material particulado tiene un impacto negativo sobre el rendimiento de los cultivos. Los problemas varían y pueden incluir daños al follaje, crecimiento y/o rendimiento reducido, incluso la muerte de la planta. El hollín de carbón depositado sobre la vegetación puede inhibir los mecanismos de respiración y fotosíntesis normales dentro de la hoja. La capa de polvo podría afectar la acción normal de los pesticidas y otros químicos agrícolas aplicados. Adicionalmente, la acumulación de polvo alcalino en la tierra puede aumentar el pH de la misma a niveles que son adversos al crecimiento de cultivos (extraído de Griffiths, 2003).

Infraestructura y patrimonio cultural

El material particulado, en especial las partículas negras, generan impactos adicionales relacionados al deterioro de edificios y daños al patrimonio cultural, mediante su capacidad de ensuciar superficies de edificios (ensuciamiento). Se ha descubierto que los materiales urbanos expuestos actúan como una superficie en la cual el material particulado se deposita, y además del ensuciamiento, el PM tiene el potencial de modificar la composición de los materiales presentes en la superficie de piedra. Por ejemplo, se han podido extraer capas negras a manera de cortezas de monumentos, y el origen de estas cortezas está directamente relacionado a la contaminación por PM (Saiz-Jimenez, 2004).

Impactos Económicos de la Contaminación Atmosférica

Antecedentes

El estudio de los costos de la degradación ambiental en Cuenca está centrado en los impactos del material particulado sobre la salud humana. La mayoría de la literatura científica que ha evaluado los impactos sobre la salud de la contaminación atmosférica ha identificado al material particulado (PM) como el único o el mayor contaminante a ser considerado (Brook et al., 2004: Lim et al., 2014). El PM es el contaminante más asociado con impactos adversos a la salud, por lo que el estudio se enfoca exclusivamente en estimar sus impactos económicos. Limitar el ámbito a un solo contaminante también mitiga el riesgo de sobreestimación de impactos, lo cual podría ocurrir al considerar múltiples contaminantes (Bell et al. 2006). La tendencia general encontrada en la literatura científica es la de medir material particulado cada vez de menor diámetro. En la actualidad, los estudios consideran principalmente los impactos a partir de datos de concentración de PM2.5.

El presente estudio se enfoca únicamente en los costos por mortalidad, es decir, la estimación del costo que surge a partir de los casos de defunción que se atribuyen a la contaminación por PM que no hubieren ocurrido en un entorno hipotético de aire limpio ambiental. Por consiguiente, ni el costo de la morbilidad (es decir, el costo de enfermedades temporales causadas por la contaminación atmosférica y el de su tratamiento), ni el costo de oportunidad de estar enfermo (medido por días de productividad o descanso anticipados) son considerados. Para evaluar estos costos sería necesario realizar trabajo analítico adicional. Este trabajo no se ha realizado en este estudio, pues los costos generados por esos factores de morbilidad y costo de oportunidad son solo un pequeño porcentaje en comparación al costo de mortalidad (Ostro 1994; Abbey et al. 1995; Cogen et al. 2004). A fin de evaluar la proporción de defunciones causadas por la contaminación atmosférica en Cuenca, utilizamos funciones de riesgo integradas que fueron recientemente estimadas por Burnett et al. (2014). Estas funciones dependen de una revisión de estudios de cohorte que evaluaron las relaciones entre

la contaminación atmosférica y los impactos a la salud a largo plazo, y que también han sido utilizadas como metodología de estimación para el informe de Carga Mundial de Enfermedad de 2014. Burnett et al. (2014) han establecido funciones de riesgo integradas para el cáncer de pulmón (CP), infecciones respiratorias agudas de vías inferiores (IRA), enfermedades pulmonares obstructivas crónicas (EPOC), enfermedades cardiacas isquémicas (ECI), y enfermedad cerebrovascular (Derrame cerebral). Dada la disponibilidad de estas funciones de riesgo, y el hecho de que estas cinco categorías de enfermedades son más comúnmente asociadas con la contaminación atmosférica, se han utilizado en los análisis de este informe. La tabla 2 presenta los códigos respectivos establecidos por la Clasificación Internacional de Enfermedades (CIE)[1], al igual que los grupos de población afectados para cada categoría de enfermedad.

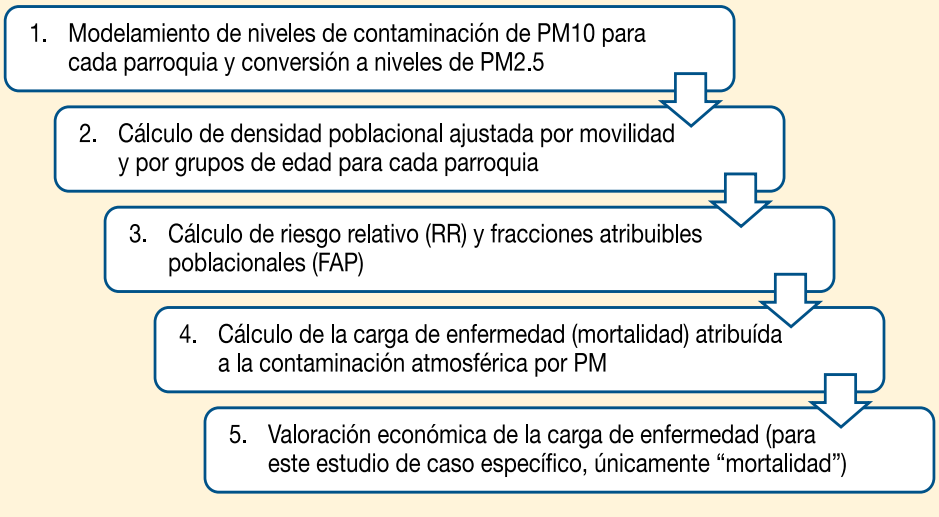
Tabla 2
Categorías de enfermedades

Categorías de enfermedades	Códigos CIE	Población afectada
Cáncer de pulmón (CP)	C33-34	Adultos >25
Infecciones Respiratorias Agudas de Vías Inferiores (IRA)	J10-J22	Niños <5
Enfermedades Pulmonares Obstructivas Crónicas (EPOC)	J40-J44; J47	Adultos >25
Enfermedades Cardiacas Isquémicas (ECI)	I20-I25	Adultos >25
Enfermedad cerebrovascular (Derrame cerebral)	I60-I69	Adultos >25

1 La Clasificación Internacional de Enfermedades (CIE) es la herramienta de diagnóstico estándar para la epidemiología, gestión de salud y propósitos clínicos. Se utiliza para monitorear la incidencia y prevalencia de enfermedades y otros problemas de salud, proporcionando una estimación de la situación general de salud de países y poblaciones; http://www.who.int/classifications/icd/en/

Habiendo definido el alcance de los impactos y enfermedades, al igual que la metodología para relacionar los niveles de contaminación a los impactos sobre la salud (las funciones de riesgo integradas de Burnett previamente mencionadas, la cual es una metodología revisada e internacionalmente aceptada), a continuación se describe el proceso seguido para la cuantificación económica de los costos generados por la contaminación atmosférica de material particulado en Cuenca. Esta metodología paso a paso, utilizada para los cálculos de costos en este informe, se esquematiza en la figura 8. El primer paso consiste en la modelación de la distribución de niveles de contaminación de PM10 para cada una de las parroquias de Cuenca. Como segundo paso, se calcula la densidad poblacional ajustada por movilidad y por grupos de edad (en intervalos de cinco años) dentro de cada parroquia. Habiendo calculado el nivel de contaminación promedio y la densidad poblacional, podemos utilizar las funciones de riesgo integradas para calcular las fracciones atribuibles poblacionales (FAP) para cada parroquia. Utilizando datos epidemiológicos y los FAP estimados, podemos calcular la carga de enfermedad (en términos de defunciones) causada por la contaminación atmosférica en el paso cuatro. El quinto y último paso es la valoración económica de la contaminación atmosférica en función de los años de vida potencialmente perdidos (AVPP). Cada una de las secciones siguientes describe en más detalle las fuentes de datos de entrada, procesamiento de los mismos, y metodologías utilizadas para cada uno de los cinco pasos.

FIGURA 8 Metodología aplicada paso a paso



Modelamiento de niveles de contaminación por PM2.5 para cada parroquia

Ya que las funciones de riesgo integradas de Burnett se basan en los niveles de contaminación de PM2.5, es necesario tener estos valores de contaminación por PM2.5 para Cuenca. Dado que al momento de realizar el estudio no se disponía de datos reales de concentraciones de PM2.5 en la ciudad, es necesario inferirlos a través de los datos existentes de PM10. Las concentraciones de PM10 existentes en las distintas parroquias de Cuenca se obtienen a partir de un modelo de distribución de contaminación, así como de medidas reales de contaminación por PM10. Una vez conocidos esos niveles, es posible inferir el nivel de contaminación por PM2.5 promedio dentro de cada una de las parroquias de Cuenca. En total, el municipio de Cuenca opera tres estaciones de monitoreo de calidad de aire, las cuales cuentan con equipos de medición de PM10. La ubicación de las estaciones de medición se muestra en la figura 9. Las tres estaciones aplican métodos de medición gravimétrica y muestreadores de alto volumen. Las estaciones de medición ubicadas en el Norte (CCA; Colegio Carlos Arizaga) y en el Sur (EIE; Escuela Ignacio Escandón) están instaladas en el tejado de escuelas, a una altura de cerca de 10m por encima del nivel de la calle. La estación central, ubicada en el tejado del edificio del municipio, está instalada a una altura aún mayor, de más de 30 metros por encima del nivel de la calle.

La altitud de medición para estas tres estaciones es adecuada si se quiere estimar la concentración de fondo y difusa de material particulado en el contexto urbano. Estas alturas elevadas podrían, sin embargo, ser problemáticas a la hora de reflejar emisiones puntuales y directas que afectan a la población, ya que potencialmente subestima el nivel de emisiones reales en las calles de Cuenca. Las calles de Cuenca, particularmente en el centro histórico, a menudo son muy angostas y podrían impedir una adecuada ventilación del aire ambiente (el denominado efecto de cañón de la calle), resultando en la acumulación de partículas emitidas por el tráfico. Por tanto, los niveles de emisiones de PM medidos en las estaciones de monitoreo de Cuenca, en particular la estación central, están reflejando niveles de PM urbano de fondo y no emisiones directas, y por lo tanto subestimando los niveles de emisiones reales (que normalmente se miden a una altura estándar de 2m por encima del nivel de la calle). Los estándares de medición de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos recomiendan una altitud de medición para medir emisiones directas de entre 2 y 15m de altitud (Jerves, 2007), mientras que la altitud de las estaciones existentes en Cuenca varía entre 9.5 y 30.5m.

FIGURA 9 Ubicación y altitud de estaciones de medición de PM10 en Cuenca

Cuenca ha iniciado recientemente las mediciones de PM2.5. Esta es una gran iniciativa, y va a suponer un gran avance en la comprensión de la dinámica de la contaminación por material particulado. Desafortunadamente, los datos de PM2.5 medidos mientras se realizaba el presente estudio resultaron ser inadecuados para ser utilizados en el mismo.[2] Por consiguiente, los datos de PM10 medidos durante el 2012 fueron los utilizados como base para el estudio. Los datos de PM10 medidos por las estaciones (obtenidos como un promedio de 24h) fueron posteriormente convertidos a niveles equivalentes de PM2.5 utilizando el factor de conversión PM2.5/PM10 medido para Quito y establecido en 0.48 (OMS, 2014).[3] El mapa en la figura 10 muestra la distribución de los niveles de concentración por PM10, que varían de entre niveles de contaminación altos (representados por colores naranja-café oscuros) en las parroquias del Nororiente, hasta niveles menores, particularmente en las parroquias del centro y occidente. Utilizar un factor

2 Además de la serie de corto tiempo de datos MP2.5, los datos de medición MP2.5 existentes aún parecen requerir de calibración y validación cruzada adicional.

3 El factor de conversión MP2.5/MP10 de 0,48 es bastante bajo en comparación a los factores de conversión nacionales de otros países Latinoamericanos publicados en la base de datos OMS-AAP (OMS, 2014a).

de conversión PM2.5/PM10 para inferir la concentración de PM2.5 no es ideal, y utilizar el de Quito y aplicarlo a Cuenca en vez de usar un factor medido directamente en Cuenca es probablemente una fuente adicional de incertidumbre al resultado final, dadas las diferencias en las emisiones de ambas ciudades. Sin embargo, era la opción más aproximada que se disponía durante la ejecución del estudio. Una vez que las mediciones de PM2.5 estén disponibles de manera extensa y consistente en Cuenca, estas podrían ser utilizadas para refinar los resultados.

FIGURA 10 Distribución espacial de la contaminación atmosférica en Cuenca

Los resultados de este modelamiento de las concentraciones de PM10 en las 15 parroquias de Cuenca, proporcionado por la Empresa Pública Municipal de Movilidad, Tránsito y Transporte de Cuenca (EMOV) fueron los utilizados en este estudio como línea de referencia para calcular la mortalidad asociada al material particulado y los costos asociados. En el anexo 2 se reproduce una tabla en la que se reflejan los valores mínimo, máximo y promedio de concentración de PM10 obtenidos a partir del modelo, al igual que los niveles de PM2.5 convertidos para cada parroquia utilizando el factor de conversión antes mencionado. Una vez que este nivel de concentración promedio de PM2.5 por parroquia ha sido calculado, se puede utilizar en las siguientes etapas para relacionarlo con las funciones de riesgo, y calcular el riesgo relativo y las fracciones atribuidas poblacionales (FAP).

Densidad poblacional ajustada por movilidad por grupos de edad y parroquia

Basado en el censo de población de 2010 (INEC, 2010), el tamaño de la población y la estructura de grupos de edad para cada parroquia de Cuenca es conocida. Sin embargo, la calidad del aire ambiente real y prevalente en la residencia de uno mismo, no es necesariamente representativo de la calidad de aire al que uno está expuesto de manera predominante. Una proporción significativa de personas pasan la mayoría del día fuera de su lugar de residencia, por ejemplo en sus trabajos, o en el caso de estudiantes, en colegios y universidades.

En el caso de Cuenca, los niveles de emisiones de PM son más altos en las parroquias cercanas al parque industrial (NE de Cuenca) y al centro de la ciudad. Ambas áreas probablemente tienen una mayor población durante el día a raíz de la entrada de oficinistas y estudiantes (centro de la ciudad) u obreros (parque industrial). Por consiguiente, ajustamos el tamaño de la población haciendo uso de los patrones de desplazamiento al trabajo dentro de cada parroquia. El tamaño de la población de cada parroquia, como se mostrará más adelante, sirve como un factor de ponderación de las fracciones poblacionales atribuidas a lo largo de las 15 parroquias. El ajuste se realiza en función de una encuesta de movilidad realizada por la Dirección Municipal de Tránsito y Transporte (DMT). La encuesta cubrió a 5034 participantes entre las edades de 16 y 55 años, preguntándoles acerca de sus patrones de desplazamiento diarios, y la duración de su estadía en cada destino/lugar (Municipio de Cuenca, sin fecha). La densidad de población de cada parroquia es ajustada en función de la movilidad de su población, utilizando los siguientes criterios:

Cada participante de la encuesta que pasa más de seis horas fuera de su parroquia (aquella en la cual se encuentra su lugar de residencia) es reubicado a la parroquia dentro de la cual haya pasado la mayoría del tiempo fuera de su hogar. Por ejemplo, consideremos una persona “A” que vive en la parroquia uno y que pasa cuatro horas en la parroquia ocho, y dos horas en la parroquia nueve. Consiguientemente, la persona “A” es reubicada a la parroquia ocho, y de esa manera se aumenta la densidad de la población de la parroquia ocho, mientras que se reduce la densidad de la parroquia uno.

El ajuste se hace por grupos de edad de intervalos de cinco años, los cuales varían entre cinco y 64 años. Se asume que personas más jóvenes o más mayores que ese intervalo permanecen dentro de sus parroquias. Ya que la encuesta no cubre a participantes entre las edades de cinco a

15 y 56 a 64, se asume que el grupo de edad más cercano (por ejemplo 15-19 años para los grupos de edad cinco a nueve y diez a 14) muestra un comportamiento de movilidad representativo de esos otros grupos no cubiertos por la encuesta.[4]

El resultado de este procedimiento de ajuste es que 100.094 personas son reubicadas a otras parroquias, representando el 35,9% de la población entre las edades de 5 y 64 en Cuenca, o 30,3% de la población total. Utilizando los datos de población ajustados por parroquia, la proporción de cada grupo de edad de cada parroquia dentro de la población general de Cuenca se expone en la tabla 3. Esta tabla se obtiene utilizando como datos de entrada la distribución original de población por grupo de edad entre parroquias, basada en el censo de 2010 (INEC, 2010). Tanto la distribución original de la población en función del censo y el cambio neto en la población para cada parroquia, como resultado de aplicar las correcciones en base a los resultados de la encuesta sobre movilidad, son proporcionados en el anexo 3.

Tabla 3
Proporción de población ajustada por grupo de edad por parroquia

Edad	Parroquia														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
0-4	8%	3%	8%	2%	10%	2%	4%	7%	7%	3%	12%	4%	8%	17%	6%
5-9	15%	2%	6%	1%	13%	2%	2%	6%	7%	1%	20%	3%	5%	10%	7%
10-14	16%	2%	6%	1%	13%	2%	2%	6%	7%	1%	19%	3%	5%	10%	7%
15-19	15%	2%	6%	1%	13%	2%	2%	7%	6%	1%	19%	4%	5%	10%	6%
20-24	13%	4%	8%	2%	10%	2%	5%	6%	5%	2%	17%	4%	6%	14%	5%
25-29	12%	2%	7%	2%	11%	2%	4%	7%	7%	2%	20%	3%	5%	11%	5%
30-34	7%	4%	8%	1%	11%	2%	5%	5%	5%	2%	21%	4%	5%	16%	4%

4 La encuesta no muestreó suficientemente a la población de las parroquias 2 y 10. Como solución, se asumió que el comportamiento de movilidad observado en la parroquia 7 es representativo para todos los grupos de edad en las parroquias 2 y 10.

Edad	Parroquia														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
35-39	9%	4%	7%	1%	9%	1%	4%	8%	5%	2%	18%	4%	8%	13%	6%
40-44	8%	4%	7%	2%	8%	1%	5%	7%	5%	3%	17%	4%	7%	17%	4%
45-49	8%	2%	8%	3%	10%	2%	4%	7%	5%	2%	20%	5%	10%	10%	5%
50-54	9%	4%	7%	2%	9%	2%	7%	6%	6%	3%	14%	5%	8%	13%	5%
55-59	8%	6%	7%	2%	9%	2%	8%	7%	7%	3%	12%	6%	5%	13%	4%
60-64	8%	7%	7%	2%	9%	2%	8%	6%	7%	4%	12%	6%	5%	12%	3%
65-69	9%	5%	6%	3%	8%	3%	7%	5%	6%	5%	12%	7%	8%	12%	4%
70-74	9%	5%	6%	3%	9%	3%	6%	5%	5%	5%	12%	7%	8%	11%	4%
75-79	10%	5%	5%	4%	10%	4%	7%	5%	5%	6%	11%	7%	8%	10%	4%
>80	9%	4%	5%	5%	8%	6%	7%	5%	6%	5%	11%	7%	8%	11%	3%
Total	**11%**	**3%**	**7%**	**2%**	**11%**	**2%**	**4%**	**6%**	**6%**	**2%**	**17%**	**4%**	**6%**	**13%**	**5%**

Fuente: Elaboración propia a partir de datos del GAD Municipal de Cuenca,2014.

Cálculo de riesgo relativo (RR) y fracciones atribuibles poblacionales (FAP)

Cada individuo carga con un cierto nivel de riesgo de sufrir, o incluso de morir, a raíz de alguna de las enfermedades mencionadas anteriormente (Tabla 2). La contaminación del aire ambiente se puede considerar como un factor de riesgo adicional, ya que aumenta el riesgo relativo (RR) de estas enfermedades, es decir, de manera relativa al riesgo ya existente, causado por otros factores de riesgo como fumar, dietas poco saludables, etc. El riesgo relativo no debe por tanto interpretarse como el riesgo de contraer la enfermedad “A” versus no contraer la enfermedad “A”.

En su estudio del 2014, Burnett et al. estimaron una serie de funciones de exposición integradas, que explican el cambio en el riesgo relativo (RR)

de contraer la enfermedad *"k"* experimentado por una persona de edad *"l"* expuesta a una dosis de emisiones "*Z*" (con el PM2.5 medido en µg/m^3), con respecto a un nivel de emisiones ficticio "Z_{cf}". Estas funciones son gobernadas por tres parámetros distintos (α, β, δ), calculados por los autores y cuyos valores son facilitados en el material suplementario de dicha publicación. La ecuación (1) muestra la función y definición de sus componentes:

Ecuación (1)

$$RR(z)_{kl} = 1 + \alpha \ (1 - e^{(-\gamma(z - z_{cf})^{\delta})})$$

donde

$RR(z)_{kl}$ *es el riesgo relativo de enfermedad k, y de grupo de edad l dependiente de z*

z es el nivel de $PM_{2.5}$ *factual*

z_{cf} *es el nivel de* $PM_{2.5}$ *contrafactual*

α, γ, δ *son parámetros*

El riesgo relativo de Cáncer de Pulmón (CP) y Enfermedades Pulmonares Obstructivas Crónicas (EPOC) se calcula para todas las edades de igual manera, pero solo para personas de 25 años de edad en adelante. El riesgo relativo para Infecciones Respiratorias Agudas de vías inferiores (IRA) se calcula para todas las edades de igual manera, pero solo para niños de 5 años de edad o menores. Para la enfermedad cerebrovascular (derrame cerebral) y enfermedades cardiacas isquémicas (ECI), el riesgo relativo es calculado para grupos de edad con intervalos de cinco años, pero solo para personas de 25 años de edad o mayores. El nivel de emisión ficticio es igual a 7.3 µg/m^3, lo cual es el promedio de los límites inferiores y superiores de 5,8 y 8,8 µg/m^3 aplicados y propuestos por Lim et al. (2013).

Luego de calcular el riesgo relativo, podemos calcular la fracción atribuible poblacional (FAP)[5], utilizando la ecuación (2). La FAP se calcula para enfermedades *k* y grupos de edad *l* para los cuales hemos previamente calculado el riesgo relativo. Pi es igual a la proporción de la población de

5 La contribución de un factor de riesgo a una enfermedad o muerte, se cuantifica utilizando la fracción atribuible poblacional (FAP). La FAP es la reducción proporcional en enfermedad o mortalidad poblacional que podría ocurrir si la exposición a un factor de riesgo fuese reducido a un escenario de exposición ideal alternativo (por ejemplo, el no uso del tabaco). Muchas enfermedades son causadas por múltiples factores de riesgo, y los factores de riesgo individuales pueden interactuar en su impacto sobre el riesgo general de enfermedad. Como resultado, las FAP para factores de riesgo individuales a menudo se superponen y suman más de 100 porciento (http://www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/metrics_paf/en/).

cada parroquia de la población total de Cuenca, ajustada por patrones de desplazamiento, como se explicó en la sección anterior.

La FAP es entonces utilizada para determinar la carga de enfermedad atribuible al riesgo relativo causado por la contaminación de aire ambiente (Lim et al. 2013).

Ecuación (2)

$$PAF = \frac{\sum_{i=1}^{n} P_i(RR_{kl} - 1)}{\sum_{i=1}^{n} P_i(RR_{kl} - 1) + 1}$$

donde

RR_{kl} *es el riesgo relativo de enfermedad k y de grupo de edad l*

P_i *es la fracción de la población afectada*

La ecuación 3 es finalmente utilizada para calcular la carga de enfermedad (en términos de mortalidad para este estudio de caso particular) causado por la contaminación de aire ambiente. B es la carga de enfermedad anual. D_{kl} es el número de defunciones causadas por la enfermedad k dentro del grupo de edad l. PAF_{kl} es igual a la fracción atribuible poblacional calculada previamente de la enfermedad *k* y el grupo de edad *l*.

Ecuación (3)

$$B = \sum_{k=1}^{t} \sum_{l=1}^{s} D_{kl} PAF_{kl}$$

donde

B_i *es la carga de enfermedad anual*

D_{kl} *es el número de defunciones causadas por la enfermedad k del grupo de edad l*

PAF_{kl} *es la fracción atribuible poblacional afectada de enfermedad k del grupo de edad l*

Los datos subyacentes utilizados para definir D_{kl} son estadísticas de defunciones para el año 2012, facilitadas por el Instituto Nacional de Estadística y Censos de Ecuador (INEC, 2012). Las estadísticas de defunciones son reportadas hasta el nivel de la parroquia urbana de Cuenca. Para cada caso, los datos facilitados proporcionan información con respecto a género, fecha de nacimiento y defunción, lugar de residencia y causa de defunción (identificada por código CIE). Ya que los datos no pueden ser desagregados más a nivel parroquial, estamos limitados a calcular la carga de enfermedad al nivel

agregado y consistente en la parroquia urbana de Cuenca. Aun así, se consiguen representar adecuadamente las diferencias espaciales en los niveles de contaminación a través del cálculo del RR para cada parroquia, y ponderar posteriormente el FAP agregado, como corresponde.

Valoración económica de la carga de enfermedad

El cálculo del costo económico de la carga de enfermedad puede realizarse bien a través del valor de una vida estadística (VSL por su sigla en inglés), o utilizando el enfoque del capital humano (HCA por su sigla en inglés). El VSL se calcula mediante estudios que utilizan métodos preferenciales declarados o revelados (como métodos de valoración contingente o fijación de precios hedónicos, respectivamente). La mayoría de estudios del VSL utilizan métodos de valoración contingentes (es decir, métodos de preferencia declarados) (OCDE, 2012). Estos, sin embargo, no calculan el valor de la vida humana, sino que calculan el valor de una muerte impedida. Esto se logra preguntando a encuestados cuál sería su disposición a pagar con el fin de reducir el riesgo de morir, por ejemplo de cáncer, es reducido en 1 caso cada 100.000 personas. Si la disposición de pagar es igual a US$30, y por cada 100.000 individuos que pagan se podría evitar un caso de defunción, entonces el valor de la vida estadística (VSL) sería igual a US$ 3 millones.

La mayoría de estudios de VSL se han realizado en países de altos ingresos, y los autores no conocen de estudios de VSL para el Ecuador o cualquier país vecino. En 2012, la OCDE preparó un meta-análisis extenso que cubrió 856 estudios de VSL. Una estrategia comúnmente utilizada en ausencia de datos más directos, es la transferencia de beneficio del cálculo de VSL de un país de altos ingresos a un país de bajos ingresos, haciendo ajustes con respecto a las diferencias en niveles de ingresos (ajustando para paridad de poder adquisitivo) como se muestra en la ecuación (4).

Ecuación (4)

$$VSL_{Ecuador} = VSL_{OECD}\left(\frac{Y_{Ecuador}}{Y_{OECD}}\right)^{\varepsilon}$$

donde

Y_i *es el producto interno per capita*

ε *es la elasticidad de los ingresos para transferir VSL*

A partir de las conclusiones del meta-análisis de la OCDE, se propone transferir el cálculo del VSL promedio de países OCDE (US$3 millones), considerando límites de error del 50% y utilizando una elasticidad de ingresos de 0,8, con 0,4 y 1,2 como los límites inferiores y superiores respectivamente.

De acuerdo a Cropper (2014), en la mayoría de los casos es posible aplicar una elasticidad de ingresos unitaria ($\varepsilon=1$). La transferencia de VSL es muy sensible a la elasticidad de ingresos aplicada. Hammitt y Robinson (2011) propusieron utilizar una elasticidad de ingresos de $\varepsilon > 1$ para transferencias de beneficios de cálculos de VSL de países de altos ingresos a países de bajos ingresos. Calcularemos el VSL para Ecuador utilizando elasticidades de ingresos en intervalos de 0,2 entre los límites inferiores y superiores de 0,4 y 1,2, tal y como sugiere la OCDE (2012). La elasticidad final puede por tanto ser seleccionada tomando en cuenta el ratio VSL/Y. De acuerdo con Miller (2000, citado en Cropper y Sahin, 2009), el ratio para países de altos ingresos es cerca de 140. Para países de ingresos bajos-medios a altos-medios, como el Ecuador, se cree que el ratio es significativamente más bajo, cerca de VSL/Y □ 80 (Robinson y Hammitt, 2009). En consecuencia, elegiremos la elasticidad de ingresos que más cercanamente corresponda a un VSL/Y de 80. Los siguientes intervalos inferiores y superiores serán utilizados como límites inferiores y superiores respectivamente.

En contraste con la estrategia VSL, el método HCA solo considera la productividad perdida, medida como el valor actual de las ganancias futuras de una persona, que son aproximadas por el producto interno bruto promedio (PIB) per cápita. En general, el HCA es un límite inferior para valorar el costo de la mortalidad inducida por la contaminación atmosférica. Como Connelly y Supanana (2006) señalan al citar a Sen (2004), el HCA tiene la limitación de medir únicamente pérdidas de ingresos, y no captura las pérdidas en utilidad causadas por discapacidad o incluso defunción (para la persona afectada y su entorno, por ejemplo, familiares). En contraste, la estrategia VSL permite capturar la pérdida entera de utilidad por defunción. La estrategia VSL puede ser considerada más realista, ya que la vida es más que generar ingresos (Hammitt y Roninson, 2011).

Existe otra diferencia importante entre el HCA y la estrategia VSL. En contraste a la estrategia VSL, el HCA diferencia a qué edad ocurre la defunción, ya que el valor actual de ingresos futuros es calculado tomando en cuenta la expectativa de vida restante. Tomando en cuenta la expectativa de vida restante puede hacer una gran diferencia en valorar el costo de la contaminación atmosférica. Dentro del estudio global de la carga de enfermedad de 2010, por ejemplo, más del 50% de la vidas perdidas son personas de 70 años de edad o mayores (Lim, 2013). El tomar en cuenta las diferencias en la expectativa de vida restante, además de la diferencia

en capturar pérdidas de utilidad, es un factor crucial adicional que lleva a cálculos divergentes. Como remedio, la estrategia VSL puede ser modificada para también considerar la expectativa de vida estadística restante a la edad de defunción. A esto se refiere como la estrategia del valor de un año de vida estadístico (VOLY) (valoración de riesgo de mortalidad OCDE). Análogamente al cálculo del pago regular de una anualidad, el VOLY es calculado en base al VSL, como se muestra en la ecuación (5).

Ecuación (5)

$$VOLY = \frac{\delta(VSL)}{1-(1+\delta)^{-T}}$$

$$donde$$

$$\delta_i \ es \ la \ tasa \ de \ descuento$$

$$T \ es \ la \ esperanza \ de \ vida \ restante$$

$$para \ \lim_{\delta \to 0} \ VOLY = \frac{VSL}{T}$$

Ya que utilizaremos cálculos de VSL independientes de la edad, necesitamos calcular el VOLY para un caso referencial, es decir, al igual que el VSL, se asume que el VOLY es constante.[6] Los VOLYs han sido calculados utilizando casos referenciales de hombres entre 35 y 45 años de edad (EC, 1998). Para nuestro análisis, utilizamos un factor de descuento de 3% y un caso referencial masculino dentro del grupo de edad de 40-44 años. La expectativa de vida restante aplicada de 21,7 años fue calculada utilizando la tabla de vida estándar de la OMS, aplicando un factor de descuento de 3% y ponderaciones de edad estándar (K=1) al igual que interpolando entre los límites inferiores y superiores del grupo de edad (OMS, 2014).

Es un debate ético el decidir si el valor de una vida depende de la edad, como por ejemplo valorar la vida de un niño de 11 años de manera diferente que la de una persona de 80 años de edad. Dado que la finalidad de este estudio no es proporcionar un solo valor específico que represente el costo económico, sino más bien un rango de valores, consideraremos las tres estrategias mencionadas con anterioridad.

6 Ya que el VOLY se relaciona de manera inversa a la variable de edad T, el calcular el VOLY específicamente para cada edad (o grupo de edad) utilizando un cálculo de edad independiente de VSL podría llevar a VOLYs mayores a una expectativa de vida restante (T) decreciente. Esto, claro está, discriminaría en contra de generaciones más jóvenes e incluso llevaría a resultados similares comparado a simplemente utilizar la estrategia VSL con la única desviación siendo determinada por la tasa de descuento.

Para las estrategias HCA y VOLY necesitamos determinar los años de vida potencialmente perdidos (AVPP) para el número de defunciones por género y grupo de edad. Los AVPP son calculados utilizando la siguiente ecuación (6).

Ecuación (6)

$$YLL = \sum_{i=1}^{t} \sum_{j=1}^{s} N_{ij} L_{ij}$$

donde

N_{ij} *es el número de defunciones anuales de sexo* j *y grupo de edad* i

L_{ij} *es la esperanza de vida del sexo* j *y grupo de edad* i

La expectativa de vida restante, L_{ij}, para cada género y grupo de edad se calcula utilizando tablas de vida estándar de la OMS (OMS, 2014b). L_{ij}, es sensible al factor de descuento aplicado y a ponderaciones de edad. Se aplica un factor de descuento de 3% y ponderaciones de edad estándar (K=1).

Los Costos de la Contaminación Atmosférica en Cuenca

A continuación se presentan los resultados obtenidos de aplicar las metodologías y supuestos ilustrados anteriormente. La tabla 4 muestra el número de defunciones causadas por las categorías de enfermedades identificadas previamente. La mayoría de la defunciones están relacionadas a enfermedades cerebrovasculares (Derrame cerebral), las cuales causan un total de 60 defunciones (o 35% de todas las defunciones) en la zona urbana de Cuenca en el año 2012.

Tabla 4

Defunciones causadas por enfermedades asociadas con la contaminación por PM en Cuenca, 2012

Categorías de enfermedad	Códigos CIE	Población afectada	Defunciones	
			Mujeres	Hombres
Cáncer de pulmón (CP)	C33-34	Adultos >25	12	10
Infecciones Respiratorias Agudas de vías inferiores (IRA)	J10-J22	Niños <5	3	5
Enfermedades Pulmonares Obstructivas Crónicas (EPOC)	J40-J44; J47	Adultos >25	28	14
Enfermedades Cardiacas Isquémicas (ECI)	I20-I25	Adultos >25	22	17
Enfermedad cerebrovascular (Derrame cerebral)	I60-I69	Adultos >25	24	36
Total			89	82

La mayoría de defunciones (más del 66%), ocurren entre las personas mayores de 70 años. El anexo 4 muestra una tabla con la distribución de defunciones entre los grupos de edad y género causadas por enfermedades relacionadas con la contaminación atmosférica por material particulado. Las defunciones para las edades 5 -24 no están incluidas, ya que las funciones de riesgo integradas no especifican un riesgo para estos grupos. Utilizando el nivel de concentración de PM2.5 promedio (anexo 2) *por parroquia*, y las funciones de riesgo relativo como se especifica en la ecuación (1), podemos calcular el riesgo relativo por grupo de edad y parroquia. Posteriormente, y considerando la proporción ajustada de la población por grupo de edad (tabla 2), se puede calcular la fracción atribuible poblacional (FAP) general, por categoría de enfermedad, en base a la ecuación (2).

El cálculo de la FAP permite estimar el número de defunciones o la carga de enfermedad (en términos de mortalidad) que es causada por la contaminación del aire ambiente por material particulado de acuerdo a la ecuación (3). Al multiplicar la FAP (específica para cada tipo de enfermedad y cada grupo de edad) por el número de defunciones como se reportan en el anexo 4, se calcula la carga de enfermedad que se reporta en la tabla 5. De acuerdo a nuestra metodología de cálculo, en el 2012 un total de 24,26 defunciones pueden ser atribuidas a la contaminación atmosférica por PM2.5. Esto es equivalente al 14,2% de todas las defunciones causadas por la categoría de enfermedad identificada dentro de las edades 0 a 4, y 25 en adelante.

Tabla 5
Carga de enfermedad atribuible a la contaminación atmosférica por PM 2.5

Grupo de edad	Mujeres					Hombres				
	CP	EC 1	Derrame cerebral	IRA	EPOC	CP	ECI	Derrame cerebral	IRA	EPOC
0-4	–	–	–	0,26	–	–	–	–	0,43	–
25-29	–	–	–	–	–	–	–	0,36	–	–
30-34	–	–	0,34	–	0,08	0,09	–	–	–	–
35-39	–	0,80	–	–	–	–	0,40	0,33	–	–
40-44	–	–	–	–	–	–	–	0,30	–	–
45-49	–	0,34	0,28	–	–	0,09	–	0,57	–	–
50-54	0,09	0,62	0,26	–	–	0,09	0,31	0,53	–	–

Grupo de edad	Mujeres					Hombres				
	CP	EC 1	Derrame cerebral	IRA	EPOC	CP	ECI	Derrame cerebral	IRA	EPOC
55-59	–	0,29	–	–	–	–	0,29	0,24	–	–
60-64	–	0,26	0,43	–	0,08	0,09	–	0,43	–	–
65-69	0,28	0,93	0,38	–	0,23	0,19	–	0,75	–	–
70-74	0,19	0,20	0,82	–	0,08	–	0,20	0,49	–	–
75-80	0,28	0,17	0,14	–	0,15	–	0,69	0,42	–	0,15
>80	0,28	1,26	1,28	–	1,55	0,37	1,26	1,86	–	0,93
SUMA	*1,12*	*4,87*	*3,95*	*0,26*	*2,17*	*0,94*	*3,15*	*6,29*	*0,43*	*1,08*
Subtotal					**12,36**					**11,89**
Total										**24,26**

No existe una diferencia significativa en el número total de defunciones entre mujeres y hombres. Sin embargo, dado que las mujeres tienen una mayor expectativa de vida, también calculamos los años de vida potencialmente perdidos (AVPP) diferenciados por género. Los AVPP son calculados aplicando la ecuación (6), en la cual la expectativa de vida restante se calcula en base a tablas de vida estándar (OMS, 2014). La tabla 6 muestra el cálculo de AVPP para ambos géneros, aplicando un factor de descuento de 3% y pesos estándar (K=1).

El costo económico de la carga de enfermedad se ha calculado utilizando las estrategias HCA, VSL y VOLY. Con respecto a la HCA, utilizamos el PIB regional y real per cápita de 2012, para el cantón de Cuenca, a partir del dato de 2009, de US$7.243.[7] Como se discutió en la metodología, no existe

7 El Banco Central del Ecuador solo ha hecho disponible cálculos PIB regionales hasta el 2009. utilizando el crecimiento real en el PIB nacional (Banco Mundial, 2014), el PIB regional para Cuenca es aproximado aplicando extrapolación lineal.

un cálculo de VSL disponible para Ecuador, y una transferencia de beneficio del VSL recomendado para países OCDE es sensible a la elasticidad de ingresos aplicada, como se muestra en la ecuación (4). En base al PIB per cápita ajustado por paridad de poder adquisitivo para países OCDE y Ecuador en 2012 (Banco Mundial, 2014), el cálculo del VSL para el Ecuador es realizado para elasticidades de ingresos que varían entre 0,4 y 1,2 (tabla 7). Elegimos una elasticidad de ingresos de 1, ya que a ese nivel, el ratio de VSL/PIB per cápita (ajustado por paridad de poder adquisitivo) es más cercano a 80 - el ratio recomendado para países de ingresos medio-bajos a alto-medios (Cropper, 2014). En consecuencia, el VSL para Ecuador es igual a US$ 821.079. Los cálculos de VSL con elasticidad de ingresos de 0,8 y 1,2 son utilizados como límites inferiores y superiores respectivamente.

Tabla 6

Años de Vida Potencialmente Perdidos (AVPP) a raíz de la contaminación de aire ambiente por PM2.5

Grupo de edad	Expectativa de vida restante		Defunciones		Años de Vida Potencialmente Perdidos (AVPP)		
	Mujeres	Hombres	Mujeres	Hombres	Mujeres	Hombres	Total
0	34,87	34,75	0,26	0,43	9,03	14,99	24,02
5	37,35	37,21	-	-	-	-	-
10	37,47	37,30	-	-	-	-	-
15	36,22	36,02	-	-	-	-	-
20	34,08	33,84	-	-	-	-	-
25	31,39	31,11	-	0,36	-	11,35	11,35
30	28,40	28,08	0,42	0,09	11,99	2,63	14,62
35	25,30	24,91	0,80	0,72	20,18	18,05	38,24
40	22,19	21,74	-	0,30	-	6,61	6,61
45	19,16	18,63	0,62	0,66	11,86	12,32	24,18
50	16,26	15,65	0,98	0,93	15,92	14,55	30,48

Grupo de edad	Expectativa de vida restante		Defunciones		Hombres		
	Mujeres	Hombres	Mujeres	Hombres	EPOC	CP	ECI
55	13,52	12,83	0,29	0,53	3,87	6,74	10,61
60	10,97	10,19	0,77	0,53	8,46	5,38	13,84
65	8,60	7,80	1,82	0,94	15,62	7,33	22,96
70	6,45	5,71	1,29	0,70	8,32	3,98	12,30
75	4,59	4,00	0,75	1,27	3,44	5,07	8,51
80	1,53	1,30	4,37	4,43	6,70	5,77	12,47
		Suma	**12,36**	**11,89**	**115,40**	**114,77**	**230,17**

Tabla 7
Cálculos de VSL para Ecuador utilizando diferentes elasticidades de ingresos

Elasticidad de Ingresos ε	0,4	0,6	0,8	1	1,2
VSL Ecuador (en USD)	1.786.598	1.378.731	1.063.977	821.079	633.633
Radio VSL Ecuador / PIB per cápita (PPP)	177,4	136,9	105,6	81,5	62,9

A partir de estos valores, y de acuerdo a la ecuación (5), utilizando una expectativa de vida restante de 21,7 años y un valor de VSL de US$ 821.079, el VOLY resultante es igual a US$ 36,399. También se han realizado los cálculos del VOLY para los valores límite superior e inferior del VSL.

La tabla 8 presenta el resumen de costos económicos estimados de la contaminación de aire ambiente por PM2.5 en la ciudad de Cuenca resultantes de aplicar las distintas estrategias de valoración. El costo de la

carga de enfermedad varía ente un mínimo de US$1,7 millones (HCA) y un máximo de US$ 25,8 millones (estrategia VSL). Los costos estimados conforme a las estrategias VSL y VOLY varían significativamente según los valores de elasticidades de ingreso aplicadas. Para comparar con los resultados de la estrategia HCA es recomendable utilizar únicamente los cálculos de VSL y VOLY realizados con una elasticidad de ingreso unitaria. Aun así, la diferencia en el resultado de valoración entre los tres métodos es notable.

Tabla 8
Costo económico de contaminación de aire ambiente por PM2.5 en Cuenca

Estrategia de Valoración	Elasticidad de ingresos	$ de VLS/VOLY	Valoración de vidas perdidas	Valoración de años de vida potencialmente perdidos
VSL	0,8	$ 1.063.977	$ 25.808.224	
	1	**$ 821.079**	**$ 19.916.399**	
	1,2	$ 633.633	$ 15.369.639	
VOLY	0,8	$ 47.167		$ 10.856.486
	1	**$ 36.399**		**$ 8.378.031**
	1,2	$ 28.090		$ 6.465.391
HCA	-	**$ 7.243**		**$ 1.667.018**

Discusión y Conclusiones

Se realizó un análisis de los costos de degradación ambiental causados por la contaminación por PM del aire atmosférico en Cuenca, Ecuador. En vez de determinar un único valor del costo económico, el estudio aplicó diferentes metodologías de valoración y determinó un rango de estimaciones de costos, que varían según la técnica aplicada. Dependiendo de la estrategia de valoración, el costo de la contaminación atmosférica por material particulado PM2.5 es equivalente a un rango de entre 1,08% y 0,07% del PIB regional.

La estrategia HCA, que suele resultar en estimaciones menores de los daños por contaminación atmosférica, a menudo recibe la crítica de que falla en reflejar adecuadamente el valor económico total de la vida humana, ya que considera únicamente la productividad humana promedio, y por tanto no contempla muchas más dimensiones que necesitan ser consideradas. En comparación, y como se describe detalladamente en el análisis, tanto al estrategia VSL como la VOLY sí toman en cuenta la pérdida en utilidad implícita en la vida humana. No obstante, la estrategia VSL puede ser particularmente vulnerable cuando se la aplica para valorar los costos de la contaminación atmosférica, ya que una clara mayoría de defunciones ocurre entre las personas de tercera edad, y existe evidencia empírica de que el VSL se reduce con la edad (Aldy y Viscusi, 2007; Alberini, 2004). Por consiguiente, el cálculo de VSL podría sobreestimar sustancialmente el costo de la contaminación atmosférica. Al aplicar un VOLY constante en vez de un VSL constante tiene la ventaja de que se cuantifica la expectativa de vida restante. En conclusión, y para un análisis práctico a partir del cual se desea extraer recomendaciones de políticas, el uso de VOLY es altamente recomendado. Los resultados de aplicar este análisis para Cuenca resultan en un costo estimado que varía entre límites inferiores y superiores de US$6,5 y US$10,9 millones, con un promedio de US$8,4 millones. En relación al PIB regional, esto corresponde a un promedio de 0,35% de PIB regional, o un rango de 0,27%-0,45% de PIB regional.

Este estudio se enfocó únicamente en la mortalidad asociada con la contaminación atmosférica causada por material particulado, ya que representa la mayor proporción del costo de degradación ambiental. Otros

aspectos e impactos económicos, que no han sido integrados en el análisis cuantitativo actual, deberían también considerarse. Estos incluyen, por ejemplo, los costos asociados con morbilidad que no causa mortalidad, efectos cognitivos y de aprendizaje, y las implicaciones económicas asociadas a corto, medio y largo plazo de esos efectos, así como impactos de la contaminación atmosférica sobre el patrimonio cultural (particularmente edificaciones), y otros.

Los resultados de este estudio llevan asociada cierta incertidumbre. La principal fuente de incertidumbre deriva del hecho de que, al momento en que se realizaron los cálculos, la estrategia de monitoreo del material particulado en Cuenca se estaba revisando y mejorando, y los datos disponibles hasta la fecha todavía tenían algunas deficiencias técnicas. Por ejemplo, algunas estaciones de medición en Cuenca estaban situadas a una elevación considerable del suelo, lo cual puede generar valores no del todo representativos. Adicionalmente, los datos para PM2.5 no estaban disponibles aún, a la escala y calidad necesaria, de modo que los resultados de concentraciones de PM2.5 utilizados en este estudio tuvieron que ser modelados en base a los datos de PM10, aplicando un ratio de PM10/PM2.5 conocido para Quito. La incertidumbre generada en los resultados al utilizar esta aproximación tiene probablemente el efecto de subestimar los valores reales, ya que las medidas de PM10 reales en Cuenca, gran probabilidad, subestiman los niveles de emisión a nivel del suelo. Por último, los efectos de la contaminación de aire interno en casas y viviendas particulares no han sido considerados ni estimados en este estudio. Todas estas consideraciones, y el alcance limitado de los impactos analizados, sugieren que los cálculos de costos promedio estimados en este estudio deben ser entendidos como cálculos conservadores. Sin embargo, y bajo la hipótesis de que la mortalidad representa más del 80% de los costos totales de los impactos de la contaminación atmosférica por material particulado, (Hammit y Robinson, 2011), los valores finales sugeridos en este análisis capturan la mayor proporción de costos totales.

Desde un punto de vista de gestión pública, existen una variedad de opciones para abordar la contaminación atmosférica en Cuenca y reducir sus costos. Estas opciones pueden ser generalmente categorizadas en medidas con respecto a políticas públicas, o a inversiones específicas, o una combinación de ambas. Las políticas públicas e intervenciones en el marco regulatorio podrían, por ejemplo, estar dirigidas a la mejora de la calidad de los combustibles utilizados en Cuenca, fijar estándares de calidad mínimos de los combustibles, parámetros de emisión de los motores, o afinar las revisiones técnicas obligatorias de los vehículos y los requerimientos de pruebas de emisiones. También se podrían estudiar

opciones de sistemas de zonificación del tráfico en la ciudad, por ejemplo supeditando la circulación a las categorías de emisiones de los vehículos. En la mayoría de los casos, dichas reformas de políticas y marco regulatorio tendrían que ser complementadas por inversiones en el sector público. Las inversiones podrían concentrarse en programas públicos, por ejemplo cambiar la tecnología de los motores de los buses utilizados en Cuenca (promoviendo el cambio del transporte público a diésel hacia uno que utiliza gas natural o electricidad), o estableciendo un programa de incentivos para que los taxis cambien sus tecnologías hacia vehículos a gas natural o híbridos. Estos programas de inversión, a su vez, serían más efectivos si fueran acompañados de medidas complementarias de política, por ejemplo a través sistemas de zonificación que brinden acceso preferencial a aquellos vehículos con emisiones menores.

La realización de un análisis de costo-beneficio para cada alternativa podría ser aplicado como una herramienta útil a partir de la cual priorizar entre estas y otras posibles opciones de intervención, estimando tanto su eficiencia en la mejora de los niveles de contaminación por material particulado, así como su relación costo beneficio. Algunas reformas de política requieren, adicionalmente, de una comprensión sobre otros efectos secundarios no inmediatamente evidentes, y por supuesto, un cuidadoso y detallado proceso de consulta y validación, socialización y retro-alimentación por parte de todos los actores involucrados en el cambio propuesto.

ANEXO 1: Revisión de literatura existente

La contaminación de aire ambiente es una mezcla compleja de diferentes tipos de contaminantes, por ejemplo, gases y material particulado (PM), que provienen de varias fuentes. Los principales contaminantes prioritarios asociados con impactos sobre la salud y otros efectos son el PM10[8], PM2.5, óxidos de nitrógeno (NOx), óxidos de azufre (SOx), monóxido de carbono (CO), ozono y plomo, al igual que dióxido de carbono (CO2). La contaminación acústica es un tipo adicional de contaminación atmosférica que recientemente ha sido clasificada como tal, y la literatura pertinente también se incluye en esta revisión.

Las mezclas complejas de contaminantes atmosféricos a menudo generan impactos complejos de entender, en los cuales una combinación variable de contaminantes lleva a impactos diferentes a niveles diferentes. Estos escenarios pueden ser diferenciados en cuatro categorías principales de impactos: 1: salud; 2: déficits cognitivos y neurológicos; 3: patrimonio cultural; y 4: ecosistemas. A continuación se ilustran algunas de las fuentes de información que recogen estimaciones de valores económicos de estos impactos.

Tabla A1
Literatura seleccionada de impactos a la contaminación atmosférica

Impactos	América Latina y el Caribe	Global	Asia del Este	EEUU	Unión Europea
1. Salud					
Cardiovascular (adultos)	a, c	a, b	i		
Respiratorio (adultos/ niños)	a, c, d, e				
Pulmonar (adultos/ niños)	a, c, g		j	k	
Pre/Posnatal (niños)	h	a		l	

8 MPx se refiere a la fracción de partículas propagadas por el viento con un diámetro igual o menor a X micrómetros. MP10 y MP2.5 son cortes frecuentes utilizados en la literatura, ya que MP10 es la fracción "respirable" de partículas propagadas por el viento, y MP2.5 son partículas suficientemene pequeñas en diámetro para penetrar profundamente en los alvéolos pulmonares.

Impactos	América Latina y el Caribe	Global	Asia del Este	EEUU	Unión Europea
2. Cognitivo	m, n, o, p, q	a			s
3. Patrimonio Cultural		t			u
4. Ecosistemas		v, w			

a. Onursal, Gautam 1997
b. Larsen, Hutton, Kkanna 2008
c. Romieu, Gouveia, Cifuentes 2012
d. Estrella et al. 2005
e. Mallol et al. 2010
f. Bell et al. 2006
g. Harris et al. 2011
h. Gouveia, Bremner, Novaes 2004
i. HEI 2010
j. HEI 2012
k. Valavanidis, Fiotakis, Vlachogianni 2008
l. Currie, Neidell, Schmieder 2009
m. Calderón-Garcidueñas et al. 2011
n. Calderón-Garcidueñas et al. 2008
o. Calderón-Garcidueñas et al. 2007
p. Trombetta Zannin et al. 2003
q. Trombetta Zannin et al. 2013
r. Mohai, Kweon, Lee, Ard 2011
s. Clark et al. 2012
t. Watt et al. 2009
u. Watkiss et al. 2006
v. Slabbekoorn, Halfwerk 2009
w. Barber, Crooks, Fristrup 2009

Adultos

Para los adultos, los mayores impactos a la salud abordados en la literatura revisada son enfermedades cardiovasculares, respiratorias y pulmonares.

Cardiovasculares

Las enfermedades cardiovasculares comprenden el aumento de la presión sanguínea/hipertensión, y la enfermedad cardiaca isquémica, y son principalmente causadas por la exposición al PM, plomo y CO.

Los estudios de caso realizados como parte de un gran estudio por el Health Effects Insitute (HEI) en ciudades seleccionadas de América Latina y el Caribe (LAC), demostró que en siete de nueve ciudades (Sao Paolo/ Río de Janeiro/ Porto Alegre, Brasil; Santiago, Chile; Monterrey/ Toluca/ Ciudad de México, México) el PM10 estaba positiva y significativamente asociado con un mayor riesgo de mortalidad por enfermedades cardiovasculares para todas las edades y para personas de la tercera edad (□65). Adicionalmente, una correlación entre la exposición a PM10 y la mortalidad cerebrovascular-

derrame cerebral fue observada en cinco ciudades de LAC en el mismo estudio (Romieu, Gouveia y Cifuentes, 2012). Para la exposición a plomo, estudios de caso en la Ciudad de México mostraron una relación con los niveles de plomo en el cuerpo humano. Otro estudio calcula que para la región LAC, un aumento de 1 µg/m3 en el plomo en el ambiente causaría 20-65 muertes prematuras, 18 - 50 ataques cardiacos no fatales entre 100.000 hombres de edades entre 40 a 59 años, y 45 - 89 casos de hipertensión entre 1.000 hombres de edades entre 20 a 70 años (Onursal, Gautam 1997). La exposición humana al CO, por ejemplo, reduce la capacidad de la sangre de transportar oxígeno, causando que el corazón trabaje más duro y, por lo tanto, aumente el ritmo cardiaco (Onursal, Gautman, 1997).

La literatura sobre otras regiones incluye otro estudio del HEI realizado en cuatro ciudades de Asia Oriental (Shanghai, Wunan, Bangkock y Hong Kong), que muestra hallazgos similares a los de la región LAC. Un aumento de 10-µg/m3 en la concentración de PM10 resultó en un aumento en la tasa de mortalidad de 0.6%, incluyendo tanto la mortalidad diaria natural como por causas específicas (por ejemplo cardiovascular y respiratoria). No obstante, los contaminantes dominantes variaron dependiendo de la ciudad, con PM10 y O3 teniendo un mayor impacto en Bangkok que en las ciudades Chinas. Al realizar escenarios multi-contaminante, el NO2 ganó importancia y resultó ser el menos sensible a la inclusión de otros contaminantes en las ciudades Chinas, mientras que en Bangkok, el PM10 permaneció crucial (HEI 2010).

Larsen, Hutton y Kkanna (2008) argumentan que a raíz de una creciente urbanización y un envejecimiento demográfico, y tomando en cuenta la alta vulnerabilidad de las personas de la tercera edad a las enfermedades cardiacas, los impactos en la salud de la contaminación por PM atmosférico pueden aumentar. Aun si no hubiese cambio alguno en la distribución de edad y causa de defunción, la mortalidad por contaminación por PM podría potencialmente aumentar por la misma tasa que el crecimiento anual de población en ciudades grandes (Larsen, Hutton y Kkanna, 2008).

Respiratorias

Las enfermedades respiratorias más comunes que resultan de la contaminación atmosférica son el asma, enfermedades respiratorias agudas, y bronquitis. La exposición al PM, principalmente al PM10, PM2.5 y humo negro es la principal causa para estas enfermedades, pero también el SO2 y el NOx tienen un impacto significativo. El CO puede desencadenar impactos adversos a la salud al establecer sinergias negativas con otros contaminantes (Onursal, Gautam 1997).

Varios estudios de caso en áreas urbanas de LAC mostraron un aumento en enfermedades respiratorias en relación a mayores concentraciones de PM

(Ciudad de México, México; Los Andes, Chile). También se caracterizó un declive en visitas a la sala de emergencias relacionadas con bronquitis/asma con una reducción de la exposición al PM (Vila Parisi, Brasil). La mortalidad respiratoria entre hombres de la tercera edad es más receptiva a cambios en la exposición a PM10 que la mortalidad total. El estudio HEI de 2012 concluyó que en ocho de cada nueve ciudades de LAC investigadas, la exposición a PM10 ha llevado a un aumento en mortalidad a raíz de causas respiratorias (Romieu, Gouveia y Cifuentes, 2012). Los efectos de la exposición al PM son típicamente agravados por el SO_2 y viceversa, ya que el SO_2 es absorbido por el tracto respiratorio superior, causando bronquitis y síntomas similares (Onursal, Gautam 1997).

Para óxidos de nitrógeno, los estudios han mostrado hasta el momento únicamente evidencia de una relación de exposición de aire interior en viviendas con el NO_2 y efectos negativos a la salud, ya que la susceptibilidad a infecciones respiratorias y resistencia de las vías respiratorias en los asmáticos ha aumentado. Adicionalmente, la exposición ocupacional causa inflamación, bronquitis y bronconeumonía. Ya se ha conseguido caracterizar los efectos a la salud adversos por ozono incluso en periodos cortos de cinco minutos, con efectos a corto plazo (por ejemplo tos) y a largo plazo (por ejemplo asma) (Onursal, Gautam 1997).

Bell et al. (2006) evaluaron el impacto de las políticas de control con respecto a la contaminación atmosférica - reducción de 10% de PM10 y ozono entre 2000 y 2020 - en tres ciudades Latinoamericanas (Santiago, Sao Paulo, y Ciudad de México): Comparado al escenario de estatus quo, más de 3.300 defunciones en la Ciudad de México, más de 500 hospitalizaciones por causas respiratorias en Santiago, y casi 80.000 ataques de asma en Sao Paulo, podrían evitarse para el 2020 si se implementaran dichas medidas de control de contaminación.

La literatura con respecto a la región de Asia Oriental incluye una serie de estudios de caso por el HEI en la Ciudad Ho Chi Minh, Vietnam, el cual concluyó que un aumento de 10µg/m3 en los niveles de NO_2 pero también de PM10 pueden llevar a un riesgo excesivo significativo de hospitalizaciones por IRA en niños. Sin embargo, esta observación fue únicamente validada durante la temporada seca (HEI 2012).

Pulmonares

Las enfermedades pulmonares típicas causadas por la contaminación atmosférica incluyen el cáncer de pulmón, neumonía y Enfermedad Pulmonar Obstructiva Crónica (EPOC). Junto con los síntomas respiratorios, varios contaminantes atmosféricos - en particular PM, NO_x y ozono - han demostrado efectos a largo plazo con respecto a reducir la función pulmonar.

El estudio HEI de 2012 mostró un aumento en la mortalidad a raíz de enfermedades cardiopulmonares y EPOC, como consecuencia de exposición a PM10 para todas las edades en ocho de cada nueve ciudades analizadas (Romieu, Gouveia y Cifuentes, 2012). Un análisis de cohorte en Quito, Ecuador proporcionó evidencia sobre la relación de la contaminación atmosférica, indicada mediante PM2.5 y NO2, y las tasas de hospitalización por neumonía. Se encontró que la anemia era un facilitador para la ocurrencia de la neumonía (Harris et al. 2011).

La asociación de mayor riesgo pulmonar y la contaminación atmosférica, ha sido abordada en estudios (por ejemplo ecológicos, de cohorte y de casos y controles), pero a menudo la influencia potencial del comportamiento fumador de los sujetos del estudio no fue considerada en el mismo estudio, resultando en conclusiones inconsistentes. Aun así, la mayor serie de estudios de caso en los EEUU han mostrado una clara correlación: la mortalidad por el cáncer de pulmón, luego de ajustarla por otros factores como hábitos de fumar, aumentó significativamente a 14% por una diferencia de 10 µg/m3 adicionales de PM2.5 (Valavanidis, Fiotakis and Vlachogianni, 2008).

Niños

Para los niños, los principales impactos a la salud abordados en la literatura revisada son las enfermedades respiratorias y pulmonares, al igual que efectos resultantes por exposición pre y posnatal.

Respiratorias

El estudio HEI de 2012 pudo identificar una correlación significativa de la exposición a PM10 y la mortalidad por infecciones de las vías respiratorias inferiores para niños de 1-14 años de edad en Sao Paolo, Santiago de Chile, y la Ciudad de México (Romieu, Gouveia and Cifuentes, 2012). Además, la exposición a corto plazo a NO2 interior lleva a enfermedades de las vías respiratorias inferiores (tos, goteo nasal, dolor de garganta) y una mayor sensibilidad al polvo y polen urbano (Onursal, Gautam 1997).

Un ejemplo de escolares en Quito, Ecuador mostró que el CO exterior (principalmente de emisiones vehiculares), el cual juega la función de fijar la hemoglobina en sangre reduciendo así la entrega de oxígeno, está asociado de manera significativa con un aumento en casos de IRA entre aquellos niños que asisten a escuelas en áreas de bastante tráfico (Estrella et al. 2005).

En general, la prevalencia de asma en los niños varía ampliamente entre ciudades Latinoamericanas, con la mayoría de las ciudades mostrando una prevalencia

de síntomas (principalmente sibilancia) y asma de por vida de 15% o más (Mallol et al. 2010). Los factores ecológicos locales típicos de cada localidad han sido usualmente identificados como los principales determinantes, pero Mallol et al. (2010) desafía la percepción general de que los factores socioeconómicos (pobreza, higiene) no representan factores de riesgo.

Pulmonares

Estudios de caso en Brasil con respecto a efectos en la salud por exposición a PM muestran que la mortalidad infantil por causa de la neumonía aumenta (Río de Janeiro), y que una reducción en la concentración de PM lleva a una mejora de las funciones pulmonares en niños de seis años. Para el ozono, el estudio evidencia que, en la Ciudad de México, la exposición crónica podría resultar en el desarrollo de tolerancia al ozono entre niños y adultos jóvenes (Onursal, Gautam 1997).

Exposición pre y posnatal

La exposición prenatal al CO puede llevar a un peso reducido de nacimiento y un desarrollo posnatal retrasado (Onursal, Gautam 1997). Para un aumento de 1 ppm en la exposición promedio al CO durante el primer trimestre, una reducción de 23 g en peso de nacimiento fue estimada en un estudio realizado en Sao Paulo, Brasil (Gouveia, Bremner y Novaes, 2004).

En Nueva Jersey, EEUU, un estudio generó resultados robustos concluyendo que el CO tiene efectos negativos en la salud de infantes tanto antes como después de su nacimiento, aún a los niveles bajos de CO ambiental observados durante el año del estudio (2009). Además encontraron que una reducción de una unidad en los niveles promedio de CO en las primeras dos semanas de vida, salva aproximadamente 18 vidas por 100.000 partos, lo cual representa una reducción en la probabilidad de muerte infantil de cerca de 2,5% (Currie, Neidell y Schmieder 2009).

Déficits cognitivos y neurológicos

Se ha descubierto que los déficits relacionados a funciones cognitivas y neurológicas son causados por 1) gases y PM al igual que por 2) contaminación acústica, y son principalmente observados en niños.

1) Para el primero, la exposición al CO puede afectar la percepción y el pensamiento (Onursal, Gautam 1997). Se descubrió que la exposición de niños a una contaminación atmosférica urbana severa (PM10 y PM2.5, ozono) en la Ciudad de México tenía un impacto potencial en la trayectoria

del desarrollo cerebral y causaba déficits cognitivos en áreas de cognición fluida, memoria, y funciones ejecutivas durante la niñez, al compararse con niños en entornos de baja contaminación de estatus socioeconómico similar (Calderón-Garcidueñas et al. 2011, Calderón-Garcidueñas et al. 2008). En base a sus hallazgos en otro estudio sobre la Ciudad de México, Calderón-Garcidueñas et al. (2007) sugieren que la exposición crónica a contaminantes atmosféricos urbanos - PM y ozono principalmente - puede potencialmente plantear un factor de riesgo para el desarrollo de Alzheimer, y que procesos neurodegenerativos podrían comenzar a una temprana edad cuando se está expuesto a contaminación atmosférica.

2) En términos de contaminación acústica, un estudio de caso realizado en función de encuestas en Curitiba, Brasil, mostró una relación de molestia acústica a través del tráfico (73%) y vecinos (38%) con impactos cognitivos, como irritabilidad (58%), dificultades en concentrarse (42%) o trastornos del sueño (20%). El mismo estudio sin embargo, mostró la significancia de la objetividad del análisis de emisiones de ruido (Trombetta Zannin et al. 2003). Un estudio de encuesta en un campus universitario en Paraná, Brasil, tuvo resultados similares con respecto a las dificultades de concentración e irritabilidad (Trombetta Zannin et al. 2013).

Estudios en otras regiones proveen evidencia adicional del vínculo de la contaminación atmosférica a un peor desempeño del estudiante académico. En Michigan, EEUU, los colegios en áreas con los más altos niveles de contaminación atmosférica, demostraron la tasa de asistencia más baja (como un indicador potencial de salud precaria) y la tasa más alta de exámenes pedagógicos estatales suspendidos (Mohai, Kweon, Lee, Ard 2011). En un análisis secundario del proyecto de Exposición a Ruido de Tráfico Vial y de Aeronaves y Cognición y Salud de Niños (RANCH) en el Reino Unido, los autores argumentan que no existe un efecto significativo de la contaminación atmosférica en la salud y cognición de los niños, como por ejemplo una peor memoria de reconocimiento y memoria conceptual de recuperación, particularmente cuando se someten a ruido de aeronaves (Clark et al. 2012).

Patrimonio Cultural

Además de sus impactos en la salud humana y funciones cognitivas, los gases y las partículas negras tienen un impacto adicional sobre el deterioro de edificios, de ese modo dañando infraestructura de lugares emblemáticos y deteriorando el patrimonio cultural. La contaminación atmosférica hace que aumente la corrosividad del aire y se produzca un efecto de ensuciamiento de superficies de edificios de colores claros. El ensuciamiento es causado por químicos ácidos que son el resultado de óxidos de azufre y nitrógeno - productos de quema de combustibles de uso doméstico e industrial - que se

incorporan a la lluvia, nieve, neblina y bruma. También gases como el ozono o el CO2 han demostrado reaccionar con algunos materiales, potencialmente causando su degradación. En general, los daños pueden ser de naturaleza física (resultando en averías mecánicas), química y biológica, al igual que de ensuciamiento, y ocurren a niveles incluso menores de contaminación que aquellos que crean daños a sistemas biológicos (Watt et al. 2009).

Los efectos sobre el patrimonio cultural pueden ser evaluados a través de funciones de dosis - respuesta, de manera similar a como se hace para impactos a la salud. Ya que los edificios patrimoniales son típicamente más diversos que los edificios modernos, los efectos concretos no pueden ser identificados con la misma facilidad (Watt et al. 2009). En su mayoría, los estudios se han enfocado en la región Europea y en tipos de materiales, más que en el monumento en sí, mostrando que los contaminantes más implicados en los daños ácidos son principalmente el SO_2 y NO_2, siendo los impactos más significativos sobre la piedra natural y los materiales cubiertos con zinc. El grado de ensuciamiento de los edificios depende del tipo de emisión de particulado: Por ejemplo, las emisiones de diésel tienen un efecto más fuerte que las emisiones de gasolina o de carbón, a raíz de su contenido particulado elemental de carbón. Los factores para el grado de ensuciamiento incluyen la negrura por unidad de masa de humo, la distribución del tamaño de la partícula, la naturaleza química, al igual que la orientación de la superficie y las condiciones micro meteorológicas (Watkiss et al. 2006).

Valoración económica de la contaminación atmosférica

La valoración económica de los impactos a la salud a raíz de la contaminación atmosférica puede ser dividida en morbilidad (enfermedad), lo cual es a menudo asociado con hospitalización, y mortalidad (muertes prematuras). A fin de habilitar y facilitar las comparaciones de magnitud con otros factores de riesgo, la estrategia de los Años de Vida Ajustados por Discapacidad (AVAD) es frecuentemente utilizada combinando tanto la morbilidad y mortalidad mediante la suma de Años Perdidos por Discapacidad (APD) y Años de Vida Potencialmente Perdidos (AVPP).

En base a estos impactos identificados, se intenta asignarles valores monetarios para calcular los beneficios económicos de reducir la contaminación atmosférica. Esto se da típicamente por el deseo individual de pagar a fin de evitar la enfermedad, que es a menudo calculado en función de cuestionarios individuales como parte del Método de Valoración Contingente (MVC). El MVC pregunta a individuos en varias formas sobre su disposición para pagar por la reducción del riesgo de mortalidad (Sanchez-

Tabla A2
Literatura seleccionada para la valoración económica de la contaminación atmosférica

	Morbilidad	Mortalidad	Morb & Mort. / DALY	Patrimonio Cultural
LAC	a	c	c, d, e	
Global				h
Asia del Este			f	
EEUU	b			
UE			g	i

a. Cifuentes et al. 2005
b. Shah, Nagpal, Brandon 1997
c. Sanchez-Triana, Johnson 2013
d. Bell et al. 2006
e. Banco Mundial 2007
f. Faiz, Gautam, Burki 1995
g. Pascal et al. 2013
h. Watkiss et al. 2006
i. Watt et al. 2009

Triana, Johnson 2013) y ha sido utilizado en los Estados Unidos para valorar enfermedades respiratorias como la bronquitis o EPOC (Shah, Nagpal, Brandon 1997). Alternativamente, para la morbilidad, medidas adicionales incluyen la estrategia de costo de enfermedad (CDE) (la cual comprende el costo de tratamiento y el costo de oportunidad de tiempo perdido a la enfermedad) al igual que días de actividad limitados (DAL) o días de trabajo perdidos (DTP) estimados (Shah, Nagpal, Brandon 1997).

Para la mortalidad, el Valor de una Vida Estadística (o VSL), Valor de Año de Vida (VOLY), o la estrategia de capital humano, son usadas para calcular la disposición para pagar del individuo. El VSL se calcula como: $VSL = WTP_{Ave} * 1/R$ donde WTP_{Ave} es el deseo promedio de pagar (US por año) por individuo para una reducción de riesgo de mortalidad de magnitud R (Sanchez-Triana, Johnson, 2013). Las principales estrategias para calcular el VSL son las de determinar las preferencias reveladas - principalmente mediante diferenciales de sueldo en el mercado laboral asociados con diferencias en el riesgo de mortalidad ocupacional - y preferencias afirmadas, lo cual principalmente depende de MVC (Sanchez-Triana, Johnson 2013). El VSL resultante depende de las características de riesgo de muerte: edad al morir, tiempo entre exposición y muerte (es decir, latencia), y naturaleza del riesgo subyacente (Pascal et al. 2013).

Tabla A3
Estimaciones altas y bajas para VSL en países seleccionados en LAC (Sánchez-Triana, Johnson 2013)

	VSL bajo, millones US$	VSL alto, millones US$
Argentina	0,69	1,77
Chile	0,67	1,72
México	0,65	1,67
Panamá	0,62	1,59
Costa Rica	0,51	1,30
Perú	0,44	1,13
Colombia	0,44	1,12
Ecuador	0,39	0,99
El Salvador	0,32	0,82
Bolivia	0,25	0,65
Guatemala	0,25	0,63
Honduras	0,21	0,54
Nicaragua	0,20	0,51

Para la región LAC sin embargo, el análisis económico aún enfrenta límites, lo cual se vuelve evidente al aplicar modelos de impacto a la salud diferentes (de EEUU o de LAC) y al obtener resultados diferentes en la valoración de impactos a la salud. Esto destaca la necesidad de mejores cálculos de valoraciones en LAC para que sean comparables a aquellas de EEUU, las cuales son más integrales (Cifuentes et al. 2005).

Por lo tanto, al utilizar las cifras de EEUU relacionadas a Costos de Enfermedad (CDE) más inclusivas a fin de calcular los costos de salud a raíz de morbilidad en LAC, un informe del Banco Interamericano de Desarrollo (IADB) concluye que cerca de US$2,2 mil millones a US$6,2 mil millones por año en beneficios de CDE pueden ser obtenidos, dependiendo del escenario de control de contaminación (Cifuentes et al. 2005). De acuerdo a estudios en los EEUU - asumiendo que este es igualmente el caso para países en vías

de desarrollo - las cifras de CDE representan el límite inferior de los costos de morbilidad cuando se los compara con estudios de disposición para pagar; Cifuentes et al. (2005) midió una disposición para pagar de 0,4-1,4% de ingresos sobre todas las ciudades LAC investigadas. Bell et al. (2006) calcularon en su estudio que se podrían evitar más de 156.000 defunciones, 4 millones de ataques de asma, 300.000 visitas médicas para niños, y cerca de 48.000 casos de bronquitis crónica en tres ciudades latinoamericanas a raíz de políticas, y que el ahorro monetario sería de entre US$21 a US165 mil millones. Tanto los beneficios de salud y económicos permanecieron significativos durante un análisis de sensibilidad.

A nivel de país, Sanchez-Triana y Johnson (2013) calcularon límites inferiores y superiores para VSL relacionados a contaminación atmosférica para varios países de LAC (tabla A3), que varían entre US$0,2 millones (Nicaragua) y US$0,69 millones (Argentina) para el límite inferior y entre US$0,51 millones y US$1,77 millones para el límite superior.

Para Costa Rica, los costos de salud de la contaminación atmosférica urbana a raíz de morbilidad y principalmente mortalidad, fueron calculados en un informe del Banco Mundial, y se estimaron en cerca de 1,1% del PIB nacional en 2011, con 350 defunciones prematuras estimadas y casi 4,700 días de actividad perdidos asociados con exposición a PM (Sanchez-Triana, Johnson 2013).

Para Perú los costos anuales de morbilidad y mortalidad incrementada a raíz de contaminación atmosférica de aire exterior fueron calculados en cerca de 3% del PIB en 2003, lo cual es más alto que otros países comparables como Colombia y varios países del Norte de África (Banco Mundial 2007). Por medio de la estrategia de capital humano, se calcularon los costos de salud relacionados a la contaminación atmosférica en la Ciudad de México (Banco Mundial 2007, a partir de Faiz, Gautman, Burki 1995), y excedieron los US$1,10 mil millones/año: US$840 millones de contaminación por particulado (mortalidad y morbilidad); US$100 millones de ozono (morbilidad); y US$130 millones de plomo propagado por el viento.

Al considerar literatura en otras regiones, un estudio investigó los impactos a largo plazo de la exposición crónica a PM2.5 para 25 ciudades Europeas, resultando en un aumento de la expectativa de vida a los 30 años dentro de un rango que variaba desde 0 (Estocolmo) a 22 meses (Bucarest) al cumplir con el umbral de calidad de aire de la OMS de 10 µg/m^3.

Las ganancias monetarias correspondientes sumarían €31 mil millones (cerca de US$35,5 mil millones) por año para las 25 ciudades. Reducir la concentración de PM10 al límite de la OMS resultaría en beneficios económicos anuales de €19 mil millones (cerca de US$22 mil millones) asociados con haber evitado la hospitalización (Pascal et al. 2013).

El costo económico de los impactos a raíz de la contaminación atmosférica sobre el patrimonio cultural hasta el momento, solo se han calculado en base a los costos reales de mantenimiento y reparación como la estrategia más sencilla, aunque el gran desafío continúa siendo calcular la fracción de la contribución de contaminación atmosférica.

Los costos indirectos pueden, por ejemplo, ser aproximados por medio de valorar la pérdida de bienestar por daños al patrimonio cultural, por ejemplo a través de MVC (Watt et al. 2009). Un estudio del Programa Aire Puro para Europa (CAFE), como lo describe Watt et al. (2009), calcula el costo de daño material en Europa causado por la contaminación atmosférica en €1,13 mil millones (cerca de US$1,3 mil millones) en el 2000, y decreciendo a €0,74 mil millones (cerca de US$0,85 mil millones) al 2020, gracias a la nueva legislación de la UE sobre regulación de emisiones.

En general, como consecuencia de la falta de datos, ha sido difícil hasta el momento cuantificar los efectos y traducirlos en simples valores de costos por daños. De cualquier manera, los estudios de valoración realizados hasta la fecha prueban personas asignan un valor significativo a su propio patrimonio cultural (Watkiss et al. 2006).

Anexo 2: Concentración de PM por parroquia

Tabla A4
Concentración de PM por parroquia

		Concentración de PM10			Concentración de PM2.5		
		Min	Max	Promedio	Min	Max	Promedio
1	Bellavista	34,27	37,73	35,58	16,45	18,11	17,08
2	Caaribamba	34,77	36,99	35,68	16,69	17,76	17,13
3	El Batán	34,06	34,83	34,47	16,35	16,72	16,55
4	El Sagrario	34,1	34,51	34,21	16,37	16,56	16,42
5	El Vecino	34,33	40,7	38,14	16,48	19,54	18,31
6	Gil Ramírez Dávalos	34,12	34,54	34,27	16,38	16,58	16,45
7	Huayna Capac	34,24	36,17	34,99	16,44	17,36	16,80
8	Machángara	37,48	40,63	38,56	17,99	19,50	18,51
9	Monay	35,76	39,37	37,67	17,16	18,90	18,08
10	San Blas	34,26	36,25	34,85	16,44	17,40	16,73
11	San Sebastián	34,38	35,51	35,01	16,50	17,04	16,80
12	Sucre	34,22	34,74	34,48	16,43	16,68	16,55
13	Totoracocha	35,33	40,61	38,79	16,96	19,49	18,62
14	Yanuncay	33,9	34,69	34,15	16,27	16,65	16,39
15	Hermano Miguel	37,37	40,69	39,17	17,94	19,53	18,80

Las mediciones de PM10 en Cuenca son obtenidas como promedio de 24h, y luego convertidas en promedios anuales.

Anexo 3: Distribución de población y cambio neto tras el ajuste

Tabla A5
Proporción de población por grupo de edad y por parroquia (en función de censo INEC 2010)

Edad	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
0-4	8%	3%	8%	2%	10%	2%	4%	7%	7%	3%	12%	4%	8%	17%	6%
5-9	8%	3%	8%	2%	10%	2%	4%	7%	7%	3%	13%	4%	8%	16%	6%
10-14	8%	3%	8%	2%	10%	2%	4%	8%	7%	2%	13%	4%	8%	16%	6%
15-19	8%	3%	8%	2%	9%	2%	4%	8%	6%	3%	12%	4%	8%	16%	5%
20-24	8%	4%	8%	2%	10%	2%	4%	7%	7%	3%	11%	5%	7%	16%	6%
25-29	8%	3%	8%	2%	11%	2%	5%	7%	7%	3%	11%	5%	8%	16%	5%
30-34	8%	3%	7%	2%	9%	2%	5%	7%	7%	3%	12%	5%	8%	16%	5%
35-39	8%	4%	7%	2%	9%	2%	5%	7%	7%	3%	12%	5%	8%	16%	5%
40-44	8%	4%	7%	2%	9%	2%	5%	8%	7%	3%	12%	5%	8%	16%	5%
45-49	8%	4%	7%	2%	8%	2%	5%	7%	7%	3%	12%	6%	8%	16%	5%
50-54	8%	4%	8%	2%	8%	2%	6%	6%	8%	3%	11%	6%	7%	15%	4%
55-59	8%	5%	7%	2%	7%	2%	7%	5%	7%	3%	11%	7%	8%	15%	4%
60-64	9%	6%	7%	2%	8%	2%	6%	5%	6%	4%	12%	7%	9%	13%	4%
65-69	9%	5%	6%	3%	8%	3%	7%	5%	6%	5%	12%	7%	8%	12%	4%
70-74	9%	5%	6%	3%	9%	3%	6%	5%	5%	5%	12%	7%	8%	11%	4%
75-79	10%	5%	5%	4%	10%	4%	7%	5%	5%	6%	11%	7%	8%	10%	4%
>80	9%	4%	5%	5%	8%	6%	7%	5%	6%	5%	11%	7%	8%	11%	3%
Total	**8%**	**4%**	**7%**	**2%**	**9%**	**2%**	**5%**	**7%**	**7%**	**3%**	**12%**	**5%**	**8%**	**16%**	**5%**

FIGURA A1 Cambio neto en la población parroquial luego del ajuste.

Anexo 4: Enfermedades asociadas a la contaminación por PM y sus impactos

Tabla A6
Enfermedades asociadas a la contaminación por PM y sus impactos

Grupo de Edad	Mujeres	Hombres	Total	en % de muertes totales
0-4	3	5	8	4,7%
5-9	0	0	0	0,0%
10-14	0	0	0	0,0%
15-19	0	0	0	0,0%
20-24	0	0	0	0,0%
25-29	0	1	1	0,6%
30-34	2	1	3	1,8%
35-39	2	2	4	2,3%
40-44	0	1	1	0,6%
45-59	2	3	5	2,9%
50-54	4	4	8	4,7%
55-59	1	2	3	1,8%
60-64	4	3	7	4,1%
65-69	12	6	18	10,5%
70-74	9	4	13	7,6%
75-79	7	9	16	9,4%
80+	43	41	84	49,1%
Total	**89**	**82**	**171**	**100%**

Esta tabla complementa a las Tablas 2 y 4 presentadas en el texto principal. La tabla presenta la frecuencia de defunciones que son *inter alia* asociadas con la contaminación atmosférica. Para el caso de Cuenca, confirma la base de conocimiento existente de que la mayoría de las enfermedades que también están asociadas con la contaminación atmosférica afectan a adultos mayores de 25 años, y que solo IRA afecta también a niños con respecto a la mortalidad. Otros impactos conocidos, especialmente aquellos relacionados con la morbilidad, pero también impactos cognitivos, no son parte de los datos aquí presentados. Como se presentó en la Tabla 5, las defunciones causadas directamente por la contaminación atmosférica fueron calculadas y estimadas en una tasa estadística de aproximadamente 24,26 por año.

Bibliografía

- Abbey, D. E., M. D. Lebowitz, P. K. Mills, F. F. Petersen, W. L. Beeson, R. J. Burchette. (1995). L*ong-term ambient concentrations of particulates and oxidants and development of chronic disease in a cohort of non-smoking California residents*. Inhalation Toxicology 7: 19-34

- Alberini, A., Cropper, M., Krupnick, A., Simon, N. B. (2004). *Does the value of a statistical life vary with age and health status? Evidence from the US and Canada*. Journal of Environmental Economics and Management, 48(1), 769-792.

- Aldy, J. E., Viscusi, W. K. (2007). *Age differences in the value of statistical life: revealed preference evidence*. Review of Environmental Economics and Policy, 1(2), 241-260.

- Bell, M. L., Davis, D. L., Gouveia, N., Borja-Aburto, V. H., Cifuentes, L. A. (2006). *The avoidable health effects of air pollution in three Latin American cities: Santiago, Sao Paulo, and Mexico City*. Environmental research, 100(3), 431-440.

- Brook, R. D., Franklin, B., Cascio, W., Hong, Y., Howard, G., Lipsett, M., Tager, I. (2004). *Air pollution and cardiovascular disease; A statement for healthcare professionals from the expert panel on population and prevention science of the American Heart Association*. Circulation, 109(21), 2655-2671.

- Burnett, R. T., Pope, C. A., Ezzati, M., Olives, C., Lim, S. S., Mehta, S., Cohen, A. (2014). *An integrated risk function for estimating the global burden of disease attributable to ambient fine particulate matter exposure*. Environmental Health Perspectives 122 (4): 397-403

- Cohen, A. J., Anderson, H. R., Ostro, B., Pandley, K., Krzyzanowski, M., Kunzli, N., Gutscmidt, K., Pope III, C. A., Romieu, I., Samet, J. M. and Smith, K. (2004) Urban Air Pollution, In M. Ezzati M, A.D. Rodgers, A.D. Lopez, CJ.L. Murray, eds. *Comparative quantification of health risks: Global and regional burden of disease due to selected major risk factors*, Vol 2. Geneva: World Health Organization.

- Cropper, M. L. (2014). *Estimating the Economic Costs of Air Pollution*. Presentación realizada en el Banco Mundial, 7 Mayo 2014.

- Cropper, M. L., Sahin, S. (2009). *Valuing Mortality and Morbidity in the Context of Disaster Risks*, The World Bank. Development Research Group, Sustainable Rural and Urban Development Team.

- Connelly, L. B., Supangan, R. (2006). *The economic costs of road traffic crashes: Australia, states and territories*. Accident Analysis & Prevention, 38(6), 1087-1093.
- European Commission (1999). *Externalities of Energy*. Vol. 7 Methodology 1998 update. European Commission, DG XII, EUR 19083, Brussels
- Griffiths, H. Air Pollution on Agricultural Crops. http://www.omafra.gov.on.ca/english/crops/facts/01-015.htm
- Hammitt, J. K., Robinson, L. A. (2011). *The income elasticity of the value per statistical life: transferring estimates between high and low income populations.* Journal of Benefit-Cost Analysis, 2(1).
- Instituto Nacional de Estadisticas y Censos (INEC) (2010). *Censo de Población y Vivienda 2010*. Microdata obtenida de la oficina del INEC en Cuenca. Más información sobre el censo disponible en: http://www.ecuadorencifras.gob.ec/censo-de-poblacion-y-vivienda/
- Instituto Nacional de Estadística y Censos (INEC) (2012). *Estadísticas de Nacimientos y Defunciones (Generales y Fetales)*. Más información sobre el censo en: http://www.ecuadorencifras.gob.ec/nacimientos-defunciones/
- The Organization for Economic Co-operation and Development (OECD) (2012). *Mortality Risk Valuation in Environment, Health and Transport Policies*. OECD Publishing. http://dx.doi.org/10.1787/9789264130807-en
- Jerves, R.F (2007). *Análisis y revisión de la red de monitoreo de calidad del aire de la ciudad de Cuenca* – Ecuador. Cuencaire – Municipalidad de Cuenca. Cuenca, Ecuador
- Lim, S. S., Vos, T., Flaxman, A. D., Danaei, G., Shibuya, K., Adair-Rohani, H., Davis, A. (2013). *A comparative risk assessment of burden of disease and injury attributable to 67 risk factors and risk factor clusters in 21 regions, 1990–2010: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2010*. The lancet, 380(9859), 2224-2260.
- Miller, T. R. (2000). *Variations between countries in values of statistical life*. Journal of Transport Economics and Policy, 169-188.
- Municipalidad Cuenca (sin fecha). *Estudios complementarios y de Ingeniería Básica de la Red de Primaria de Transporte de la ciudad de Cuenca Tranvía de Los Cuatro Ríos"*. Microdata recibido de la Dirección Municipal de Tránsito y Transporte de Cuenca (DTM).
- Ostro, B. (1994). *Estimating the Health Effects of Air Pollution: A method with an application to Jakarta*; World Bank Policy Research Working Paper 1301; The World Bank, Washington, DC.

- Robinson, L.A., J.K. Hammitt. (2009). *The Value of Reducing Air Pollution Risks in Sub-Saharan Africa*. Preparado por el Banco Mundial a través de ICF International.

- Saiz-Jimenez (ed). (2004). *Air Pollution and Cultural Heritage*. Taylor & Francis Group, London, ISBN 90 5809 682 3

- Sen, A. (2004). *Disability and Justice*. The World Bank, Washington D.C.

- World Health Organization (WHO) (2014a). *Ambient (outdoor) air pollution in cities database 2014*. Disponible en formato excel en: http://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/databases/cities/en/

- World Health Organization (WHO) (2014b). *National burden of disease supplementary files*. Disponible en formato exel en: http://www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/tools_national/en/

- World Bank (2014). *World Development Indicators.* The World Bank, Washington D.C.

Bibliografía de la revisión de literatura

- Barber, J., Crooks, K. R., Fristrup, K. M. (2009). *The costs of chronic noise exposure for terrestrial organisms*. Trends in Ecology and Evolution 25 (3): 180–189.

- Bell, M.L., Davis, D. L., Gouveia, N., Borja-Aburto, V. H., Cifuentes, L. A. (2006). *The avoidable health effects of air pollution in three Latin American cities: Santiago, Sao Paulo, and Mexico City*. Environmental Research 100: 431–440.

- Calderón-Garcidueñas, L., Engle, R., Mora-Tiscareño, A., Styner, M., Gómez-Garza, G. et al. (2011). *Exposure to severe urban air pollution influences cognitive outcomes, brain volume and systemic inflammation in clinically healthy children*. Brain and Cognition 77: 345–355.

- Calderón-Garcidueñas, L., Mora-Tiscareño, A., Ontiveros, E., Gómez-Garza, G. et al. (2008). *Air pollution, cognitive deficits and brain abnormalities: A pilot study with children and dogs*. Brain and Cognition 68: 117–127.

- Calderón-Garcidueñas, L., Franco-Lira, M., Torres-Jardón, R., Henriquez-Roldán, C. et al. (2007). *Pediatric Respiratory and Systemic Effects of Chronic Air Pollution Exposure: Nose, Lung, Heart, and Brain Pathology*. Toxicologic Pathology 35:154–162.

- Cifuentes, L. A., Krupnick, A. J., O'Ryan, R., Toman, M. A. (2005). *Urban Air Quality and Human Health in Latin America and the Caribbean*. Banco Interamericano de Desarrollo.

- Clark, C., Crombie, R., Head, J. (2012). *Does Traffic-related Air Pollution Explain Associations of Aircraft and Road Traffic Noise Exposure on Children's Health and Cognition? A Secondary Analysis of the United Kingdom Sample from the RANCH Project*. American Journal of Epidemiology 176(4): 327–337.

- Currie, J., Neidell, M., Schmiedler, J. F. (2009). *Air pollution and infant health: Lessons from New Jersey*. Journal of Health Economics 28: 688–703.

- Estrella, B., Estrella, R., Oviedo, J. et al. (2005). *Acute Respiratory Diseases and Carboxyhemoglobin Status in School Children of Quito, Ecuador*. Environmental Health Perspectives 113:607–611.

- Faiz, A., Gautam, S. P., Burki, E. (1995). *Air pollution from motor vehicles: issues and options for Latin American countries*. The Science of the Total Environment 169: 303-310.

- Gouveia, N., Bremner, S., Novaes, H. (2004). *Association between ambient air pollution and birth weight in São Paulo, Brazil*. J Epidemiol Community Health 58:11-17.

- Harris, A.M., Sempértegui, F., Estrella, B. et al. (2011). *Air Pollution and Anemia as Risk Factors for Pneumonia in Ecuadorian Children: A Retrospective Cohort Analysis*. Environmental Health 10:93.

- Health Effects Institute (HEI) Collaborative Working Group on Air Pollution, Poverty, and Health in Ho Chi Minh City. (2012). *Effects of Short-Term Exposure to Air Pollution on Hospital Admissions of Young Children for Acute Lower Respiratory Infections in Ho Chi Minh City, Vietnam*. Research Report 169. Health Effects Institute, Boston, MA.

- HEI Public Health and Air Pollution in Asia Program. (2010). *Public Health and Air Pollution in Asia (PAPA): Coordinated Studies of Short-Term Exposure to Air Pollution and Daily Mortality in Four Cities*. HEI Research Report 154. Health Effects Institute, Boston, MA.

- Larsen, B., Hutton, G., Kkanna, N. (2008). *The Challenge of Air Pollution*. Copenhagen Consensus 2008 Challenge Paper.

- Mallol, J., Solé, D., Baeza-Bacab, M., Aguirre-Camposana, V., Soto-Quiros, M., Baena-Cagnani, C. (2010). *Regional Variation in Asthma Symptom Prevalence in Latin American Children*. Journal of Asthma 47:644–650.

- Mohai, P., Kweon, B.-S., Lee, S., Ard, K. (2011). *Air Pollution Around Schools Is Linked To Poorer Student Health And Academic Performance*. Health Affairs 30 (5): 852-862.

- Onursal, B., Gautam, S. P. (1997). *Vehicular Air Pollution - Experiences from Seven Latin American Urban Centers*. World Bank Technical Paper No. 373.

- Pascal, M., Corso, M., Chanel, O. (2013). *Assessing the public health impacts of urban air pollution in 25 European cities: Results of the Aphekom project*. Science of the Total Environment 449: 390–400.

- Romieu, I., Gouveia, N., Cifuentes, L. A. (2012). *Multicity Study of Air Pollution and Mortality in Latin America (the ESCALA Study).* Health Effects Institute Number 171.

- Sanchéz-Triana, E., Johnson, T. (2013). *Republic of Costa Rica – The Health Cost of Urban Air Pollution. Policy Note*. Sustainable Development Department Latin America and the Caribbean Region. The World Bank.

- Shah, J. J., Nagpal, T., Brandon, C. J. (1997). *Urban Air Quality Management Strategy in Asia – Guidebook*. The World Bank.

- Slabbekoorn, H., Halfwerk, W. (2009). *Behavioural Ecology: Noise Annoys at Community Level*. Current Biology 19 (16).

- Trombetta Zannin, P.H., Calixto, A., Diniz, F. B., Ferreira, J. A. C. (2003). *A survey of urban noise annoyance in a large Brazilian city: the importance of a subjective analysis in conjunction with an objective analysis*. Environmental Impact Assessment Review 23: 245–255.

- Trombetta Zannin, P.H., Engel, M.S., Kirrian Fiedler, P. E., Bunn, F. (2013). *Characterization of environmental noise based on noise measurements, noise mapping and interviews: A case study at a university campus in Brazil.* Cities 31: 317–327.

- Valavanidis, A., Fiotakis, K., Vlachogianni, T. (2008). *Airborne Particulate Matter and Human Health: Toxicological Assessment and Importance of Size and Composition of Particles for Oxidative Damage and Carcinogenic Mechanisms*. Journal of Environmental Science and Health, Part C: Environmental Carcinogenesis and Ecotoxicology Reviews, 26:4, 339-362.

- Watkiss, P., Holland, M., Hurley, F., Pye, S. (2006). *Damage Costs for Air Pollution.* Reporte final a DEFRA.

- Watt, J., Tidblad, J., Kucera, V., Hamilton, R. (eds.). (2009). *The Effects of Air Pollution on Cultural Heritage*. Springer Science+Business Media, New York, USA.

- The World Bank. (2007). *Republic of Peru – Environmental Sustainability: A Key to Poverty Reduction in Peru*. Country Environmental Analysis.

GRUPO BANCO MUNDIAL

Av. 12 de Octubre 1830 y Cordero, Edificio World Trade Center
Torre B, piso 13
Teléfono: 2943 600
www.bancomundial.org.ec