

Los beneficios para la salud pública de la reducción de la contaminación atmosférica en el área metropolitana de Barcelona

Nino Künzli

Profesor de Investigación ICREA
Institut Municipal d'Investigació Mèdica (IMIM-Hospital del Mar), Barcelona
Centro de Investigación en Epidemiología Ambiental, Barcelona

Laura Pérez

Centro de Investigación en Epidemiología Ambiental, Barcelona

Elaborado para:

El Departamento de Salud de la Generalitat de Cataluña
y
El Departamento de Medio Ambiente y Vivienda de la Generalitat de Cataluña

Septiembre de 2007

www.creal.cat

Doctor Aiguader, 88
E-08003 Barcelona
Tel +34 93 316 04 00
Fax +34 93 316 06 35



centre de recerca
en epidemiologia
ambiental

Nino Künzli

Profesor de Investigación ICREA

Centro de Investigación en Epidemiología Ambiental, Barcelona
Instituto Municipal de Investigación Médica (IMIM-Hospital del Mar),
Barcelona

Laura Pérez

Centro de Investigación en Epidemiología Ambiental, Barcelona

Colaboradores internos y revisores

Jordi Sunyer, Codirector, Centro de Investigación en Epidemiología Ambiental, Barcelona, España

Fintan Hurley, Director Científico, Institut of Occupational Medecine (Instituto de Medicina Ocupacional), Edimburgo, Reino Unido

Aaron Cohen, Científico Principal, The Health Effects Institut (Instituto de Efectos sobre la Salud), Boston, EE.UU.

Guillem López i Casanovas, Catedrático de Economía Aplicada, Universitat Pompeu Fabra, Barcelona, España (Capítulo 6)

Brian Miller, Epidemiólogo Principal, Institut of Occupational Medecine (Instituto de Medicina Ocupacional), Edimburgo, Reino Unido (Capítulo 6, cálculo de los años de vida)

Xavier Querol, investigador, Instituto de Ciencias de la Tierra Jaume Almera, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Barcelona, España

Grupo de proyecto ampliado

Las siguientes personas han participado en una o más reuniones del proyecto:

Agencia de la Salud Pública de Barcelona: Manel Cabré-González y Natalia Valero

Enric Duran del PAMEM e investigador principal del proyecto "Estudio sobre la Salud Respiratoria en la Infancia" (SARI).

Departamento de Salud de la Generalitat de Cataluña: Neus Cardeñosa, Vigilancia Epidemiológica; Nuria Juliachs y Annabel Pedrol, Servicios Territoriales en Barcelona; Xavier Llebaría, Agencia de Protección de la Salud; Rosa Monterde, Sanidad Ambiental; y Oriol Ribas y Angel Teixido, Agencia de Protección de la Salud.

Departamento de Medio Ambiente y Vivienda de la Generalitat de Cataluña: Isabel Hernández, Xavier Guinart, Maria Comellas, Prevención y Control de la Contaminación Atmosférica; Lluís Guitard y Cristina Jové, Gabinete Técnico.

Enric Rovira, Observatorio Medioambiental del Camp de Tarragona.

CREAL: Inmaculada Aguilera, Josep Maria Antó, Laura Bouso, Bénédicte Jacquemin, Laura Fernández, Nino Künzli, Jordi Sunyer y Laura Pérez.

Agradecimientos:

Los autores agradecen a Josep Maria Antó, director del Centro de Investigación en Epidemiología Ambiental; Antoni Plasència, director general del Departamento de Salud de la Generalitat de Cataluña y Maria Comellas, directora general de Calidad Ambiental del Departamento de Medio Ambiente y Vivienda de la Generalitat de Cataluña, todo su apoyo en este proyecto.

También agradecen a Isabel Hernández, subdirectora general de Prevención y Control de la Contaminación Atmosférica del Departamento de Medio Ambiente y Vivienda de la Generalitat de Cataluña y al personal a su cargo, que hayan facilitado el acceso a la información medioambiental.

Asimismo, los autores agradecen a Elvira Torné y Josep Benet, del Registro del Conjunto Mínimo Básico de Datos del Alta Hospitalaria (CMBDAH) del Consorcio Sanitario de Barcelona (CSB), que hayan facilitado el acceso al registro de ingresos hospitalarios.

Por último, los autores agradecen a Estel Plana, Raquel Garcia e Inmaculada Aguilar, del Centro de Investigación en Epidemiología Ambiental (CREAL), su ayuda en el acceso a los datos de la Encuesta de Salud Respiratoria de la Comunidad Europea (ECRHS) y a los mapas SIG.



Generalitat de Catalunya



UNIVERSITAT
POMPEU FABRA

CSB Consorci Sanitari de Barcelona



IMAS
Institut Municipal
d'Assistència Sanitària

Índice

Listado de acrónimos

Resumen ejecutivo

- 1. Introducción**
 - 1.1 Contaminación atmosférica y salud
 - 1.2 Contaminación atmosférica en Barcelona y alrededores
 - 1.3 Evaluación del impacto de la contaminación atmosférica en la salud pública
- 2. Objetivos**
- 3. Métodos**
 - 3.1 Marco general
 - 3.2 Área de estudio
 - 3.3 Exposición de la población
 - 3.4 Efectos en la salud
 - 3.5 Escenarios de interés
 - 3.6 Valoración de los beneficios para la salud
 - 3.7 Expresión de la incertidumbre
- 4. Resultados**
 - 4.1 Mortalidad
 - 4.2 Ingresos hospitalarios
 - 4.3 Morbilidad
- 5. Discusión y análisis de la sensibilidad**
 - 5.1 Comentarios generales
 - 5.2 Función de concentración-respuesta
 - 5.3 Efectos en la salud
 - 5.4 Exposición de la población
 - 5.5 Análisis de la sensibilidad
 - 5.6 Período de tiempo que transcurrirá entre la mejora de la calidad del aire y los beneficios para la salud
 - 5.7 Comparación con otros factores de riesgo
- 6. Valoración económica de los beneficios para la salud**
 - 6.1 Introducción
 - 6.2 Indicadores económicos – enfoque VSL
 - 6.3 Resultados basados en el enfoque VSL
 - 6.4 Discusión sobre la valoración económica
- 7. Conclusiones generales**

Bibliografía

Listado de acrónimos

$\mu\text{g}/\text{m}^3$	microgramos por metro cúbico
IC del 95%	Intervalo de confianza del 95%
NH	Humo negro
CAFE-CBA	Clean Air For Europe cost-benefit analysis (Aire limpio para Europa - análisis de coste-beneficio).
BC	Bronquitis Crónica
COI	Cost of Illness (Coste de enfermedad)
FCR	Función de concentración-respuesta
ECRHS	Encuesta de salud respiratoria de la Comunidad Europea
UE	Unión Europea
EPA	Agencia de Protección Medioambiental
HIA	Valoración de impacto en la salud
LE	Esperanza de vida
LY	Años de vida
NO₂	Dióxido de nitrógeno
PM	Partículas en suspensión
PM₁₀	Partículas en suspensión con un diámetro inferior a 10 micrómetros
PM_{2,5}	Partículas en suspensión con un diámetro inferior a 2,5 micrómetros
QALY	Años de vida ajustados por la calidad
PTS	Partículas totales en suspensión
EE.UU.	Estados Unidos
VOLY	Valor de los años de vida
VSL	Valor estadístico de la vida
OMS	Organización Mundial de la Salud
WTP	Willingness-To-Pay (disposición a pago)

Resumen

En la última década, los múltiples estudios que se han llevado a cabo en personas y animales han confirmado que la exposición a los niveles actuales de contaminación atmosférica provocada por el hombre origina una amplia gama de efectos perjudiciales para la salud, desde diversas enfermedades hasta la muerte. Otras investigaciones más recientes indican que los contaminantes emitidos por los automóviles y camiones resultan realmente preocupantes por lo que se refiere a la salud. Algunos estudios incluso ponen de manifiesto que los índices de morbilidad y mortalidad han descendido rápidamente en las zonas donde ha mejorado la calidad del aire.

A pesar de que aún quedan algunos temas de la investigación pendientes, ya se dispone de suficiente información para cuantificar de forma aproximada los problemas de salud que pueden atribuirse a la contaminación atmosférica en una determinada región, país o ciudad. Esta valoración de riesgos (o la traducción de las conclusiones obtenidas en la investigación relativa a una cuantificación de la carga para la salud pública) es una herramienta importante para informar, a los encargados de elaborar las políticas, sobre la dimensión del problema actual y, por lo tanto, de los posibles beneficios para la salud pública que se consiguen con las normas para la regulación de la contaminación atmosférica.

Las mediciones de la calidad del aire realizadas en los últimos años ponen de manifiesto que muchas zonas urbanas del mundo presentan niveles de contaminación elevados. En la ciudad de Barcelona y sus municipios limítrofes, los compuestos relacionados con las emisiones del tráfico son muy elevadas y resultan realmente preocupantes. Por ejemplo, las partículas en suspensión inhalables (PM₁₀), que son partículas minúsculas de hasta 10 micrómetros (µm) de diámetro de origen sólido o líquido que están suspendidas en el aire, y el gas dióxido de nitrógeno (NO₂), un indicador de la contaminación producida por el tráfico, normalmente superan los estándares actuales establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS) para proteger la salud.

La Generalitat de Catalunya ha preparado estrategias para mejorar la calidad de aire en aquellas zonas de Catalunya que presentan las concentraciones de contaminación más elevadas. En primer lugar se aplicará un plan de mitigación en el área metropolitana de Barcelona, cuyo objetivo a corto plazo consiste en reducir la contaminación atmosférica de la zona para que, en 2010, cumpla los estándares actuales que establece la legislación de la Unión Europea (UE). El objetivo de este estudio radica en calcular los beneficios para la salud que podrían conseguirse con una reducción de la contaminación atmosférica en el área metropolitana de Barcelona.

Métodos

El método utilizado para valorar los beneficios para la salud se basa en enfoques estándares que permiten calcular el número de efectos perjudiciales que pueden atribuirse a algún factor de riesgo establecido. Estos métodos son necesarios puesto que no se puede observar o contabilizar directamente el número de casos que se deben a factores de riesgo como el tabaco, las dietas o la contaminación atmosférica. El cálculo requiere tres informaciones básicas: 1) la frecuencia o incidencia total actual de un problema de salud en la población; 2) el nivel actual de contaminación y el nivel que se espera en un futuro, que permiten obtener el cambio en las concentraciones a las que están expuestas las personas; y 3) la información cuantitativa sobre la relación entre la exposición a la contaminación atmosférica y la incidencia de consecuencias para la salud.

Problemas de salud seleccionados: el estudio se centró en la evaluación de tres tipos principales de consecuencias para la salud importantes para las personas y las autoridades sanitarias por la gravedad y la carga que representan: la mortalidad por todo tipo de causas, incluyendo el fallecimiento por exposición a la contaminación atmosférica a corto y largo plazo; la morbilidad, donde se incluyen los síntomas relacionados con la bronquitis crónica y el asma; y el uso de la asistencia sanitaria, que queda representado con el número de ingresos hospitalarios por enfermedades cardiovasculares y respiratorias.

Contaminación seleccionada: aunque la contaminación atmosférica se compone de una mezcla compleja de cientos de componentes tóxicos, las evaluaciones del riesgo no pueden llevarse a cabo para cada sustancia de manera individual. En el enfoque más apropiado se utiliza un marcador de contaminación atmosférica urbana, que en la mayoría de las evaluaciones del riesgo suelen ser las partículas ambientales en suspensión (PM), puesto que permiten describir la carga de contaminación y los beneficios de las normas. El presente proyecto también se basa en las PM, especialmente en las PM₁₀. Se obtuvieron beneficios al comparar los niveles de PM₁₀ a los que se ve expuesta la población actualmente con los niveles que se esperan tras la reducción de la contaminación. Se calculó que la exposición media actual de la población a las PM₁₀ era aproximadamente de 50 µg/m³ en el caso de los 57 municipios limítrofes con Barcelona, que sumaban un total de casi 4 millones de habitantes.

Escenarios de interés: la investigación realizada hasta el momento a nivel mundial sugiere que los efectos perjudiciales de la contaminación atmosférica existen incluso a niveles muy bajos, y que no hay pruebas de que exista un umbral por debajo del cual la contaminación no tenga efectos. Como consecuencia, cualquier mejora de la calidad del aire comportará algún beneficio para la salud y, por el contrario, si se continúa deteriorando la calidad del aire en la zona de Barcelona, incrementará todavía más la carga que supone actualmente la contaminación para la salud. Por tanto, para cuantificar los beneficios que podrían obtenerse, debe compararse la carga actual con la que se espera conseguir si la calidad de aire presentara unos niveles más bajos.

Este proyecto evaluó dos escenarios con niveles más bajos para calcular el impacto de la contaminación atmosférica sobre la salud. Un primer juego de cálculos valora los beneficios que comportaría para la salud el plan de mitigación de la contaminación atmosférica de la Generalitat de Cataluña que pretende alcanzar los estándares actuales de la UE relativos a la calidad del aire. Por lo tanto, este estudio cuantifica el beneficio que se obtendría si la concentración de la exposición media actual de la población a las PM₁₀ se redujera aproximadamente 10 µg/m³ con el fin de ajustarse a este estándar (una media anual de 40 µg/m³). Por otro lado, en muchas regiones y países se ha demostrado que los planes de mitigación continuados tienen como resultado una tendencia duradera de mejora de la calidad del aire. Por consiguiente, se desarrolló un segundo grupo de cálculos para valorar los beneficios anuales para la salud sobre la base de que la contaminación se continúe reduciendo hasta que se ajuste al promedio anual propuesto por la Organización Mundial de la Salud (OMS), que son los niveles mínimos actuales reconocidos para proteger la salud de las personas. Por lo tanto, este segundo escenario valora los beneficios que se obtendrían si la concentración de exposición media de la población a las PM₁₀ se redujera aproximadamente 30 µg/m³ para ajustarse al estándar recomendado por la OMS (una media anual de 20 µg/m³ de PM₁₀).

Valoración económica de los beneficios: puesto que las sociedades disponen de recursos limitados para adjudicar proyectos e implantar políticas, los encargados

de elaborar políticas, así como el público considera importante que los beneficios para la salud se traduzcan en valores económicos; de este modo, los costes pueden compararse directamente con los costes de las inversiones destinadas a la mitigación. Basándose en estas evaluaciones, la agencia de protección ambiental de los Estados Unidos (United States Environmental Protection Agency) concluyó hace unos años que una de las normas más eficientes que habían propuesto hasta ahora había sido el control de la calidad del aire. Se calculó que el total de las inversiones para mejorar la calidad del aire era mucho menor que el beneficio para la sociedad. A pesar de ello, continúan llevándose a cabo discusiones y debates sobre los métodos más apropiados para derivar los costes de morbilidad y mortalidad, con algunos métodos utilizados más a menudo en valoraciones de coste-beneficio, pero sin llegar a un acuerdo definitivo sobre el tema. Este estudio proporciona el margen de costes (en euros al año) obtenido con un enfoque utilizado habitualmente en el pasado y un enfoque mucho más reciente propuesto por los proyectos europeos, y valora las limitaciones de dichos cálculos.

Beneficios

Beneficios para la salud derivados del cumplimiento del estándar propuesto por la OMS por lo que se refiere a las PM₁₀

Este estudio ha puesto de manifiesto que cada año se podrían llegar a producir 3.500 muertes prematuras menos entre las personas mayores de 30 años (aproximadamente un 12% del total de muertes entre personas mayores de 30 años), un cálculo que incluye 520 muertes por exposición a corto plazo a la contaminación atmosférica. Esta reducción del riesgo de fallecimiento representaría un incremento de unos 14 meses en la esperanza de vida. Además de una reducción de la tasa de mortalidad, se ha calculado que esta reducción podría representar anualmente 1.800 ingresos hospitalarios menos por causas cardiorrespiratorias, 5.100 casos menos de bronquitis crónicas en adultos, 31.100 casos menos de bronquitis agudas en niños y 54.000 crisis asmáticas menos en niños y adultos.

Beneficios para la salud derivados del cumplimiento del estándar actual de calidad del aire propuesto por la UE

Adaptarse a los niveles regulados por la UE de cara al 2010 es el primer paso de una estrategia a largo plazo necesaria para cumplir los estándares más estrictos de la OMS. Según el estudio, la reducción de los niveles actuales de contaminación atmosférica hasta los estándares establecidos por la UE ya comportaría beneficios sustanciales para la salud; de hecho, se conseguiría una tercera parte de los resultados mencionados por la OMS. Por ejemplo, si se diera el caso, el total de muertes anuales en el área metropolitana de Barcelona podría reducirse, de media, a aproximadamente 1.200 casos anuales (casi un 4% del total de muertes por motivos naturales entre personas mayores de 30 años). En cuanto a la esperanza de vida, esto supone un aumento de casi cinco meses. Esta reducción también podría comportar 600 ingresos hospitalarios por causas cardiorrespiratorias menos, 1.900 casos menos de bronquitis crónica en adultos, 12.100 casos menos de bronquitis agudas en niños y 18.700 crisis asmáticas menos en niños y adultos.

Beneficios económicos

La valoración económica demuestra que los beneficios para la salud en el escenario de la OMS podría traducirse en un coste medio de 700 euros por persona y año según un enfoque revisado del programa europeo de calidad del aire (CAFE, por sus siglas en inglés) y de 1.600 euros, según el enfoque más habitual en este tipo de estudios. Estos cálculos representan un total de 3.000 y 6.400 millones de euros al año, respectivamente. En el caso de una reducción de

las PM₁₀ hasta el nivel que establece la UE, se calcula que el beneficio económico es de 300 euros por persona y año según el enfoque CAFE, y de 600 euros según el enfoque "habitual", lo que representa una media total de 1.100 y 2.300 millones de euros al año, respectivamente. Sin embargo, los cálculos obtenidos mediante ambos métodos comportan un margen de error que se solapa en gran medida.

Discusión y conclusiones

Se dispone de suficientes datos que demuestran que la contaminación atmosférica comporta efectos perjudiciales para la salud, incluyendo la muerte; y este hecho también lo avalan cientos de estudios realizados en todo el mundo, muchos en la propia Barcelona. El estudio de valoración del riesgo que lleva a cabo CREAL también sugiere que la contaminación atmosférica comporta un impacto sustancial en la salud pública, lo cual también concuerda con otras evaluaciones realizadas en Europa.

A diferencia de las muertes por accidente de tráfico, el impacto de la contaminación atmosférica no puede calcularse directamente, sino que sólo puede realizarse una cuantificación aproximada. De hecho, es muy probable que las suposiciones y los enfoques utilizados en esta evaluación hayan subestimado los beneficios totales que realmente podrían obtenerse con una reducción de la contaminación atmosférica. Los factores más importantes que no se han tenido en cuenta en esta subestimación son los siguientes:

- El listado de efectos para la salud asociados a la contaminación atmosférica es mucho más extenso que el presentado en la valoración de riesgos. En el estudio, los efectos de la contaminación en el infarto de miocardio, la arritmia y los accidentes vasculares cerebrales no se valoran por separado, puesto que pueden incluirse en gran medida, aunque no completamente, en el cálculo de ingresos hospitalarios y de mortalidad. Tampoco se han tenido en cuenta los efectos adversos menos graves que se sabe que están causados por la contaminación atmosférica, como por ejemplo las irritaciones oculares, tos y otros síntomas respiratorios, ni las consecuencias de las enfermedades, como el aumento de la automedicación, ni las ausencias escolares o laborales, dado que no se dispone de suficientes datos de base poblacional precisos para cuantificar la carga en Barcelona.
- El estudio no ha cuantificado la carga total de contaminación atmosférica, sino sólo el beneficio que comportaría la reducción de los niveles actuales de PM₁₀ hasta 40 µg/m³ y 20 µg/m³, respectivamente. Como no se ha demostrado la existencia de un umbral por debajo del cual no se produzcan efectos, se supone que una reducción de las PM₁₀ por debajo de 20 µg/m³ comportaría incluso más beneficios para la salud.
- Para valorar el problema, el estudio sólo ha tenido en cuenta las PM₁₀, a pesar de que la contaminación es un tema mucho más complejo. Otros contaminantes pueden comportar efectos independientes (por ejemplo, el ozono) o pueden interactuar con las PM, con lo cual aumentarían los efectos de éstas. No se dispone de suficientes datos sobre contaminación ni de estudios epidemiológicos pertinentes que puedan utilizarse en esta evaluación local de riesgos. Otros estudios, como los realizados en el Reino Unido o en EE.UU., han incluido contaminantes como el ozono, con lo cual se ha demostrado la existencia de una carga adicional.
- Barcelona presenta una densidad de tráfico muy elevada, además de es una de las ciudades con mayor densidad de población de Europa. Es decir, muchas personas viven, trabajan y pasan el tiempo muy cerca del tráfico de la calle. Estudios recientes apuntan el efecto perjudicial de los

contaminantes que se producen en concentraciones muy elevadas en los primeros 50-100 metros de calles. Por el momento no se dispone de la distribución por proximidad del tráfico de Barcelona, por lo que no pudo utilizarse en esta evaluación de riesgos. No obstante, se considera que en esta evaluación los efectos perjudiciales para la salud debidos al tráfico quedan claramente subestimados. Asimismo, algunos estudios que miden el efecto directo de las PM en las personas mientras caminan, van en bicicleta y conducen por una ciudad similar a Barcelona concluyen que, para muchos individuos, la exposición personal a las PM₁₀ es todavía mayor que la que miden los monitores, a pesar de que son estos los que constituyen la base del cálculo de las concentraciones consideradas en el estudio.

Los resultados obtenidos en este estudio son *cálculos aproximados* que implican los errores propios de este tipo de evaluación. El margen de error del estudio incluye el que se observa en la relación cuantitativa entre las PM₁₀ y la salud y, si se consideran todos los resultados, es aproximadamente del 50% en los cálculos. Aunque son menos en cantidad y más difíciles de cuantificar por la falta de información, también se utilizan otros datos en los cálculos, como la distribución de las concentraciones de PM₁₀ en la región o la frecuencia de los efectos para la salud (por ejemplo, síntomas), que son cálculos que se fundamentan en otros estudios y, por tanto, también comportan pequeños errores inherentes.

Este estudio demuestra que el descenso de los niveles de PM₁₀ en Barcelona comportaría importantes beneficios para la salud; de hecho, algunas estrategias para reducir la contaminación comportarían mejoras continuas y realmente inmediatas en la calidad del aire. Sin embargo, se desconoce si los beneficios para la salud también serían inmediatos. En un reciente estudio de intervención, se ha observado un descenso regular e inmediato de la tasa de mortalidad después de prohibir el uso del carbón en Dublín. Del mismo modo, se ha demostrado que los síntomas en niños mejoran si desciende la contaminación atmosférica. A pesar de ello, es de esperar que no podrán detectarse todos los beneficios de una mejora de la calidad del aire durante el primer año. En general, se espera que los efectos de la contaminación a corto plazo (por ejemplo, los ingresos hospitalarios) se reduzcan al mismo tiempo que mejora la calidad del aire, mientras que la disminución de los efectos crónicos (por ejemplo, el descenso de la incidencia de cáncer de pulmón, asma o enfermedades pulmonares obstructivas crónicas) debido a la contaminación atmosférica puede tardar más en producirse. Según los modelos teóricos actuales, se calcula que es posible que en el primer año se llegue a evitar el 40% de las muertes atribuibles.

Como se explica en el apartado "Discusión" de este informe, el concepto de muertes atribuibles, aunque sea útil como aproximación a corto plazo (unos dos años), no es apropiado en el caso de los beneficios a largo plazo puesto que simplemente multiplica los resultados de este estudio por el número de años de reducción de contaminación. Esto se debe al hecho de que la muerte en el fondo no puede evitarse, sino que sólo puede posponerse mediante la prevención de enfermedades. Por tanto, los valores del cambio en la esperanza de vida y la estimación de la ganancia en años de vida son más apropiados para cuantificar los beneficios a largo plazo de las políticas de intervención. Este aspecto es especialmente importante para calcular los beneficios económicos a largo plazo que comportarían las estrategias de reducción de la contaminación atmosférica.

En resumen, el estudio demuestra que es posible que la mejora de la calidad del aire en el área metropolitana de Barcelona para cumplir los estándares que establece la UE y los estándares más estrictos propuestos recientemente por la OMS comporte beneficios sustanciales inmediatos y a largo plazo para los residentes de esta zona.

1. Introducción

1.1 Contaminación atmosférica y salud

Los estudios experimentales realizados en sistemas celulares, tanto de animales como de seres humanos, así como un gran número de estudios epidemiológicos, han puesto de manifiesto que los niveles actuales de contaminación atmosférica antropogénica producen mortalidad y morbilidad en los humanos [1]. En diversos estudios que se realizan en España [2, 3], se están estudiando en profundidad los efectos de la contaminación atmosférica a corto plazo, es decir, los efectos que se producen unas horas o días después de la exposición. Según la debilidad y la susceptibilidad de los sujetos, los niveles actuales de contaminación atmosférica producen efectos a corto plazo que varían desde molestias menores, reducción de la función pulmonar o síntomas respiratorios leves hasta efectos respiratorios y cardiovasculares más graves, como reagudizaciones de las crisis asmáticas o la bronquitis crónica, o incluso podrían desencadenar arritmias, infartos de miocardio y apoplejías. Con estos efectos más graves se ha observado que, a medida que aumentan los niveles de contaminación, también aumenta el número de consultas médicas, consultas de urgencias e ingresos hospitalarios. El desenlace clínico más grave que puede llegar a comportar la contaminación atmosférica es la muerte. Las tasas de mortalidad también aumentan gradualmente a medida que se deteriora la calidad del aire. Puesto que estos efectos no se originan sólo durante los episodios más graves de contaminación atmosférica, sino en todos los niveles, no se dispone de datos que demuestren la existencia de "niveles seguros" de contaminación atmosférica. La exposición diaria y a largo plazo a la contaminación atmosférica también facilita la aparición de cambios patofisiológicos crónicos y enfermedades crónicas que, en última instancia, reducen la esperanza de vida. Diversos estudios de cohortes, realizados tanto en EE.UU. como en Europa, confirman que los niveles actuales de contaminación atmosférica reducen la esperanza de vida, y estos efectos resultan especialmente graves en el caso de fallecimientos por problemas cardiovasculares o cáncer de pulmón [4]. Asimismo, cada vez hay más estudios que sugieren que, en las personas que residen cerca de calles muy transitadas, pueden aparecer otros efectos perjudiciales para la salud, incluidos el asma y la muerte [5, 6].

Todavía quedan muchas cuestiones por resolver y, de hecho, se están investigando intensamente a nivel internacional. Se incluyen investigaciones de los mecanismos que provocan los efectos en la salud observados y la caracterización de los constituyentes y fuentes más relevantes del ámbito toxicológico. Asimismo, ya se han llevado a cabo diversos estudios experimentales que confirman la función de las diversas vías patofisiológicas que, en última instancia, causan los efectos observados [7]. En consecuencia, en los últimos años han aumentado considerablemente los datos que apoyan un efecto adverso causal de la contaminación atmosférica y el uso de estos datos en las valoraciones de los riesgos se ha ido extendiendo cada vez más.

1.2 Contaminación atmosférica en Barcelona y sus alrededores

La calidad del aire (es decir, las partículas en suspensión (PM) y el dióxido de nitrógeno (NO₂)) de Barcelona y alrededores es muy pobre y, en los últimos años, esta situación todavía se ha agravado más [8]. La concentración de estos contaminantes supera en gran medida los estándares desarrollados para proteger la salud pública, y que ya han adoptado otros gobiernos, como el de EE.UU., el estado de California y el de algunos países europeos. Los niveles de contaminación también superan con frecuencia las directrices sobre la calidad del aire que recomienda la OMS para proteger la salud pública [9]. Por ejemplo, en la ciudad de Barcelona la concentración media anual de partículas en suspensión con

un diámetro inferior a 10 μm (PM_{10}) era de 49 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (promedio obtenido de seis monitores fijos) en el año 2004, 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en 2005 y 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en 2006, mientras que las directrices establecidas por la OMS sobre la media anual de la calidad del aire es de 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. El promedio anual de cada uno de los monitores también supera este valor. Para ejemplificarlo, en la **Tabla 1.1** se presenta el promedio anual de PM_{10} de Barcelona en comparación con los niveles de otras ciudades de todo el mundo que proporciona el informe sobre las directrices de la calidad del aire de la OMS [9].

Diversos estudios epidemiológicos han demostrado los efectos adversos de la contaminación atmosférica en la población de Barcelona. Por ejemplo, la exposición a corto plazo a niveles elevados de contaminación atmosférica aumenta el riesgo de mortalidad en poblaciones con enfermedades crónicas preexistentes [10]. La gran densidad de tráfico, junto con una elevada densidad de habitantes y la limitación del espacio entre edificios sugiere que el impacto en la salud de la contaminación atmosférica y, especialmente, la contaminación por tráfico, pueden constituir un problema especialmente grave en esta zona.

Actualmente, las autoridades gubernamentales de Barcelona y alrededores se esfuerzan a conciencia para reducir la contaminación atmosférica. El primer paso que debe llevarse a cabo es el desarrollo de un plan de actuación que reduzca los niveles de la calidad del aire hasta cumplir los estándares que establece la UE con la directiva CE 1993/30, que regula los valores máximos de NO_2 y PM_{10} en la atmósfera, que normalmente se sobrepasan. La concentración media anual de NO_2 y PM_{10} que establece la UE se sitúa en 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Dado que los valores son mucho menos estrictos de lo que recomiendan los estándares de la comunidad científica y las directrices sobre la calidad del aire que ha publicado recientemente la OMS para proteger la salud pública, la reducción de estos niveles constituye un primer paso muy importante para aquellas ciudades europeas que padecen problemas graves debidos a la calidad del aire. Según la directiva de la UE, los estados miembros deben tomar las medidas necesarias para asegurar que en el año 2010 no se superen los límites de NO_2 (concentración media anual de 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$); aunque dicho valor máximo de 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} (media anual) ya debería haberse cumplido desde el 1 de enero de 2005. En octubre de 2006 el Consejo de la UE presentó un nuevo borrador de la directiva de calidad del aire en Europa que se envió al Parlamento Europeo para una segunda revisión. El nuevo borrador mantiene un límite medio anual de PM_{10} de 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, pero permite que este nivel supere los 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en un máximo de 35 días al año. El borrador también introduce las $\text{PM}_{2,5}$ en la legislación con un límite medio anual de 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para 2015 y una reducción del 20% de los niveles anuales de las medias de 2008-2010 a 2018-2020. La nueva directriz de la OMS recomienda una media anual de $\text{PM}_{2,5}$ de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, cuando en EE.UU. el estándar nacional para la calidad del aire está establecido en 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y, en el estado de California, en 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. En 2005, Barcelona superó todos los nuevos límites. Por ejemplo, en el periodo 1999-2006, los niveles diarios de $\text{PM}_{2,5}$ oscilaron entre 25 y 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en tres zonas del muestreo (L'Hospitalet, Sagrera y Avenida Diagonal) [11-13]. En el área metropolitana de Barcelona los niveles de $\text{PM}_{2,5}$ todavía no se controlan de forma regular.

Tabla 1.1. Media anual de las concentraciones de PM₁₀ observadas en algunas ciudades del mundo

Continente	Ciudad	Media anual de concentraciones de PM ₁₀ (µg/m ³)
Asia	Nueva Delhi	160
	Seúl	60
	Tokio	30
América Latina	Lima	110
	Ciudad de México	55
	Sao Paulo	49
África	El Cairo	150
	Ciudad del Cabo	25
Europa	Praga	60
	Barcelona	55
	Roma	55
	Oslo	45
	Londres	25
	Estocolmo	20
América del Norte	San Diego	50
	Los Ángeles	48
	Nueva York	25

Fuente: [9] OMS. Directrices sobre la calidad del aire. Actualización global 2005.

1.3 Evaluación del impacto de la contaminación atmosférica en la salud pública

Los científicos y las agencias de salud pública cada vez se preocupan más por valorar el impacto de la contaminación atmosférica en la salud pública. Estas valoraciones consisten en observar los resultados obtenidos en las investigaciones y elaborar una cuantificación aproximada del problema para la salud de una determinada zona, país o ciudad y que puede atribuirse a la contaminación atmosférica. También pueden utilizarse para obtener una cuantificación aproximada de los beneficios que podrían conseguirse si se establecieran las políticas de reducción de la contaminación atmosférica. Este trabajo de translación resulta muy efectivo para concienciar al público, y a los responsables de elaborar las políticas, de la envergadura aproximada del problema. A pesar de que a nivel individual los efectos de la contaminación atmosférica en general no son muy importantes –es decir, menos importantes que fumar por ejemplo-, el impacto de la contaminación atmosférica en la salud pública puede ser bastante considerable. El motivo de esta paradoja proviene del hecho de que toda la población está expuesta a la contaminación atmosférica, o al menos en un cierto grado, mientras que sólo un pequeño porcentaje de la población fuma de forma activa. Además, la contaminación atmosférica a veces es más elevada en las zonas con más densidad de población, de forma que los efectos perjudiciales para la salud también aumentan.

Durante los últimos quince años se han ido desarrollando los métodos para valorar el impacto de la contaminación atmosférica [14]; estos métodos se han discutido en las comisiones de la OMS, lo cual ha hecho que los expertos aporten recomendaciones. Tanto las agencias gubernamentales del Reino Unido y de otros

países de la UE, como la Agencia de Protección Medioambiental (EPA) de EE.UU. y de California utilizan estos métodos de forma habitual; de hecho, una comisión de la Academia Nacional de Ciencias de los EE.UU. aprobó los enfoques generales. Las Valoraciones del Impacto sobre la Salud (HIA, por sus siglas en inglés) de la contaminación atmosférica se han aplicado de forma diferente según las zonas geográficas, desde valoraciones globales aproximativas hasta estudios locales, nacionales o internacionales más sofisticados.

Últimamente, en Europa se han llevado a cabo diversas valoraciones del impacto sobre la salud y, en el caso de España y la ciudad de Barcelona, se han proporcionado diferentes valores de contaminación atmosférica. En todos estos estudios se ha observado que, en general, los efectos perjudiciales para la salud atribuibles a la contaminación atmosférica surgen principalmente de los efectos que originan mortalidad en adultos y que se debe a una exposición de forma prolongada a las partículas en suspensión.

Una de las primeras HIA realizadas en Europa fue el *Estudio trinacional* [15], en el cual se calculó el impacto en la salud de la contaminación atmosférica total y de la contaminación por tráfico en tres países: Austria, Francia y Suiza. En el estudio se observó que la contaminación atmosférica representa el 6% de la mortalidad total (más de 40.000 casos atribuibles al año). Aproximadamente la mitad del total de muertes por contaminación atmosférica pudo atribuirse al tráfico rodado, pero también podían contabilizarse más de 25.000 nuevos casos de bronquitis crónica en adultos, más de 290.000 episodios de bronquitis en niños, más de 500.000 crisis asmáticas y más de 16 millones de personas con días de actividades restringidas.

Otra de las HIA la constituye la *Contaminación Atmosférica y Salud: un sistema de información europeo* (APHEIS, por sus siglas en inglés) [16-18]. El APHEIS se creó en 1999 para proporcionar datos y recursos sobre la contaminación atmosférica a quienes toman decisiones y aplican políticas, a los profesionales de la salud y del medio ambiente, al público en general y a los medios de comunicación. Barcelona es una de las ciudades que forma parte de la red APHEIS. En la última evaluación del APHEIS, el APHEIS-3, se calculó que en Europa cada año podrían evitarse 11.000 muertes prematuras si la exposición a largo plazo a las $PM_{2,5}$ se redujera a $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Esta evaluación tomó la base de una población total de casi 39 millones de habitantes. Asimismo, se calculó que, de media, la esperanza de vida de una persona de 30 años se podría prolongar de 2 a 13 meses en función de la zona geográfica si las concentraciones de $PM_{2,5}$ no superaran los $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Una tercera HIA sería el *Sistema Europeo de Información del Medio Ambiente y la Salud* (ENHIS, por sus siglas en inglés) [19]. El ENHIS es un sistema metodológico que se encarga de que las HIA resulten viables con los diferentes factores de riesgo medioambiental. En el caso de la contaminación atmosférica, la HIA intenta calcular la cantidad de incidencias en la salud por contaminación atmosférica (PM_{10} y ozono) que podrían evitarse en diferentes grupos de población (niños, adultos, personas mayores y población en general) y en diferentes ciudades de Europa. Para Barcelona, los resultados se han centrado en las muertes y los ingresos hospitalarios debido a los niveles de ozono en la población general, y en la muerte infantil debido a las PM_{10} . En Barcelona, la HIA puso de manifiesto que cada reducción de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de ozono en la concentración media diaria de 8 horas evitaría 22 muertes anuales en la población general de la zona de estudio, 11 por enfermedades cardiovasculares y 9 por problemas respiratorios. Por lo que a los ingresos hospitalarios se refiere, este descenso conseguiría evitar un ingreso por problemas respiratorios en la población adulta (de 15 a 64 años) y 21 ingresos en el caso de la población de más de 64 años. Puesto que todo lo demás permanecería igual, la reducción de los niveles medios anuales de PM_{10} a $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ podría prevenir 0,45 muertes neonatales. La reducción de los valores medios diarios de PM_{10} a 20 también podría prevenir 10

ingresos hospitalarios por causas respiratorias entre niños de hasta 15 años. El número relativamente bajo de casos evitables obtenido por el ENHIS se debe a que Barcelona presenta unos niveles de ozono muy bajos, así como la tasa de mortalidad infantil también es muy baja.

La cuarta HIA es la valoración del impacto del proyecto *Aire limpio para Europa, análisis de coste-beneficio* (CAFE-CBA, por sus siglas en inglés) [20]. El objetivo del programa CAFE-CBA consistía en desarrollar a largo plazo políticas integradas y estratégicas para proteger a la población europea de los principales efectos negativos de la contaminación atmosférica para la salud humana y para el medio ambiente. El CAFE-CBA calculó la carga sanitaria de la contaminación atmosférica exterior en función del nivel de emisiones previstas para el año 2020 en Europa por parte de los Estados miembros, que cuentan con diferentes políticas legislativas. Esta HIA también ofrece un análisis del coste-beneficio que comportaría un cambio en las emisiones por parte de Europa. El estudio CAFE-CBA calculó que, según los niveles del año 2000 y en comparación con la legislación actual, la contaminación atmosférica provocaba unas 22.000 muertes prematuras en España, así como también originaba otras enfermedades, que podrían representar un coste total anual de entre 400 y 1.000 euros por cápita en función de los métodos de cálculo seleccionados.

Siguiendo con su proyecto *Carga Mundial de Morbilidad*, la OMS recientemente ha determinado la carga medioambiental de enfermedades de cada país en función de los factores de riesgo seleccionados, incluida la contaminación atmosférica [21]. En el caso de España, se ha calculado que la carga por contaminación atmosférica es de 5.800 muertes anuales. Este cálculo asume una reducción de los niveles medios urbanos de PM₁₀ de 30 µg/m³ a 20 µg/m³, el valor medio de PM₁₀ que recientemente ha recomendado la OMS. En esta valoración únicamente se han considerado ciudades con poblaciones de más de 100.000 habitantes, que en total equivalen al 42% de la población española (43,1 millones).

Aunque con estos estudios europeos ha podido calcularse aproximadamente la carga de la contaminación atmosférica para la salud de España y Barcelona, por el momento no se ha realizado una valoración detallada de una región de España.

2. Objetivos

En este proyecto se lleva a cabo una valoración del impacto en la salud (HIA, por sus siglas en inglés) de la contaminación atmosférica en el área metropolitana de Barcelona.

El objetivo principal de este estudio consiste en proporcionar un primer cálculo aproximativo de los beneficios para la salud de los residentes de la zona que podríamos conseguir con una mejora constante de la calidad de aire. Asimismo, el estudio también presenta un cálculo aproximado de los costes económicos que comportarían estos beneficios.

Se espera que los resultados del estudio sean de gran utilidad para las personas encargadas de elaborar las políticas medioambientales, así como para el público en general.

3. Métodos

3.1 Marco general

La estructura metodológica general de la HIA de la contaminación atmosférica ya se ha descrito en diversos informes y artículos [14, 15, 22, 23]. Consiste en aplicar los métodos que se han utilizado durante décadas para contabilizar el riesgo atribuible a unos determinados factores de riesgo, como puede ser el tabaco. La proporción atribuible es la proporción de un problema para la salud que puede atribuirse a una exposición determinada (en comparación con una exposición de referencia) o a un cambio de exposición. Si se conoce el número total de casos que presentan un problema para la salud en un determinado grupo de población, entonces podrán contabilizarse los casos atribuibles de esta población. Teniendo en cuenta que no se daría ningún "caso atribuible" si no se produjera la exposición, a menudo la proporción atribuible se denomina "carga evitable".

La información necesaria para calcular los "casos atribuibles" contiene tres valores: (1) la frecuencia con la que aparece un problema para la salud en la población, es decir, el número de casos anuales de un determinado problema para la salud, (2) el nivel de exposición a un factor de riesgo por parte de la población y (3) la asociación cuantitativa entre la exposición y el desenlace clínico (la función concentración-respuesta o FCR).

Además de estos valores, la evaluación de la carga que la contaminación atmosférica ejerce en la salud depende del área de estudio definida, el sistema métrico de exposición escogido, los resultados clínicos que se incluirán en la valoración y la elección de los "niveles de referencia".

En los párrafos siguientes se detallan los datos específicos y la metodología utilizada en esta valoración en relación con estos aspectos principales.

3.2 Área de estudio

La ciudad de Barcelona se encuentra en la costa central de Cataluña, en el nordeste de España, pero forma parte de una zona industrial y urbana que se extiende varios kilómetros hacia el norte, oeste y sur de la ciudad. Esta extensa zona suele denominarse área metropolitana de Barcelona. Sin embargo, todavía no se ha determinado la extensión geográfica precisa de esta área y varía en función de las entidades locales que la definan. En este proyecto, el área geográfica está formada por 57 municipios, que se eligieron como área de estudio. Se seleccionó esta área por su continuidad geográfica y se esperaba que los municipios presentasen similitudes en cuanto a la exposición a la contaminación atmosférica. En este texto, esta extensa zona se denominará área metropolitana de Barcelona, aunque hace referencia a una zona más amplia que la que definen otras entidades. Los municipios constituyen las unidades más pequeñas de las que se disponen datos.

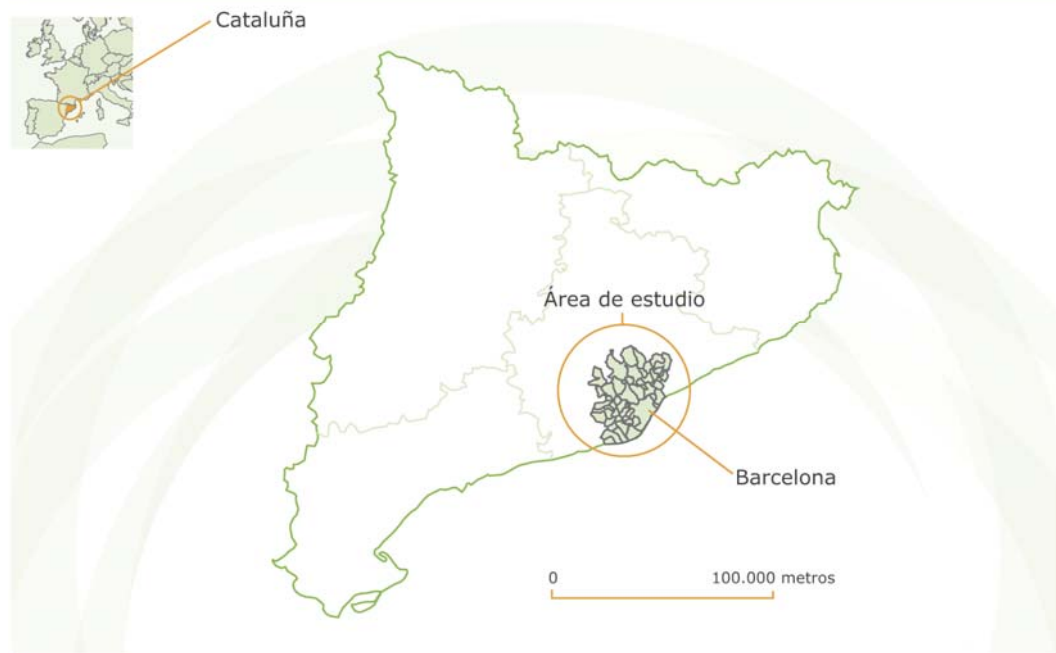
En la **Figura 3.1** se presenta el área de estudio de acuerdo con su situación geográfica regional. En la **Tabla 3.1** queda representada la distribución de la población entre los 57 municipios del área de estudio.

Tabla 3.1. Distribución de la población en los 57 municipios del área de estudio, año 2004

Municipio	Código postal	Población total	% de toda la población	Densidad de población (hab/km ²)
Abrera	80018	9.422	0,24	471
Badalona	80155	214.874	5,55	9.676
Badia del Vallès	89045	14.313	0,37	14.313
Barberà del Vallès	82520	27.202	0,70	3.400
Barcelona	80193	1.578.546	40,80	15.785
Canovelles	80410	14.001	0,36	2.000
Castellar del Vallès	80517	19.475	0,50	433
Castellbisbal	80543	10.352	0,27	334
Castelldefels	80569	53.964	1,39	4.497
Cerdenyola del Vallès	82665	56.065	1,45	1.809
Cervelló	80689	6.980	0,18	233
Corbera de Llobregat	80728	11.278	0,29	627
Cornellà de Llobregat	80734	83.327	2,15	11.904
El Papiol	81580	3.268	0,09	403
El Prat de Llobregat	81691	63.148	1,63	2.037
Esplugues de Llobregat	80771	45.915	1,19	9.183
Gavà	80898	43.242	1,12	1.395
Granollers	80961	56.456	1,46	3.764
Hospitalet de Llobregat	81017	250.536	6,48	20.878
La Llagosta	81056	12.944	0,33	4.315
Lliçà d'Amunt	81075	12.009	0,31	546
Lliçà de Vall	81081	5.696	0,15	518
Martorell	81141	25.010	0,65	1.924
Martorelles	81154	4.912	0,13	1.228
Molins de Rei	81234	22.496	0,58	1.406
Mollet del Vallès	81249	50.691	1,31	4.608
Montcada i Reixac	81252	30.953	0,80	1.346
Montmeló	81350	8.724	0,23	2.181
Montornès del Vallès	81363	14.065	0,36	1.407
Olesa de Montserrat	81477	20.294	0,52	1.194
Palau Solità i Plegamans	81568	12.499	0,32	833
Palma de Cervelló	89058	2.881	0,07	525
Parets del Vallès	81593	15.912	0,41	1.768
Pallejà	81574	9.746	0,25	1.218
Polinyà	81672	5.855	0,15	651
Ripollet	81803	33.605	0,87	8.401
Rubí	81846	66.425	1,72	2.076
Sabadell	81878	193.338	5,00	5.371
Sant Adrià de Besos	81944	32.921	0,84	8.230
Sant Cugat del Vallès	82055	65.061	1,68	1.355
Sant Fost de Campsentelles	82093	7.039	0,18	541
Sant Quirze del Vallès	82384	15.729	0,41	605
Sant Viçenç dels Horts	82634	26.477	0,68	2.942
Santa Coloma de Cervelló	82444	6.652	0,17	832
Santa Coloma de Gramanet	82457	116.503	3,01	16.643
Santa Perpètua de Mogoda	82606	20.844	0,54	1.303
Sentmenat	82671	6.628	0,17	237
Sant Andreu de la Barca	81960	23.675	0,61	3.946
Sant Boi de Llobregat	82009	80.636	2,08	3.665
Sant Climent	82042	3.366	0,09	306
Sant Feliu de Llobregat	82114	41.954	1,08	3.496
Sant Joan Despí	82172	30.242	0,78	5.040
Sant Just Desvern	82212	14.910	0,39	1.864
Terrassa	82798	189.212	4,89	2.703
Torrelles de Llobregat	82896	4.324	0,11	309
Vallirana	82956	11.678	0,30	487
Viladecans	83015	60.033	1,55	3.002
ÀREA TOTAL	--	3.868.633	100	3.548¹

Fuente: Instituto de Estadística de Cataluña, año 2004; 1. densidad media de la población.

Figura 3.1.



Localización geográfica de los 57 municipios de Cataluña incluidos en el área de estudio, que se denominará área metropolitana de Barcelona a lo largo de todo el texto.

3.3 Exposición de la población

3.3.1 Indicador de la contaminación atmosférica utilizado en este proyecto

La contaminación atmosférica constituye una compleja mezcla de constituyentes y agentes contaminantes que a menudo están muy interrelacionados. Los estudios epidemiológicos no pueden discernir la contribución específica de cada componente de los problemas para la salud, así como los estudios toxicológicos todavía no proporcionan suficiente información sobre la respuesta a la dosis de todos los agentes contaminantes ni sobre sus interacciones. Por consiguiente, las valoraciones del impacto de la contaminación atmosférica en la salud dependen de los estudios epidemiológicos, que utilizan indicadores de la calidad del aire. Tampoco es adecuado evaluar por separado el riesgo de diversos agentes contaminantes interrelacionados para luego sumarlos, puesto que la carga total quedaría en gran parte sobreestimada. Es un hecho que los efectos adversos de la contaminación atmosférica para la salud están especialmente relacionados con las partículas en suspensión (PM). En el caso de esta valoración, se han seleccionado las PM_{10} como indicador para representar la contaminación atmosférica del ambiente urbano, puesto que la mayoría de los estudios que informan de estos efectos estaban basados en la exposición a las PM_{10} , aunque un estudio también cuantificó el riesgo utilizando fracciones más finas de PM, es decir, las $PM_{2,5}$, y otro estudio utilizó las partículas totales en suspensión (PTS), que se corresponden con las de como mínimo 30 micrómetros de diámetro. Sin información epidemiológica completa para cada tipo de fracción de PM, a menudo es necesario realizar conversiones entre las fracciones de diferentes tamaños. Este proyecto ha utilizado, cuando ha sido necesario, un factor de conversión de 0,6, en el cual se considera que las $PM_{2,5}$ representan el 60% de las PM_{10} , como se ha propuesto en otros estudios anteriores [15]. Este factor es similar a la proporción observada en las estaciones de control de Barcelona [11-13].

Se dispone de suficientes datos para sugerir que el ozono provoca otros efectos en la salud; es probable que estos efectos se produzcan de forma independiente o que estén relacionados con otros agentes contaminantes, especialmente en verano. Sin embargo, dado que los efectos del ozono son de corta duración y relativamente pequeños considerando las concentraciones predominantes en esta área urbana, se espera que la contribución de ozono a la carga total de contaminación atmosférica urbana sea relativamente mínima (en comparación con los efectos de las PM_{10}) y, por consiguiente, no se ha incluido en esta evaluación. Los efectos que produce el ozono de Barcelona en la salud pueden consultarse en el informe local de la HIA que el ENHIS incluye para la ciudad de Barcelona [19]. Los resultados ponen de manifiesto que, si la concentración diaria media de ozono durante un máximo de 8 horas se redujera a $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, cada año se evitarían 20 muertes (IC del 95%: 10-40) y unos 20 ingresos hospitalarios por problemas cardiovasculares y respiratorios. En este informe, las concentraciones de ozono de Barcelona, obtenidas cada 24 horas, oscilaban entre 30 y $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, especialmente en verano. En 2006, la OMS recomendó que el valor medio de ozono cada 8 horas debería ser de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para preservar la salud humana. Debe tenerse en cuenta que es probable que, si se utiliza un único indicador de la contaminación atmosférica urbana, se subestimen los beneficios de los planes de gestión de la atmósfera, puesto que puede que estos planes también reduzcan las concentraciones de otros agentes contaminantes como el NO_2 , el NO_x , el benceno y otros que pueden producir efectos independientes o sinérgicos en la salud.

3.3.2. Determinación de la exposición de la población

Para obtener los casos atribuibles a un determinado cambio de concentración, es necesario determinar el nivel de exposición de la población antes de que se produzca el cambio. En este contexto, con "exposición" nos referimos a las concentraciones de PM_{10} de fondo, representativas de la concentración que se da en el lugar de residencia de las personas. Se considerarán los niveles actuales como punto de referencia para futuros cambios. Se dispone de diversos enfoques para determinar la exposición de la población en función del nivel de detalle de los datos disponibles. El enfoque más habitual consiste en utilizar el valor medio anual que se obtiene con un monitor (escogido como "representativo" del área de estudio). Un enfoque más sofisticado consiste en utilizar superficies de contaminación modeladas, que se superponen a las distribuciones de la población para así obtener los cálculos detallados de las distribuciones de exposición de la población. En función de la disponibilidad de los datos, se podrá recurrir a métodos intermedios.

En esta valoración, la exposición de la población se representaba con la concentración media que consideraba la población de cada municipio (concentración media ponderada por población). Estas concentraciones se obtuvieron en función de la edad. El año de referencia para la valoración de las concentraciones ambientales fue el 2004, que concuerda con el año para el que se disponía de datos sobre la calidad del aire y sobre los efectos para la salud. Los grupos de edad concuerdan con aquellos utilizados en los estudios de directrices, que proporcionan las relaciones concentración-respuesta (FCR) escogidas en la valoración (véase la sección 3.4) y se incluyen todos los rangos de edad, 0-1 años, 0-15 años, ≥ 15 años, ≥ 25 años y ≥ 30 años.

Las concentraciones medias de PM_{10} ponderadas por población se obtuvieron como se explica a continuación. En primer lugar, se calculó una concentración media para las zonas urbanizadas de cada municipio que se obtuvieron del mapa modelado de concentración superficial de PM_{10} que desarrolló el Departamento de Medio Ambiente y Vivienda de la Generalitat de Cataluña [24]. El mapa se desarrolló aplicando diferentes modelos de dispersión del aire para poder predecir las concentraciones en el área de estudio con diferentes fuentes de emisión de PM_{10} de 2004. El mapa de superficie obtenido se validó realizando comparaciones

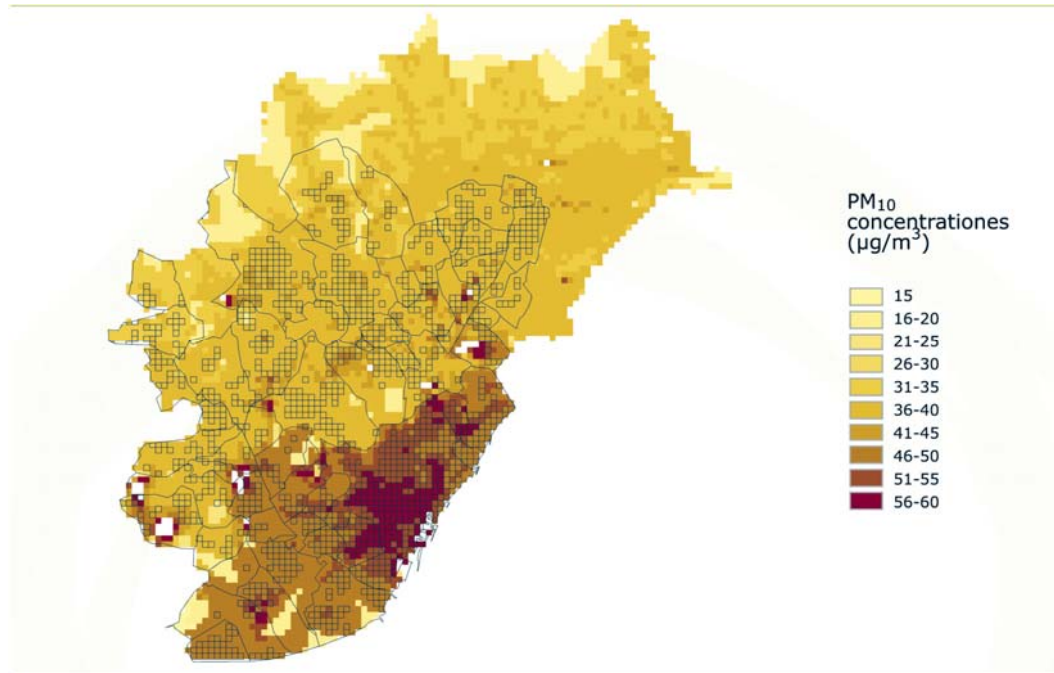
con las concentraciones obtenidas en monitores fijos. El mapa de superficie de concentraciones se elaboró en una cuadrícula de 500 x 500 m (6.095 celdas en total). En total se descartaron 31 celdas de la cuadrícula, puesto que presentaban una concentración como mínimo dos veces superior a las concentraciones de las celdas vecinas. Por consiguiente, en la derivación de la concentración media ponderada por población, se ignoraron las concentraciones para la población que vive en estas celdas y se considera que están expuestas a la concentración media. La valoración del riesgo se basa en la población total, incluyendo estas 31 celdas. Se calculó la concentración media de celdas en una zona urbanizada de cada municipio para obtener un promedio para cada municipio. El Departamento de Medio Ambiente y Vivienda de Cataluña también se encargó de desarrollar el mapa de las zonas urbanizadas [8]. Se dividieron las celdas de las zonas urbanizadas situadas entre dos o más municipios. Finalmente, la media ponderada por grupos de edad se obtuvo multiplicando la población de un rango de edad determinado de cada municipio por la concentración media de ese municipio y luego se dividió por la población total de ese rango de edad del área de estudio.

En la **Tabla 3.2** se presenta la media de población ponderada que debe utilizarse como concentración de exposición representativa del área de estudio. En la **Figura 3.2** se presenta la superposición del mapa de superficies de concentración con las áreas urbanizadas. En el **Gráfico 3.1** puede observarse la concentración media de PM₁₀ de cada municipio antes de la ponderación por población. Cabe mencionar que estos mapas de superficie constituyen la base actual para la evaluación de las políticas ambientales dirigidas a conseguir un aire más limpio en la zona de Barcelona y, de hecho, respaldan su uso en esta valoración.

Table 3.2. La concentración de la exposición ponderada por población que se ha utilizado en la HIA. Se presenta en intervalos de edad específicos que se van solapando de modo que coincidan con los grupos de edad utilizados en los diferentes efectos para la salud (véase el apartado 3.4).

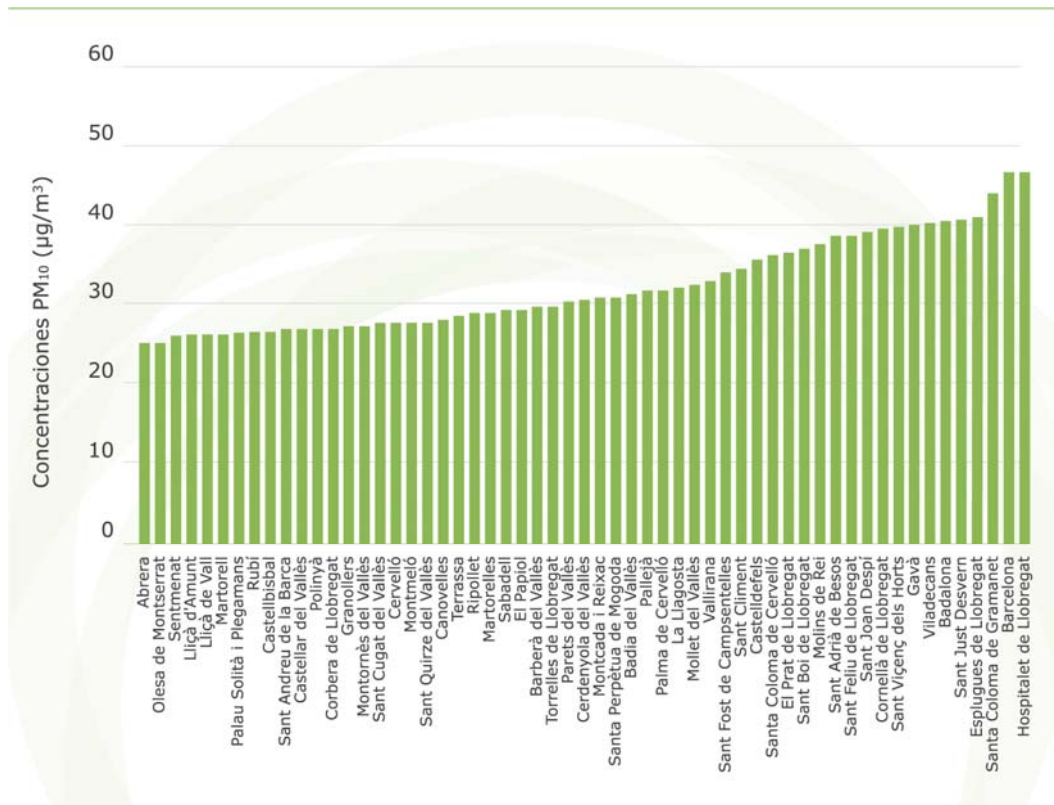
Edad	Población (2004)	% del total de población	Concentración de la exposición a PM ₁₀ µg/m ³ (media ponderada en función de la población)
0-1	38.630	0,999	49,0
0-15	520.850	13,5	49,2
≥ 15	3.347.813	86,5	50,3
≥ 25	2.897.272	74,9	50,4
≥ 30	2.532.824	65,4	50,4
TODAS	3.868.663	100	50,1

Figura 3.2.



Modelo de la superficie de concentración de PM₁₀ en el área metropolitana de Barcelona en el año 2004 [24]. Los cuadrados representan las áreas urbanizadas. El contorno de los 57 municipios está superpuesto al mapa de superficie.

Gráfico 3.1.



Promedio de concentraciones de PM₁₀ en las zonas urbanizadas de los 57 municipios incluidos en el estudio.

3.4 Efectos en la salud

3.4.1 Selección de los efectos en la salud

Aunque se intenta que la valoración del impacto refleje la carga total de contaminación atmosférica que afecta a la salud, esta valoración sólo incluía aquellos efectos en los que se disponía de datos que demostraran que eran responsables de la contaminación atmosférica y para los que se disponía de suficientes datos de entrada, como las funciones concentración-respuesta (CRF), y de prevalencia o incidencia de los efectos observados entre la población objeto de estudio. Además, la evaluación se limitó a los efectos en la salud que ya se habían utilizado en otras valoraciones del riesgo realizadas en Europa y Estados Unidos.

Para llevar a cabo esta evaluación, se estudiaron tres grandes grupos de efectos para representar la carga que ejerce la contaminación atmosférica del área metropolitana de Barcelona en la salud: los datos de mortalidad, morbilidad, incluidos síntomas de enfermedades crónicas y asma, y el uso de la asistencia sanitaria.

Por lo que se refiere a la mortalidad, el impacto de la contaminación atmosférica es una combinación de los efectos a corto plazo y los efectos acumulativos [25]. Por ejemplo, por un lado, la contaminación atmosférica de un día concreto podría desencadenar infartos de miocardio, apoplejías o muertes al cabo de pocos días o semanas (efectos a corto o medio plazo debidos a la exposición a corto plazo). Por otro lado, la contaminación atmosférica puede incrementar el desarrollo de enfermedades crónicas que originan otras enfermedades, lo cual contribuye a acortar la vida de las personas que las padecen. Los estudios que investigan cómo afecta la contaminación atmosférica durante largos periodos de tiempo a las tasas de mortalidad han demostrado que estos efectos acumulativos son mayores que aquellos designados como a corto plazo [26, 27]. Esta valoración determina tanto los efectos a corto plazo en las tasas de mortalidad debido a la exposición a corto plazo como los efectos crónicos debidos a la exposición a largo plazo y se considera que los efectos a largo plazo reflejan la carga total, que incluye los efectos acumulados de otros traumatismos leves. Por consiguiente, los cálculos para los efectos a corto plazo se expresarán como una parte del total. Los datos de la mortalidad infantil (<1 año) se han tratado de forma independiente.

Entre los efectos de la contaminación atmosférica en la morbilidad se encuentran diversos síntomas que afectan a los sistemas cardiovascular y respiratorio. Se utilizaron los síntomas de la bronquitis para evaluar los efectos de la contaminación atmosférica en la morbilidad. Para valorar los efectos a corto plazo se tuvieron en cuenta los ingresos hospitalarios urgentes debidos a enfermedades cardiovasculares o respiratorias. Asimismo, se ha demostrado que la contaminación atmosférica tiene un impacto todavía más grave en individuos susceptibles, como los asmáticos. Por lo tanto, la posible contribución de la contaminación atmosférica en la reagudización de los síntomas de asma (crisis asmáticas) se evaluó por separado en niños y en adultos con asma.

Aunque pueden obtenerse datos epidemiológicos de los efectos de la contaminación atmosférica con otros resultados (como por ejemplo, el registro de visitas médicas y consultas de urgencias por problemas cardiorrespiratorios, ausencias escolares y días de actividad restringida), no se evaluaron en este estudio ya que no se dispone de datos de referencia suficientemente detallados para la población estudiada o porque los datos no son lo suficiente fiables en algunos casos.

3.4.2 Función concentración-respuesta y frecuencia inicial de los efectos

Las funciones concentración-respuesta (FCR) cuantifican la relación entre un cambio en concentraciones de contaminación atmosférica, y el correspondiente cambio en los efectos perjudiciales para la población. La FCR constituye la información más relevante a la hora de determinar los beneficios para la salud que implicaría una reducción de la contaminación atmosférica.

Las FCR utilizadas en esta evaluación se obtienen tanto a partir de las utilizadas en un único estudio como de una media ponderada de los cálculos de diferentes estudios epidemiológicos. Para establecer comparaciones, se ha optado por recurrir a las FCR utilizadas previamente en otras valoraciones europeas del impacto de la contaminación atmosférica en la salud. También se han preferido las FCR de poblaciones con características comparables a las de la población del área de estudio (por ejemplo, las FCR de estudios europeos). En el estudio de sensibilidad se presentan opciones alternativas para la selección de las FCR. De forma similar, cuando no se ha dispuesto de frecuencias iniciales de los indicadores en salud para el área de Barcelona, se han escogido valores europeos.

En los siguientes apartados se detalla la fuente y el valor de la FCR, así como las frecuencias de referencia utilizadas para cada efecto en la salud; esta información está resumida en la **Tabla 3.3**.

Tabla 3.3. Frecuencias de referencia o cantidad y funciones concentración-respuesta utilizadas en la valoración del impacto en la salud en el área metropolitana de Barcelona.

Efectos	Edad	Frecuencia/número inicial de población		Función concentración-respuesta para PM ₁₀		
		Número o porcentaje	Fuente	Media (IC de 95%) por 10 µg/m ³	Fuente ¹	
Mortalidad						
Muerte infantil (ICD10 A00-R99)	<1	117	Registro de defunciones de Cataluña de 2004	1,048 (1,022-1,075)	Conjunto de cálculos en Lacasaña <i>et al.</i> , 2005 [28]	
Efectos a corto plazo Todas las causas (ICD10 A00-R99)	Todas	29.473	Registro de defunciones de Cataluña de 2004	1,006 (1,004-1,008)	Conjunto de cálculos de la OMS, 2004 [27]	
Causas respiratorias (ICD10 J00-J99)	Todas	3.052	Registro de defunciones de Cataluña de 2004	1,013 (1,005-1,021)	Conjunto de cálculos de la OMS, 2004 [27]	
Causas cardiovasculares (ICD10 I00-I52)	Todas	9.489	Registro de defunciones de Cataluña de 2004	1,009 (1,005-1,013)	Conjunto de cálculos de la OMS, 2004 [27]	
Efectos a largo plazo Todas las causas (ICD10 A00-R99)	≥ 30	29.187	Registro de defunciones de Cataluña de 2004	1,043 (1,026-1,061)	Conjunto de cálculos en Kúnzli <i>et al.</i> , 2000 [15]	
Morbilidad						
Enfermedades crónicas	Bronquitis crónica en adultos	≥25	0,71%	ASHMOG Estados Unidos	1,098 (1,009-1,194)	Abbey <i>et al.</i> , 1993 [26]
	Bronquitis aguda en niños	<15	12,2%	SCARPOL Suiza	1,306 (1,135-1,502)	Conjunto de cálculos de Kúnzli <i>et al.</i> , 2000 [15]
Síntomas relacionados con el asma	Crisis asmáticas en adultos	≥15	Asmáticos: 8,1% Promedio de crisis/año: 1,4	ECHRS II Barcelona	1,039 (1,019-1,059)	Conjunto de cálculos de Kúnzli <i>et al.</i> , 2000 [15]
	Crisis asmáticas en niños	<15	Asmáticos: 7,2% Promedio de crisis/año: 3	SARI Barcelona SCARPOL Suiza	1,041 (1,020-1,051)	Conjunto de cálculos de Ward&Ayres, 2004 [29]
Uso de la asistencia sanitaria						
Ingresos hospitalarios por causas respiratorias (ICD9 460-519)	Todas	34.593	CMBDAH Área de Barcelona 2004	1,011 (1,006-1,017)	APHEIS 3, 2005 [16]	
Ingresos hospitalarios por causas cardiovasculares (ICD9 390-429)	Todas	35.080	CMBDAH Área de Barcelona 2004	1,006 (1,003-1,009)	Le Tertre <i>et al.</i> 2002 [30]	

Notas: ¹. Hace referencia al estudio del cual se extrajo el conjunto de cálculos. En el texto se proporciona una descripción detallada de los estudios que se han utilizado para obtener el conjunto de cálculos.

3.4.2.1 Mortalidad y esperanza de vida

Muerte infantil

Por lo que se refiere a la mortalidad infantil, se utilizó una FCR que se basó en un conjunto de cálculos obtenidos de diversos estudios, publicados entre 1994 y 2003, sobre el posible impacto de la contaminación atmosférica en fetos y niños (de menos de un año) [28]. Por consiguiente, se utilizó una FCR que representaba un cambio del 4,8% en la mortalidad (IC del 95%: 2,2-7,5) por cada cambio de 10 µg/m³ de las PM₁₀, de forma similar que en la reciente HIA del ENHIS.

Efectos a corto plazo en la mortalidad

Como ya se ha mencionado anteriormente, el impacto de la contaminación atmosférica en la mortalidad es una combinación de los efectos a corto plazo y los efectos acumulados. Se presentan cálculos para los efectos a corto plazo y se consideran como parte de todos los efectos acumulados, descritos a continuación; por lo tanto, los efectos a corto y largo plazo no deberían sumarse. La FCR utilizada para los efectos a corto plazo sobre la mortalidad debidos a fluctuaciones diarias en las concentraciones atmosféricas de agentes contaminantes se obtuvo a partir de un metaanálisis cuantitativo de varios estudios revisados sobre los efectos en la salud y la exposición a corto plazo a las partículas en suspensión [27] que desarrolló la OMS a partir de estudios realizados en 33 ciudades y regiones europeas diferentes. La mayoría de los cálculos se extrajeron del estudio "Efectos a corto plazo de la contaminación atmosférica y la salud: un enfoque europeo" (APHEA, por sus siglas en inglés) [31, 32], donde Barcelona fue una de las ciudades estudiadas. El metaanálisis proporcionó cálculos de las muertes por causas cardiovasculares, respiratorias y totales. En el caso de los efectos totales, la FCR representa un 0,6% (IC del 95%: 0,4-0,8) más de muertes por cada cambio de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} . Se presentan cálculos para los tres tipos de efectos, pero cabe destacar que las muertes por causas específicas están incluidas en los efectos totales.

Efectos a largo plazo en la mortalidad (adultos ≥ 30 años)

Para poder establecer comparaciones con otras HIA realizadas en Europa (APHEIS-3), se ha escogido una FCR procedente de dos estudios norteamericanos, como se propuso en el estudio trinacional de Austria, Francia y Suiza [15]. Dichos estudios se conocen como el estudio de la Sociedad Norteamericana de Cáncer (American Cancer Society o ACS) [33] y el estudio de Harvard de seis ciudades (Harvard Six Cities Study) [34]. En ambos estudios se compararon cohortes ampliamente representativas de la población de EE.UU. El estudio ACS se basó en medidas de $\text{PM}_{2,5}$, por lo que la FCR debía convertirse a PM_{10} utilizando los factores de conversión presentados anteriormente. La combinación de ambos estudios dio como resultado una FCR del 4,3% (IC del 95%: 2,6-6,1) por cada cambio de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} . Recientemente, una comisión de expertos [35] se encargó de volver a analizar los datos del estudio de la ACS y se ampliaron los análisis [36], lo cual confirmó los resultados obtenidos previamente. Actualmente, se dispone de cinco estudios europeos en los que se han investigado los efectos a largo plazo de la contaminación atmosférica urbana en la mortalidad [37-41]. Los cinco estudios han detectado relaciones seguras entre la mortalidad y la exposición a largo plazo a la contaminación atmosférica debida al tráfico, y han confirmado los cálculos que se habían obtenido de los dos estudios norteamericanos de cohortes. Sin embargo, los estudios europeos utilizan en parte diferentes medidas de exposición, por lo cual no se consideró oportuno utilizar esos cálculos o un metaanálisis con los de EE.UU. en esta fase del proyecto

Frecuencias de población

Los datos de todas las defunciones se extrajeron del registro de mortalidad de Cataluña del Departamento de Salud de la Generalitat de Cataluña. Se incluyeron los datos de 2004 de cada municipio, aunque se excluyeron las muertes por accidentes o violencia.

Incremento de la esperanza de vida

Muchos análisis de riesgo de este tipo proporcionan cálculos aproximados de muertes atribuibles, lo cual constituye un enfoque muy común para otros tipos de exposiciones, en particular por expresar la carga debida al consumo de tabaco. Si

se supone que una política disminuye la contaminación atmosférica desde el 1 de enero y durante un año entero, parece apropiado esperar que el número de muertes durante ese año sea menor al número de muertes atribuibles a los efectos a corto plazo. No obstante, el concepto de muerte atribuible podría resultar engañoso a largo plazo, especialmente si se supone que los "casos atribuibles" equivalen a los "casos evitables". En última instancia, la muerte nunca podrá prevenirse y, si se considera una cohorte de nacimientos, se observa que todo el mundo morirá independientemente de si el aire está limpio o no. Además, a largo plazo, el número de muertes atribuibles no es constante cada año puesto que la distribución de las edades varía en una población en la que descienden las tasas de mortalidad. Así pues, dicha población envejece y el número total de muertes desciende progresivamente en esta población envejecida, con lo cual también desciende progresivamente el número de muertes atribuibles. Debido a estas limitaciones conceptuales de muerte atribuible, se ha considerado más oportuno expresar el impacto de los factores de riesgo en la mortalidad cuantificando los años de vida perdidos [20]. De hecho, la principal consecuencia de una reducción de las tasas de mortalidad es un incremento de la esperanza de vida de la población y, por tanto, el mejor modo de cuantificar los beneficios es en términos de tiempo ganado [20]. Este enfoque también conlleva algunas limitaciones y suposiciones pero tiene ventajas conceptuales, especialmente a la hora de expresar los beneficios a largo plazo (al cabo de años o décadas) de un cambio de la calidad del aire y, especialmente, cuando estos beneficios se traducen en términos de costes. En el apartado 6 de este informe se presenta una descripción detallada de estos enfoques, sus ventajas y sus limitaciones, junto su la valoración económica.

Así pues, si se supone que la contaminación atmosférica en cierto modo acorta la vida, los efectos beneficiosos para la salud atribuibles a una mejora sostenida de las concentraciones atmosféricas pueden expresarse mediante el aumento de la esperanza de vida de una población, en lugar de calcular el número de muertes. La esperanza de vida es el tiempo que se calcula que todavía queda de vida a una determinada edad y puede obtenerse con las tablas de vida que utilizan la estructura de edad observada de la población y los datos de mortalidad en función de la edad; así pues, puede calcularse el número de supervivientes y el número de muertes "prematargas" en cada categoría de edad en los próximos años [42]. Las tablas de vida asumen que la curva de supervivencia para una determinada cohorte de nacimiento predice el patrón temporal de muertes para dicha cohorte. El aumento de la esperanza de vida en un determinado escenario de contaminación atmosférica es la diferencia entre la esperanza de vida calculada a partir de los datos de mortalidad en función de la edad (el nivel de referencia), que se han observado en la población estudiada, y la calculada con los datos de mortalidad en función de la edad modificados en función de la FCR dado un cambio en los niveles de contaminación atmosférica, como define el escenario de políticas.

En esta valoración, los incrementos de la esperanza de vida se calcularon con los métodos de las tablas de vida propuestos por Millar y Hurley [42].

3.4.2.2 Ingresos hospitalarios

La FCR para ingresos hospitalarios por causas respiratorias utilizado en esta valoración se desarrolló dentro del informe AHPEIS-3, que usaba datos de nueve ciudades europeas y desarrollaba un modelo de regresión Poisson para establecer la relación entre el recuento diario de todos los ingresos por causas respiratorias sobre las concentraciones diarias de PM_{10} . La FCR representa un cambio del 1,1% en el número de ingresos hospitalarios (IC del 95%: 0,6-1,7) por cada cambio de $10 \mu g/m^3$ de PM_{10} .

La función de respuesta a la exposición de los ingresos hospitalarios por causas cardiovasculares utilizada es la que desarrolló APHEA. Esta función estudia la

relación entre las causas cardíacas (Código Internacional de Enfermedades revisión 9-CIM 9: 390-429) y los niveles diarios de PM_{10} en ocho ciudades europeas con modelos de regresión Poisson [30]. La FCR representa un cambio del 0,6 (IC del 95%: 0,3-0,9) por cada cambio de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} .

El número de ingresos por motivos respiratorios y cardiovasculares se extrajo del registro del Conjunto Mínimo Básico de Datos del Alta Hospitalaria (CMBDAH), Cataluña, España. Este registro compila datos de todos los hospitales públicos del área metropolitana de Barcelona con zona de cobertura en todos los municipios incluidos en este estudio, lo cual indica una buena aproximación del total de ingresos. Además, se ha calculado que las altas registradas por el CMBDAH representan un 98% de todas las altas del servicio público.

3.4.2.3 Morbilidad

Bronquitis crónica (adultos ≥ 25 años)

Como no se dispone de estudios europeos que aborden la relación entre las exposiciones a largo plazo a la contaminación atmosférica y la morbilidad, la FCR para la aparición de nuevos casos de bronquitis crónica (BC) en adultos se obtiene a partir del estudio ASHMOG, una cohorte formada por miembros de la Iglesia Adventista del Séptimo Día (a partir de 25 años) de EE.UU. Esta FCR es la misma que se utilizó en la HIA del Estudio trinacional [15]. Esta cohorte investigó la asociación entre las concentraciones ambientales acumuladas a largo plazo y el inicio de la BC [26]. Este estudio se basaba en el sistema métrico de las PTS. Tras la conversión, la FCR representa un cambio del 9,8% (IC del 95%: 0,9-19,4) por cada cambio de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} . Otras HIA también han valorado este efecto: el CAFE-CBA propuso dos cálculos del riesgo diferentes que derivan del estudio original ASHMOG, uno ligeramente inferior basado en las PM_{10} [43] que se utilizó para determinar sus principales resultados. En el análisis de sensibilidad se comparan los cálculos con esta FCR.

No resulta sencillo calcular la frecuencia inicial de nuevos casos de BC en la población. No se dispone de un control adecuado de esta enfermedad, así como tampoco está definida correctamente en los estudios existentes. Por lo tanto, la prevalencia e incidencia puede variar sustancialmente en función de la definición utilizada para describir una variedad de fenotipos que se solapan (por ejemplo, bronquitis crónica, enfermedad de obstrucción pulmonar crónica, enfisema, etc.). Además, la frecuencia de estos fenotipos depende en gran parte de los hábitos de fumar de la población, puesto que es una de las principales causas de esta enfermedad.

Para que concuerde internamente con la FCR, en los cálculos hemos aplicado una incidencia de BC como la observada y definida en el estudio ASHMOG [26], es decir, el mismo estudio del que se obtuvo la FCR. Los nuevos casos de BC representan un 0,71% anual en la población ASHMOG. La ventaja de esta selección es que la población de la Iglesia Adventista del Séptimo Día normalmente es no fumadora de por vida, por lo cual las observaciones del estudio ASHMOG [26] se aplican mejor a no fumadores y no se ven afectadas por el tabaco, un factor de riesgo que contribuye sustancialmente a la BC.

Sin embargo, biológicamente, es mucho más plausible que los contaminantes afecten en cierto modo a estos fenotipos interrelacionados que a una única definición de CB. Por tanto, en el estudio de sensibilidad, se proporcionan cálculos aproximados para una definición alternativa de BC, como se propuso en el CAFE-CBA.

Bronquitis aguda en niños (< 15 años)

Ante la carencia de estudios locales sobre los efectos en los niños de la exposición a largo plazo a la contaminación atmosférica, la FCR para la aparición de casos de bronquitis aguda se obtuvo de diversos estudios que se habían utilizado previamente en la HIA trinacional. El cálculo conjunto proviene de tres estudios

[44-46] para intervalos de edad de 10-12, 8-12 y 6-15 años respectivamente. Dichos estudios se realizaron entre 1980 y 1991 y su definición de bronquitis era "¿le han diagnosticado bronquitis a su hijo/a en los últimos 12 meses?", "¿su hijo/a ha padecido bronquitis en los últimos 12 meses?" y "¿su hijo/a ha padecido alguna insuficiencia respiratoria en los últimos 12 meses?". Por consiguiente, la FCR representa un cambio del 30,6 (IC del 95%: 13,5-50,2) por cada 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} .

Al no disponer de frecuencias de referencia en el área metropolitana de Barcelona que coincidan con la definición de bronquitis aguda en niños de la FCR, se prefirió utilizar la prevalencia del 12,2% del estudio SCARPOL. El SCARPOL es un estudio transversal realizado en 1992/1993 que se encargó de investigar la relación entre la exposición a largo plazo a la contaminación atmosférica y la salud y las alergias respiratorias en los niños de Suiza. El estudio SCARPOL también contribuyó a obtener la FCR [46].

Crisis asmáticas en adultos (≥ 15 años)

Al no contar con cálculos más recientes, la FCR para la aparición de crisis asmáticas en adultos utilizada se obtuvo y se presentó por primera vez en la HIA trinacional [15]. El cálculo conjunto se extrajo de tres estudios de cohortes europeos realizados en adultos [47-49]. El periodo de investigación se estableció entre 1992 y 1995, y las crisis se definieron como sibilancias o insuficiencias respiratorias. La FCR representa un cambio del 3,9% (IC del 95%: 1,9-5,9) por cada 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} .

El total de asmáticos y de crisis asmáticas por adulto se obtuvo de la Encuesta de Salud Respiratoria de la Comunidad Europea (ECRHS) II y I, respectivamente, para Barcelona. Se consideró que el total de adultos asmáticos era de un 8,1% en función de las preguntas "¿Ha padecido asma alguna vez?" y "¿Se lo ha confirmado algún médico?". El promedio de crisis asmáticas por adulto asmático resultó ser de 1,4, según la pregunta "¿Cuántas crisis asmáticas ha padecido en los últimos 12 meses?". Se observó que, en el caso de Barcelona, la frecuencia de asma en los adultos era ligeramente inferior a la que se observó en los otros lugares estudiados en el ECRHS (11,6%), donde el promedio de crisis por adulto era de 3,6.

Crisis asmáticas en niños (< 15 años)

La FCR utilizada para las crisis asmáticas se basaba en un cálculo conjunto extraído de una revisión sistemática de los resultados de los efectos a corto plazo de la contaminación atmosférica por partículas en niños [29]. Los criterios de valoración de este estudio eran los síntomas del aparato respiratorio inferior. La FCR representa un cambio del 4,1% (IC del 95%: 2,0-5,1) por cambio de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} . La FCR conjunta se encuentra en el mismo intervalo que el obtenido en otros estudios que investigan las exacerbaciones de síntomas y asma. Se utilizó el mismo cálculo FCR que en la HIA del ENHIS.

Al no disponer de datos para el área metropolitana de Barcelona que coincidan con la definición de FCR del efecto, el total de crisis asmáticas por niño asmático procede del estudio SCARPOL. En el estudio se preguntó a los participantes cuántas crisis asmáticas habían padecido en los últimos 12 meses. El total de asmáticos subyacente se obtuvo del estudio transversal realizado en Barcelona (SARI, Estudio sobre la Salud Respiratoria en la Infancia), que dio como resultado una prevalencia de asma basada en 10.821 niños de 7 a 8 años seleccionados de centros de educación primaria de Barcelona y Sabadell. Por consiguiente, la frecuencia de niños asmáticos en Barcelona obtenida en esta evaluación era del 7,2% y el promedio de crisis asmáticas por niño diagnosticadas por un médico era de 3.

3.5. Escenarios de interés

Dada la complejidad de las causas de la contaminación atmosférica, para reducirla de forma sustancial, es necesario aplicar todo un abanico de estrategias, algunas de las cuales implican mejoras inmediatas, mientras que otras son objetivos a largo plazo. Para poner de manifiesto la mejora continua de la calidad del aire, se proporcionan cálculos del riesgo para dos escenarios hipotéticos. El primer escenario calcula los beneficios para la salud si la calidad del aire, que contiene PM_{10} , cumpliera las directrices sobre la calidad del aire recomendadas por la OMS (un nivel medio anual de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} o inferior) para proteger la salud humana.

El segundo escenario calcula los beneficios para la salud si se diera el paso intermedio en la reducción de la contaminación atmosférica, es decir, reducir los niveles actuales de PM_{10} hasta el estándar de calidad del aire que establece la UE. La normativa de la UE establece que los niveles de PM_{10} no deberían superar una media anual de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Así pues, este es el objetivo que las autoridades del área metropolitana de Barcelona se han propuesto para el 2010. Si se compara con otras valoraciones de los riesgos, no se evaluó la carga total de contaminación atmosférica, es decir, se ignoró el impacto de las concentraciones de PM_{10} inferiores a $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. No obstante, no se dispone de datos que demuestren la existencia de un límite en el que no se produzcan efectos y, por lo tanto, se espera que los beneficios relacionados con la reducción de las concentraciones por debajo de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sean proporcionalmente mayores.

3.6. Valoración de los beneficios para la salud

3.6.1 Casos atribuibles

Los beneficios de los cambios en la contaminación atmosférica se expresan como casos atribuibles. Los casos atribuibles se obtienen de fracciones de población atribuibles que se calculan con las FCR, que a menudo se corresponden con un riesgo relativo (RR) y el número expuesto a la comunidad de interés. Los RR o formas de cuantificación similares provienen de estudios epidemiológicos y representan la proporción entre la frecuencia de casos en un grupo que ha sido expuesto y un grupo de control que no ha sido expuesto, y que se ha ajustado mediante diferentes covariables para evitar una posible confusión. La fórmula básica para obtener la fracción de población atribuible (AF_{pop}) de entre el total de población es la siguiente:

$$AF_{pop} = \frac{p_p x(RR - 1)}{p_p x(RR - 1) + 1}$$

donde p_p representa la fracción de la población expuesta al factor (medioambiental) que se está investigando y RR la función concentración-respuesta para el cambio de exposición considerado. En general, la FCR puede escogerse de dos formas: utilizando un cálculo de una investigación realizada en la zona estudiada, como Barcelona en nuestro caso, o obteniendo un conjunto de cálculos de concentración-respuesta a partir de un conjunto de funciones FCR ya publicadas. Como en otras HIA, se ha optado por el segundo enfoque puesto que la disponibilidad de FCR para el caso de Barcelona es limitada.

Si toda la población se ha visto expuesta, como es el caso típico de los estudios de contaminación atmosférica, la p_p equivale a 1 y la fórmula anterior puede simplificarse en la siguiente ecuación, que equivale a la fracción atribuible entre los que han sido expuestos.

$$AF_{\text{exp}} = \frac{RR - 1}{RR}$$

Con esta fórmula, se obtienen los casos atribuibles multiplicando AF_{exp} por el número total de casos observados a la población. Este resultado puede obtenerse tanto con un recuento directo como multiplicando la frecuencia subyacente conocida o supuesta de efectos en la población por el total de población. A continuación se presentan las dos fórmulas alternativas para obtener el número de casos atribuibles:

$$\text{Casos atribuibles} = AF_{\text{exp}} \times I_t \times N$$

o

$$\text{Casos atribuibles} = AF_{\text{exp}} \times N_c$$

donde I_t es la frecuencia subyacente del efecto en la población, N_c es el número de personas que presentan dicho efecto, y N es el número total de personas de la población que se está estudiando.

Para escalar la FCR obtenida de los datos publicados a los contrastes de interés de la exposición en la HIA, debe modificarse el RR según se muestra a continuación:

$$RR = e^{\text{Ln}(RR_{\text{published}} / \text{Unit}_{\text{published}}) \times \Delta \text{exp}}$$

donde Δexp es el cambio de concentración esperado en el escenario que se está estudiando y $\text{Unit}_{\text{published}}$ es la unidad para la cual se publicó u obtuvo el RR.

Por último, los modelos estadísticos utilizados en los estudios epidemiológicos suelen proporcionar *odds ratios* (OR, razones de posibilidades) a partir de modelos de regresión logística, en lugar de RR. En el caso de efectos poco frecuentes, los RR y los OR son similares, mientras que, en el caso de efectos frecuentes y cuando el OR es grande, el OR puede sobrestimar el verdadero RR. Para tenerlo en cuenta, cuando fue necesario, se corrieron los OR con la siguiente fórmula estándar [50].

$$RR = \frac{OR}{1 + I_t \times (OR - 1)}$$

donde I_t es la frecuencia del efecto en la población estudiada.

3.6.2 Números de impacto

Además de los casos atribuibles, también se describen los resultados obtenidos con el número de impactos por caso ("case impact number" o CIN, por sus siglas en inglés). Estas medidas se han desarrollado para ayudar a representar el impacto que puede comportar un cambio de exposición en la población [51]. Un CIN es la cantidad de personas con la enfermedad para las cuales un caso es atribuible a la exposición y, de hecho, es recíproca a la AF_{pop} . En el caso de exposiciones que incluyen toda la población, el CIN se calcula con la siguiente fórmula:

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

3.7. Expresión de incertidumbre

Todas las etapas descritas en los párrafos anteriores se presentan con una serie de suposiciones e incertidumbres, que difieren en función del efecto estudiado. Por tanto, la evaluación de la carga y de los beneficios no es una reflexión precisa de la realidad, sino un cálculo aproximado de lo que se espera que podría cambiar en la salud pública si sólo mejorara la calidad del aire. Para reflejar las incertidumbres de estos cálculos, los evaluadores del riesgo a menudo proporcionan límites para los cálculos puntuales. Asimismo, algunas incertidumbres y suposiciones no pueden cuantificarse, por lo que no estarán representadas dentro de estos límites. Por consiguiente, otra forma de expresar las incertidumbres consiste en calcular los riesgos a partir de diferentes suposiciones, lo cual proporciona una idea de la sensibilidad de los resultados principales a las suposiciones subyacentes y a los cambios en los datos.

En esta valoración se ha escogido una estrategia similar a la de otros proyectos. En primer lugar, todos los resultados se han redondeado a decimales y centenas y millares. En segundo lugar, se ha proporcionado un cálculo puntual con un valor límite superior e inferior, que se basan solamente en la incertidumbre de la FCR publicada en los estudios epidemiológicos. Se ha escogido de forma arbitraria un intervalo de confianza del 5 y 95 por ciento de la FCR (IC del 95%) que corresponde a $\pm 1,96$ veces el error estándar (EE) de estos cálculos. En cambio, otros análisis de riesgo han utilizado $\pm 1,0$ EE, por lo que proporcionan límites más ajustados [52]. En tercer lugar, se ha llevado a cabo una serie de análisis de sensibilidad utilizando suposiciones alternativas para los datos y suposiciones con más influencia o ambigüedad, y así se ha obtenido una idea de la influencia general de estos factores.

4. Resultados

En la **Tabla 4.1** se presentan los beneficios para la salud que podrían conseguirse si la media anual de PM₁₀ del área metropolitana de Barcelona se redujera a 20 µg/m³ y 40 µg/m³ respectivamente. Como se muestra, con los niveles más estrictos de la OMS se obtendría aproximadamente el triple de beneficios que si se aplicaran los estándares actuales de la UE para la calidad del aire. A continuación se describen los resultados por cada efecto en la salud.

Tabla 4.1. Posibles beneficios anuales para la salud si la media anual de PM₁₀ se redujera en el área metropolitana de Barcelona. Se expresan como el número de casos que se evitarían y el porcentaje respecto al total de casos.

Efectos		Edad	Beneficios para la salud (IC del 95%)			
			Reducción de la concentración media anual hasta 20 µg/m ³		Reducción de la concentración media anual hasta 40 µg/m ³	
			Número de casos evitados	% del total de casos	Número de casos evitados	% del total de casos
Mortalidad						
Muerte infantil	Todos	< 1	15 (7 - 22)	13 (6 -19)	5 (2 - 7)	4 (2 - 26)
Muerte debida a exposición a corto plazo (aguda)	Todas las causas	Todas	520 (350-690)	2 (1 - 2)	180 (120-130)	0,6 (0,4 - 0,8)
	Causas cardiovasculares	Todas	250 (140-360)	3 (2 - 4)	90 (20-120)	0,9 (0,5 - 1,3)
	Causas respiratorias	Todas	120 (50-190)	4 (2 - 6)	40 (20-60)	1,3 (0,5-2,1)
Total de muertes (exposición a largo plazo; se incluyen los efectos a corto plazo)	Todos	≥ 30	3.500 (2.200-4.800)	12 (7-16)	1.200 (760-1.700)	4 (3 -6)
Ingresos hospitalarios						
	Causas respiratorias	Todas	1.150 (630-1.670)	3 (2-5)	390 (210 -570)	1.1 (0,6-2)
	Causas cardiovasculares	Todas	620 (310-930)	2 (1-3)	210 (110-310)	0,6 (0,3-0,9)
Morbilidad						
Enfermedades crónicas	Bronquitis crónica en adultos	≥25	5.100 (550-8500)	25 (3-41)	1.900 (190-3400)	9 (1-17)
	Bronquitis aguda en niños	<15	31.100 (17.500-40.500)	49 (28-64)	12.100 (6.100-17.400)	19 (10-27)
Síntomas relacionados con el asma	Crisis asmáticas en adultos	≥15	41.500 (21.000-60.500)	11 (6-16)	14.700 (7.300-21.800)	4 (2-6)
	Crisis asmáticas en niños	<15	12.400 (6400-15200)	11 (6-14)	4.000 (2.100-5.000)	4 (12-5)

4.1 Mortalidad

4.1.1 Muertes atribuibles

Se calcula que, si los niveles actuales anuales de PM₁₀ del área metropolitana de Barcelona se redujeran en una media anual de 20 µg/m³, se produciría un descenso del número de muertes prematuras anuales de 3.500 (IC del 95%:

2.200-4.800). Este cálculo incluye 520 muertes (IC del 95%: 350-690) por efectos a corto plazo en la mortalidad y 15 muertes (IC del 95%: 7-22) atribuidas a la mortalidad infantil (< 1 año).

Es decir, si los niveles de PM₁₀ del área metropolitana de Barcelona redujeran sus niveles actuales a un promedio anual de 20 µg/m³, como recomienda la OMS, el total de muertes anuales por causas naturales en dicha área también podría verse reducido en un 12% (IC del 95%: 7%-16%), lo cual representa una de cada 8 (IC del 95%: 6-13) personas que mueren por causas naturales.

La situación intermedia de una reducción de la concentración de PM₁₀ a 40 µg/m³ comportaría un tercio de los beneficios mencionados anteriormente. Es decir, el número anual de defunciones podría reducirse a 1.200 (IC del 95%: 760-1.700) o un 4% (IC del 95%: 3%-6%) de todos los casos, lo cual representa una de cada 24 (IC del 95%: 17-38) muertes en el área metropolitana de Barcelona y que podrían atribuirse a una contaminación atmosférica por encima de los niveles establecidos por la UE.

4.1.2 Incremento de la esperanza de vida

Como se ha mencionado en el apartado de métodos, a la larga, los cambios en la esperanza de vida constituirán una forma más apropiada de expresar los beneficios que implicaría una reducción de la contaminación atmosférica en la tasa de mortalidad. En la Tabla 4.2 se presenta un resumen de los incrementos de la esperanza de vida que se esperan si se reduce la contaminación atmosférica. Si la media anual actual de PM₁₀ se redujera a 20 µg/m³, como recomienda la OMS, se esperaría un incremento medio de 14 meses (IC del 95%: 9-20) de la esperanza de vida en una persona de 30 años puesto que se reduce el riesgo de muerte por cualquier causa.

Si los niveles de PM₁₀ se reducen a 40 µg/m³, se espera que la esperanza de vida de una persona de 30 años aumente una media de 5 meses (IC del 95%: 3-7). Este resultado representa aproximadamente un tercio de los beneficios obtenidos con la propuesta de la OMS. En el 2004, la esperanza de vida de un individuo de 30 años en Cataluña fue de 51,53 años y una esperanza de vida al nacer de 80,75 años [53].

Tabla 4.2. Beneficios para la salud expresados en forma de tiempo de vida ganado en el caso de una reducción de la media anual de PM₁₀ en el área metropolitana de Barcelona.

Resultados	Unidad	Edad	Beneficios para la salud (IC del 95%)	
			Reducción de la concentración media anual hasta 20 µg/m ³	Reducción de la concentración media anual hasta 40 µg/m ³
Incremento de la esperanza de vida	Meses	30	14 (9-20)	5 (3-7)

4.2 Ingresos hospitalarios

Si los niveles actuales de PM₁₀ del área metropolitana de Barcelona se redujeran a una media anual de 20 µg/m³, el total de ingresos hospitalarios también podría verse reducido en 1.150 (IC del 95%: 630-1.670) casos anuales por causas respiratorias, y en 620 (IC del 95%: 310-930) casos anuales por causas cardiovasculares. Este resultado representa un 3% (IC del 95%: 2% - 5%) de todos los ingresos hospitalarios anuales por causas respiratorias y un 2% (IC del 95%: 1% - 3%) de los debidos a causas cardiovasculares. En términos de

cantidad de impactos, significa que para cada 30 (IC del 95%: 21-55) y 56 (IC del 95%: 38-111) ingresos hospitalarios por motivos respiratorios y cardiovasculares, respectivamente, podría evitarse un caso si se redujera la contaminación atmosférica al nivel que recomienda la OMS.

Si los niveles de PM₁₀ del área metropolitana de Barcelona se redujeran a una media anual de 40 µg/m³, como en la situación intermedia, el número de ingresos hospitalarios también podría reducirse en un 1% (IC del 95%: 0,6% -2%) por causas respiratorias y en un 0,6% (IC del 95%: 0,3%-0,9%) por causas cardiovasculares.

4.3 Morbilidad

4.3.1 Enfermedades crónicas

4.3.1.1 Bronquitis crónicas en adultos (≥ 25 años)

Si los niveles de PM₁₀ del área metropolitana de Barcelona se redujeran a una media anual de 20 µg/m³, el número de adultos con bronquitis crónica podría reducirse a 5.100 (IC del 95%: 550-8.500) por año o en un 25% (IC del 95%: 3%-41%) del total de casos, lo cual representa uno de cada 4 (IC del 95%: 2-37) adultos con bronquitis crónica en la zona.

Si los niveles de PM₁₀ del área metropolitana de Barcelona se redujeran a una media anual de 40 µg/m³, como en la situación intermedia, el número de adultos con bronquitis crónica también podría reducirse en un 9% (IC del 95%: 1%-17%).

4.3.1.2 Bronquitis agudas en niños (<15 años)

Si los niveles de PM₁₀ del área metropolitana de Barcelona se redujeran a una media anual de 20 µg/m³, el número de niños con bronquitis aguda podría reducirse a 31.100 (IC del 95%: 17.500-40.500) casos anuales o en un 49% (IC del 95%: 28%-64%), lo cual representa a uno de cada 2 (IC del 95%: 2-4) niños con bronquitis aguda de la zona.

Si los niveles de PM₁₀ del área metropolitana de Barcelona se redujeran a una media anual de 40 µg/m³, como en la situación intermedia, el número de casos de bronquitis aguda en niños atribuibles a la contaminación atmosférica también se podría reducir en un 19% (IC del 95%: 10%-27%).

4.3.2 Síntomas relacionados con el asma

4.3.2.1 Crisis asmáticas en adultos (≥ 15 años)

Si los niveles de PM₁₀ del área metropolitana de Barcelona se redujeran a una media anual de 20 µg/m³, el número de crisis asmáticas en adultos podría reducirse a 41.500 (IC del 95%: 21.000-60.500) casos anuales o en un 11% (IC del 95%: 6%-16%) de todas las crisis asmáticas.

Si los niveles de PM₁₀ del área metropolitana de Barcelona se redujeran a una media anual de 40 µg/m³, como en la situación intermedia, el número de crisis asmáticas en adultos también podría reducirse un 4% (IC del 95%: 2%-6%) anual.

4.3.2.1 Crisis asmáticas en niños (< 15 años)

Si los niveles de PM₁₀ del área metropolitana de Barcelona se redujeran a una media anual de 20 µg/m³, el número de crisis asmática en niños podría reducirse a 12.400 (IC del 95%: 6400-15.200) o en un 11% (IC del 95%: 6%-14%) de todas las crisis asmáticas observadas anualmente.

Si los niveles de PM₁₀ del área metropolitana de Barcelona se redujeran a una media anual de 40 µg/m³, como en la situación intermedia, el número de crisis asmáticas también podría reducirse en un 4% (IC del 95%: 2%-5%).

5. Discusión y análisis de sensibilidad

5.1 Comentarios generales

Este estudio demuestra que la mejora de la calidad del aire en el área metropolitana supondría beneficios notables para la salud. Si los niveles de PM_{10} cumplieran los límites actuales de la UE, la mortalidad podría reducirse un 4%. Lograr los estándares de calidad del aire propuestos por la OMS como medida para proteger la salud de las personas podría conllevar unos beneficios hasta tres veces superiores.

Para una mejor interpretación de los resultados, es importante tener en cuenta que existen una serie de suposiciones e incertidumbres inevitables a la hora de realizar este tipo de valoraciones de riesgo. Más importante todavía es considerar estos cálculos como una indicación de la magnitud de los beneficios que podrían obtenerse y no como cifras exactas. Tal y como se comenta en los párrafos siguientes, la mayoría de las suposiciones y, en especial, la carencia de datos comportan una subestimación o una valoración incompleta del impacto, por lo que se espera que los beneficios para la salud pública sean mayores que los presentados en este informe.

Los resultados totales presentados pertenecen a un área de estudio concreta. Los resultados relativos a zonas geográficas más pequeñas (como el ámbito municipal) producirían una incertidumbre mayor, puesto que las frecuencias de los efectos en la salud y las concentraciones de exposición pueden ser diferentes respecto a las del área de estudio agregada. El mapa de superficie de concentraciones de PM_{10} y la distribución de la población muestran que los resultados se ven ampliamente influidos por la coincidencia de la elevada densidad de población y las concentraciones de PM_{10} del municipio de Barcelona y de algunos otros municipios. Es por ello por lo que los resultados no se expresan en función del municipio.

Existen otras incertidumbres relacionadas con el desarrollo de estos cálculos que implican a cada uno de los componentes metodológicos, como la selección de efectos en la salud y la frecuencia con la que aparecen, las FCR, la selección de los indicadores de contaminación y la correspondiente distribución de la exposición de la población. A continuación, en la **Tabla 5.1** se presenta una revisión de estas incertidumbres que resume los efectos esperados en función de los cálculos de los diferentes elementos utilizados en las HIA. En el apartado 5.4 se proporciona un análisis de sensibilidad del grado de impacto sobre los cálculos de algunas de las fuentes de incertidumbres identificadas con los efectos más graves.

El margen de los cálculos presentados en las tablas se basa en la incertidumbre derivada de las FCR. Para cada efecto se proporcionan tres cálculos aproximados a partir de la incertidumbre de las FCR: el cálculo principal, junto con un límite superior y uno inferior, pero debe mencionarse que no todos los valores situados entre estos intervalos reflejan con la misma probabilidad a la verdadera función (desconocida). En general, es más probable que los valores más próximos al cálculo principal sean más apropiados, mientras que los límites superior e inferior son alternativas más extremas y menos probables. Sin embargo, también podría suceder que la verdadera asociación (no observada) entre las PM_{10} y la salud fuera mayor o menor que los cálculos observados. La probabilidad de que se den estos dos últimos casos es sólo de un 5%.

Nuestros análisis principales se cuantifican únicamente en la incertidumbre de las FCR. No se desarrollaron distribuciones de incertidumbre más complejas en función de modelos de probabilidad para integrar otras incertidumbres puesto que se requieren datos adicionales de los que no se dispone para Barcelona. No obstante, a continuación se discuten diversas fuentes de incertidumbre y la sensibilidad a las suposiciones alternativas.

Tabla 5.1. Resumen de los efectos esperados en función de los cálculos obtenidos de los diferentes elementos utilizados en la HIA.

Elementos	Efecto esperado según los cálculos
Funciones de concentración-respuesta	
Algunos estudios recientes sugieren unas FCR mayores en el caso de la mortalidad (a largo plazo)	↓
Transferibilidad desde otros entornos	→?
Efectos en la salud	
Número de efectos evaluados	↓
Función de las enfermedades crónicas en las exacerbaciones agudas	↓
Frecuencia de los efectos en la salud	→?
Definición de los efectos	→↑
Exposición de la población	
Elección de la concentración de exposición a PM ₁₀	→
PM ₁₀ como indicador de la contaminación atmosférica	↓

Notas:

↑: es probable que se hayan sobrestimado los efectos

→: es probable que los efectos en los cálculos sean mínimos

↓: es probable que se hayan subestimado los efectos

5.2 Concentration-response function

La FCR es uno de los componentes con más influencia en los cálculos del impacto en la salud. Para analizar los efectos a largo plazo sobre la mortalidad, se emplearon antiguas FCR realizadas en EE.UU., en lugar de utilizar cálculos más recientes obtenidos en Europa y EE.UU., para llevar a cabo comparaciones con otras HIA y para no tener que utilizar factores de conversión adicionales. Además, los estudios más antiguos publicaron cálculos para las PM₁₀, mientras que los estudios más recientes utilizan las PM_{2,5}, para los que todavía no se dispone de superficies de concentración ni de datos de monitores fijos en el área metropolitana de Barcelona. Una comparación de los cálculos realizados en EE.UU. y en Europa referentes a los agentes contaminantes habituales puso de manifiesto que los cálculos del riesgo concordaban en las diferentes regiones. Por ejemplo, como publicaba el estudio francés [39], suponiendo que el humo negro (HN) refleja aproximadamente PM_{2,5}, la proporción de riesgo de mortalidad ajustada y asociada a una variación de 10 µg/m³ en las PM_{2,5} era de 1,06 (IC de 95%: 1,02-1,11), en uno de los estudios norteamericanos [33], y de 1,07 (IC de 95%: 1,03-1,10) en el estudio francés. Sin embargo, debería mencionarse que los nuevos datos recientes sobre la asociación entre la exposición a largo plazo a la contaminación ambiental y la incidencia de enfermedades cardiovasculares, incluida la muerte, [54, 55] parecen indicar que la magnitud de los efectos a largo plazo en la salud podrían ser mucho más graves de lo que se había calculado previamente. Si bien es necesario verificarlo con otros estudios epidemiológicos, la FCR para la mortalidad total incluso podría ser más amplia que la utilizada en esta evaluación. Ésta también fue la conclusión de un proyecto de sollicitación a expertos desarrollado por la EPA de EE.UU. [56]. Por lo tanto, es probable que en la valoración de riesgo del CREAL se haya subestimado el impacto total de la exposición para la mortalidad.

La magnitud y el intervalo de las FCR por crisis asmáticas han quedado confirmados en diversos estudios, por lo que las incertidumbres desempeñan un

rol menor. En cambio, la incertidumbre aumenta con respecto a los cálculos relativos a la BC, puesto que sólo se basan en una FCR desarrollada en un estudio realizado en EE.UU. [26] Los cálculos de riesgo derivados de ese mismo estudio que se han encontrado eran ligeramente más bajos y también mucho más elevados, por lo que no es posible especificar el grado y la dirección de la incertidumbre. En muchos otros estudios, como los llevados a cabo en Suiza [57], Alemania [58] o entre mujeres europeas [59], se ha observado que la prevalencia de estos síntomas está relacionada con la contaminación atmosférica. No obstante, por el momento sólo existe un estudio de cohortes que proporcione una FCR relativa a la incidencia de los síntomas de la BC, una medida más idónea para la evaluación de riesgos y beneficios. Los estudios epidemiológicos futuros deberían poder resolver esta carencia y conducir a modificar los métodos de la HIA para calcular el impacto en los síntomas crónicos en adultos.

Otro tipo de incertidumbre es la relacionada con la capacidad de transferibilidad los resultados de las FCR de estudios realizados en zonas fuera del área metropolitana de Barcelona. Para algunos de los efectos en la salud, no existen estudios realizados en Barcelona, por lo que la comparación es difícil. Para otros efectos para los que sí se dispone de cálculos de Barcelona, suele escogerse una FCR que representa un conjunto de cálculos de varias ciudades que, en general, es más preciso que los cálculos relativos a una sola localidad. Se han realizado diversos estudios sobre los efectos a corto plazo sobre la mortalidad en Barcelona. Estos estudios confirman la magnitud general de los efectos, aunque parece que algunos cálculos son ligeramente superiores en Barcelona [32]. Esto puede deberse a una mayor exposición por parte de la población, debido al tipo de desarrollo residencial en esta zona. En estos resultados también pueden intervenir otros factores, como las diferencias climáticas, las características de las viviendas, el tiempo pasado fuera de casa, la actividad física, la alimentación, si la persona es fumadora o no, la situación socioeconómica y el acceso a la asistencia sanitaria. Asimismo, la posible presencia de subgrupos especialmente vulnerables dentro de la población estudiada, como las personas mayores o los asmáticos, en comparación con la población para la cual se obtuvo la FCR, también puede influir en la magnitud de la estimación. De esta manera, y dado que los efectos observados en Barcelona fueron ligeramente superiores, el hecho de haber utilizado unas FCR comunes puede contribuir a una subestimación de los efectos a corto plazo en la mortalidad.

5.3 Efectos en la salud

Pese a que la mayoría de los efectos para la salud provocados por la contaminación atmosférica son casos de enfermedades crónicas y mortalidad prematura, hay otros efectos que también están relacionados con la contaminación atmosférica. Determinados efectos clínicos, como las alteraciones de la función pulmonar, las visitas médicas, las ausencias escolares, los días de actividades restringidas o las visitas a urgencias no se incluyeron en la valoración, por lo cual es probable que se subestimaran los beneficios totales. Sin embargo, puede que algunos de estos efectos queden reflejados en los cálculos relativos a las consecuencias clínicas presentados en este estudio. Por ejemplo, es probable que las personas que llegan al servicio de urgencias deban ser hospitalizadas. También es muy probable que los niños asmáticos que presentan síntomas agudos debido al asma deban recibir asistencia médica. Además, la reducción de la actividad pulmonar (factor que no se ha tenido en cuenta en este estudio de impacto) constituye un elemento importante para la predicción de la esperanza de vida que, a la vez, forma parte de nuestro estudio. De manera similar, no se han realizado cálculos independientes para casos de cáncer de pulmón. A pesar de ello, es probable que el impacto sobre la mortalidad total incluya casos de cáncer de pulmón, puesto que las tasas de mortalidad de esta enfermedad continúan siendo muy elevadas.

Puede que los beneficios totales queden subestimados con respecto a los efectos menos graves. Estos efectos podrían haberse obtenido evaluando indicadores sociales como la pérdida de días de trabajo o los días de actividades restringidas, pero no se incluyeron en esta fase del proyecto debido a la falta de datos locales para estos tipos de indicadores que coincidan con las FCR. En la **Tabla 5.2** se presentan los efectos asociados a la contaminación atmosférica que se han analizado en este estudio, así como los que se han omitido. Cabe recordar que los datos que respaldan una la idea de una asociación causal entre la contaminación atmosférica y alguno de estos indicadores todavía no son totalmente fiables (cómo en el caso de los efectos en el sistema reproductivo) y que es necesario continuar con la investigación para comprender el grado de impacto de la contaminación atmosférica en la salud.

Se ha supuesto que la contaminación atmosférica ambiental sólo constituye un factor de riesgo en casos de empeoramiento del asma. Aunque todavía no es definitivo, varios estudios hacen pensar que la contaminación atmosférica y, en especial, las emisiones derivadas del tráfico, pueden contribuir a la aparición de asma en niños. Más concretamente, parece que los niños que viven cerca de calles muy circuladas presentan tasas de asma más elevadas [5]. Según este modelo, los beneficios generales para la salud pública derivados de la combinación de los efectos a corto y largo plazo serían mayores que los presentados en este estudio. Lo mismo ocurre con otras enfermedades crónicas como la enfermedad pulmonar obstructiva crónica o la arteriosclerosis. A pesar de que todavía no se ha comprobado que la contaminación atmosférica sea una causa subyacente del desarrollo de estas enfermedades, algunos estudios preliminares realizados en animales y personas respaldan esta hipótesis.

Los efectos en la salud relativos a la frecuencia de crisis asmáticas y episodios de bronquitis aguda en niños tuvieron que extrapolarse de otros estudios realizados en los países vecinos. La comparación de las frecuencias de otros efectos en la salud relacionados con los anteriores, para los que se dispone de datos en Barcelona y en otros países europeos, indican que Barcelona se encuentra dentro del límite de variación observado en Europa. Por ejemplo, la prevalencia de bronquitis crónica en los adultos estudiados en la ECHRS I en Barcelona fue del 2,3% en comparación con una media del 3,2% (IC del 95%: 1,17%-7,59%) en todas las ciudades. En Basilea, la prevalencia fue del 2,03%. Por consiguiente, puede asumirse que la frecuencia utilizada para estos efectos se encontraría dentro del intervalo de variabilidad esperado. En general, parece que la carga atribuible es muy elevada en el caso de síntomas de bronquitis en niños. Sin embargo, al menos se han realizado dos "estudios de intervención" que confirman que una reducción de las PM en la atmósfera como resultado de la aplicación de las políticas de reducción comportaría descensos sustanciales de la prevalencia de estos síntomas. En Suiza y en algunas comunidades de antiguas zonas de la Alemania del Este [60, 61] se han observado reducciones paralelas de la contaminación atmosférica y los síntomas que conllevan.

Las definiciones de los valores de referencia de la salud varían según el estudio, lo cual se añade a la incertidumbre tanto de la FCR como de la frecuencia inicial asumida en la población para cada afección considerada, que constituye un factor muy significativo a la hora de determinar los casos atribuibles. Esto puede tener una importancia especial para los efectos relacionados con las crisis asmáticas y los síntomas de la bronquitis en niños, para los que puede resultar difícil separar ambos efectos. En general, tanto los estudios para los que se obtuvieron las FCR y como los estudios para los que se obtuvo la frecuencia utilizaron cuestionarios similares de estandarización internacional. Por ejemplo, la mayor parte de los estudios de investigación del asma y de sus síntomas en niños y adultos se basan en los cuestionarios del Estudio Internacional de Asma y Alergia en la Infancia (ISAAC, por sus siglas en inglés). Sin embargo, es posible que no todas las

definiciones coincidan y que se produzca una subestimación o sobreestimación de los resultados.

Además de las incertidumbres relacionadas con la carencia de valores de FCR, el cálculo de la BC también se ve ampliamente afectado por la selección de la incidencia en el momento inicial. Por razones de consistencia, se ha utilizado una incidencia basada en el estudio ASHMOG, para el que se obtuvo la FCR. No obstante, se ha sugerido que la incidencia inicial neta de este estudio de cohortes podría sobrestimar la incidencia real debido a la remisión de estas enfermedades o por cambios de factores no controlables que influyen en la respuesta durante el seguimiento de las cohortes [62]. Se presentan los cálculos de impacto partiendo de la tasa de remisión en el análisis de sensibilidad y se utiliza una incidencia inicial del 0,378% anual, como se ha propuesto en el CAFE-CBA.

Pese a que la incidencia de BC en Barcelona puede consultarse en el estudio ECRHS, se ha preferido utilizar la incidencia del ASHMOG para evitar errores en las definiciones de la enfermedad o problemas de transferencia entre poblaciones. El estudio ECHRS estaba compuesto por dos partes: el ECRHS I era una encuesta realizada a adultos jóvenes de entre 20 y 44 años que se seleccionaron de forma aleatoria de entre 140.000 individuos; se utilizó dicha encuesta para calcular la variación de la prevalencia de casos de asma y de los síntomas propios del asma. Participaron diversos centros de Europa y otros lugares del mundo, entre los que se encuentra Barcelona. El ECRHS II era un estudio de seguimiento realizado nueve años más tarde, cuyo objetivo consistía en evaluar la incidencia y el pronóstico de alergias, enfermedades alérgicas (asma, EPOC, fiebre del heno y eczemas) y una baja función pulmonar en adultos. Partiendo de la definición de BC del ECRHS [59], que era lo más similar posible a la utilizada en el estudio de la Iglesia Adventista del Séptimo Día [26], es decir "tos habitual por la noche o de día durante el invierno" y "tos como ésta como mínimo tres meses al año", la variación de la incidencia neta fue del 1,81% para los que nunca han fumado o una tasa del 0,18% anual [59], lo cual sugiere una posible sobreestimación de los resultados presentados para la BC.

Hoy por hoy, no es posible decidirse claramente por una u otra definición y enfoque, por lo que las incertidumbres son considerables. Cabría recalcar que esta cuestión es muy relevante en esta evaluación, especialmente para la valoración económica, porque la BC constituye la segunda fracción más importante para el cálculo de costes (véase el apartado 6). Idealmente, todas las definiciones de morbilidad (y su gravedad) deberían concordar en los diferentes estudios epidemiológicos utilizados para derivar la FCR, los cálculos de valoración del impacto en la salud y la derivación de los costes. Sin embargo, por el momento esto no puede conseguirse sin incertidumbres. Mientras que la asociación entre contaminación atmosférica y BC puede parecerse en todos los niveles de gravedad, la restricción de la evaluación del riesgo en los casos más graves de BC comportaría una reducción de la carga, mientras que la inclusión de fenotipos menos graves de BC daría lugar a una carga mucho mayor. Como los costes dependen de la gravedad de las enfermedades, en la valoración económica se obtiene una mayor incertidumbre en los resultados de BC.

Finalmente, según lo comentado, cabe enfatizar que las incertidumbres en las valoraciones del riesgo de las morbilidades cardiorespiratorias son, por defecto, mayores que en la mortalidad y en el uso de la asistencia sanitaria, debido a que no existen registros de morbilidad ni opciones diferentes para definir las morbilidades. Los proyectos de control sanitario podrían realzar de forma sustancial la capacidad para calcular el riesgo para la salud pública de diversos factores de exposición.

Tabla 5.2. Efectos para la salud relevantes en la evaluación del impacto de la contaminación atmosférica en la salud.

	Evaluado en este estudio
Efectos a corto plazo	
Mortalidad diaria	√
Ingresos hospitalarios por dificultades respiratorias	√
Ingresos hospitalarios por problemas cardiovasculares	√
Visitas al servicio de urgencias por problemas respiratorios y cardíacos	--
Visitas al servicio de asistencia primaria por problemas respiratorios y cardíacos	--
Administración de medicación para enfermedades respiratorias y cardíacas	--
Días de actividades restringidas	--
Absentismo laboral	--
Ausencias en la escuela o centros de estudio	--
Automedicación	--
Comportamiento de evitación	--
Síntomas agudos	√
Alteraciones fisiológicas como, por ejemplo, en la actividad pulmonar	--
Efectos en enfermedades crónicas	
Mortalidad debida a una enfermedad cardiorespiratoria crónica	--
Incidencia y prevalencia de enfermedades respiratorias crónicas (asma, EPOC)	√ (bronquitis)
Alteración crónica de la actividad fisiológica (por ejemplo, de la actividad pulmonar)	--
Cáncer de pulmón	--
Enfermedad cardiovascular crónica	--
Efectos en el sistema reproductivo	
Complicaciones en el embarazo	--
Bajo peso del recién nacido	--
Parto prematuro	--
Desarrollo cognitivo del lactante	--

5.4 Population exposure

Se utilizaron mapas de concentración de las PM₁₀ para calcular la concentración media ponderada de población en lugar de la concentración media detectada con un único monitor fijo. El cumplimiento de los valores límite de la UE establecidos por las autoridades reguladoras se obtiene calculando la media de todas las celdas de la parrilla que se encuentran dentro del mismo gráfico y determinando si la media obtenida es igual o superior al límite de la UE. Esta perspectiva concuerda con la que se utiliza para calcular las variaciones de la exposición en el presente HIA.

Las superficies modeladas se validaron mediante la comparación de los niveles de concentración en monitores fijos y las concentraciones previstas. Exceptuando algunas zonas, las concentraciones de los mapas de superficie coincidieron con los niveles de concentración de los monitores fijos.

En la **Tabla 5.3** se presentan las concentraciones medias anuales correspondientes a 2004, medidas con monitor fijo, de diferentes municipios del área de estudio.

Las diferencias más importantes se detectaron cerca de zonas industriales, para las cuales puede que durante la etapa de modelización de los mapas no se hayan hecho suposiciones totalmente adecuadas. Dado que las zonas industriales también están menos pobladas, el impacto de los cálculos también se considera menor. Otras HIA europeas (por ejemplo, ENHIS) han empleado medidas obtenidas sólo con un monitor fijo urbano para representar las concentraciones de exposición en Barcelona. Creemos que las concentraciones medias de población desarrolladas para esta HIA representan la exposición de la población en el área metropolitana de Barcelona de manera más adecuada que cualquier monitor fijo, dado que se ha tenido en cuenta la distribución de la población en la zona, y por tanto da más peso a áreas dónde vive mucha gente, en comparación con regiones menos pobladas.

Tabla 5.3. Concentraciones medias anuales de PM₁₀ según los monitores fijos situados en municipios dentro del área de estudio (año 2004)

Municipio	Localización del monitor	Media anual de PM ₁₀ (µg/m ³)
Barcelona	Dàrsena sud	56
	Eixample	55
	Gràcia-St Gervasi	50
	Plaça Universitat	46
	Port-Edifici Estilbarna	47
	Sants	52
	Zona Universitària	34
Prat de Llobregat		44
Esplugues de Llobregat		43
Hospitalet de Llobregat		34
Molins de Rei-ajuntament		44
Sant Adrià de Besòs		52
Sant Feliu de Llobregat		45
Sant Viçenç dels horts		49
Santa Coloma de Gramenet		26
Barberà del Vallès		54
Castellbisbal	Avda. Pau Casals	37
	Mirador del Llobregat	36
Granollers		53
Martorell		39
Montcada		45
Montornès del Vallès		39
Montornès del Vallès		26
Pallejà		47
Rubí		39
Sabadell	Escola industrial	37
	Gran Via-Crta. De Prats	47
Sant Andreu de la Barca		46
Sant Cugat del Vallès		39
Santa Perpètua de Mogoda		57
Terrassa		46
Media anual de 2004		44

Fuente: [8]

Otra limitación importante es la utilización de PM₁₀ como indicador de la contaminación y como sustituto de otros agentes contaminantes atmosféricos con los que está correlacionado. Puede haber otros agentes contaminantes parcialmente incorporados, o no, dentro de los efectos de las PM₁₀, lo cual puede haber dado lugar a un cierto grado de subestimación de los efectos. El ozono (O₃) constituye un ejemplo de un agente contaminante poco correlacionado con las PM y con los efectos en la salud establecidos correctamente. Por tanto, algunas HIA también incluyen la carga y los beneficios del O₃.

Por último, Barcelona presenta una densidad de tráfico extremadamente elevada, junto con una de las densidades de población más elevadas de Europa, lo cual sugiere una exposición al tráfico rodado muy elevada. Por ejemplo, algunos estudios sobre el origen de las PM en Barcelona han demostrado que

aproximadamente un tercio de todas las PM₁₀ generadas en Barcelona se deben a las emisiones derivadas del tráfico [24, 63]. Sin embargo, esta contribución podría ser todavía más elevada si se consideran los efectos indirectos del tráfico rodado, como la resuspensión. De hecho, recientemente se ha calculado que entre un 40% y un 45% de las concentraciones de PM₁₀ y PM_{2,5} de Barcelona podrían deberse al tráfico [11, 64]. En otras palabras, muchas personas viven, trabajan y pasan tiempo muy cerca del tráfico de la calle, donde las concentraciones de PM son mucho más elevadas. Algunas investigaciones más recientes apuntan al rol perjudicial de aquellos agentes contaminantes que aparecen en concentraciones muy elevadas en los primeros 50-100 metros a lo largo de las calles [5, 6]. Por el momento no se dispone de la distribución por proximidad del tráfico de Barcelona; por consiguiente, estos nuevos datos no se han podido utilizar en esta valoración de riesgos. Sin embargo, se cree que la carga para la salud ocasionada por el tráfico queda claramente subestimada en esta valoración. En un futuro, se espera que disponer de mapas de concentración de PM_{2,5} o incluso de las fracciones más finas de PM, como las fracciones ultra finas, así como disponer de datos relativos a la distribución de la población respecto a la distancia con las principales calles y a la densidad del tráfico permitan desarrollar HIA enfocadas más específicamente al impacto de exposición al tráfico rodado.

5.5 Análisis de sensibilidad

En la **Tabla 5.4** se presenta el porcentaje de cambio de los cálculos medios de los beneficios para la salud para diversas suposiciones alternativas relativas a los datos de entrada. Este análisis de sensibilidad evaluaba el impacto sobre los cálculos de la variabilidad de la FCR (IC de 95%), la utilización de FCR alternativas y el uso de diferentes frecuencias de los efectos.

Como se ha mencionado en la discusión, el margen de cálculos proporcionado se basa únicamente en la incertidumbre alrededor de la FCR. Según el efecto en la salud que se considere, estos límites superiores e inferiores se reducirán en un $\pm 30\%$ y $\pm 80\%$ de los cálculos centrales. El rango más elevado hace referencia a la FCR para la BC en adultos. En el caso de otros efectos, incluidas las defunciones, el margen de incertidumbre es inferior y se aproxima en $\pm 40\%$ a los cálculos medios.

Se ha utilizado un grupo de FCR que, en ocasiones, difieren de las utilizadas en otras valoraciones del riesgo en Europa. Por ejemplo, existen unas FCR más recientes por mortalidad que las utilizadas en esta evaluación, como por ejemplo los análisis del estudio ampliado de la ACS [36]. Dicho estudio proporciona cálculos aproximados para el periodo 1979-83, el cálculo más bajo, para el periodo 1999-2000, y un cálculo que representa el promedio de entre los dos. El cálculo medio, por ejemplo, se ha utilizado en el CAFE-CBA y está convirtiéndose en el estándar de las HIA. El análisis de sensibilidad pone de manifiesto que, si se utilizara el cálculo más bajo de la FCR de la ACS, se obtendría un cálculo medio un 50% inferior al cálculo actual; en cambio, si se utiliza el cálculo medio de la FCR de la ACS, se proporcionan resultados similares a los obtenidos con la FCR utilizada en esta valoración. Ahora bien, si se utiliza una FCR más reciente desarrollada en otro estudio de la ACS basado en la población de Los Ángeles [55], los cálculos serían un 120% más elevados que los presentados aquí. No está claro si esos resultados pueden aplicarse mejor o peor a la población española que el cálculo general de la ACS que se ha utilizado en este estudio. Sin embargo, cabe decir que los análisis de Los Ángeles emplearon una técnica mucho más sofisticada para determinar el nivel de exposición individual y esta mejora en la valoración de la exposición podría constituir uno de los motivos por los cuales se obtuvo una FCR mucho mayor. En realidad, el estudio de Jerret et al. constituye uno de los motivos que respaldan las conclusiones de los expertos relativas a que puede que se hayan subestimado los efectos de la contaminación atmosférica en

la mortalidad en algunos estudios de la ACS previos [56]. Por tanto, se requiere seguir investigando para obtener una mejor comprensión y una mayor precisión de la magnitud de los efectos crónicos debidos a la contaminación atmosférica, así como para reducir la incertidumbre en las valoraciones del riesgo.

Con respecto a los efectos a corto plazo en la mortalidad y a los ingresos hospitalarios, se ha utilizado una FCR que recoge varios cálculos obtenidos de estudios multicentro. Los resultados basados en los cálculos específicos de Barcelona proporcionados en estos estudios ponen de manifiesto que el cálculo medio para el total de muertes a corto plazo e ingresos hospitalarios podría ser considerablemente más elevado (40%-50%), aunque menor (20%) en el caso de los ingresos hospitalarios por causas cardiovasculares. Esto sugiere que la utilización de un conjunto de cálculos puede resultar más adecuada. Es necesario continuar investigando para entender los determinantes de las diferencias de riesgo observadas entre poblaciones.

Se ha utilizado una FCR para la BC ligeramente superior a la del CAFE-CBA, aunque el análisis de sensibilidad muestra que el impacto en el cálculo medio es pequeño. A pesar de no quedar patente cabe comentar que esta otra FCR presenta un margen de incertidumbre incluso mayor que la utilizada en este estudio, con un intervalo de confianza inferior negativo. No obstante, incluir una FCR con un valor para el límite inferior de cero o incluso negativo implica que pueden atribuirse efectos adversos, efectos protectores o incluso ningún efecto a la contaminación atmosférica. En este caso se ha preferido restringir la HIA a aquellos efectos en los que los expertos concuerdan que se deben a la contaminación atmosférica. Los síntomas de la bronquitis crónica están incluidos en este listado, por lo que el límite inferior del cálculo debería ser superior a cero. Para otros efectos de morbilidad como la bronquitis aguda en niños y las crisis asmáticas en niños y adultos, la variación de la FCR es menor e incluye la FCR utilizada en el CAFE-CBA.

En ocasiones, se han utilizado frecuencias de población basadas en otras poblaciones que la de Barcelona. Independientemente del escenario evaluado, la variación del cálculo es proporcional al error en la frecuencia que podría haberse cometido. Un error del 20% alrededor de la frecuencia calculada afectaría a los cálculos en el mismo porcentaje. Por tanto, las incertidumbres debidas a este factor tienen menor importancia.

Como se ha presentado anteriormente, el cálculo de la frecuencia inicial de los nuevos casos de BC no es fácil de determinar, por lo que se han utilizado diversas suposiciones en las diferentes valoraciones de riesgo. En este análisis de sensibilidad se ha utilizado una incidencia inicial para BC que tiene en cuenta las remisiones de esta enfermedad, como sugiere el CAFE-CBA. El resultado de este análisis de sensibilidad pone de manifiesto que este factor podría reducir los cálculos medios en un 20%.

Por último, la concentración de exposición de la población utilizada podría presentar algún error debido a los modelos empleados para desarrollar los mapas de superficie y debido a que no se dispone de los detalles relativos a la distribución de la población. Por ejemplo, si se supone que el error sólo se presenta en los cálculos actuales de las superficies de exposición y que la medida del nivel de cumplimiento no presenta ningún error, entonces una sub o una sobreestimación de $\pm 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en la media de exposición de la población actual comportaría un error de cálculo de un 15% para el escenario de la OMS. No obstante, estas incertidumbres en realidad no tienen tanto impacto en los cálculos cuando se consideran escenarios de exposiciones futuras, porque se espera que se apliquen los mismos errores y las incertidumbres se aplicarían al cálculo de la exposición.

Tabla 5.4. Sensibilidad del cálculo medio del número de casos atribuibles a la contaminación atmosférica, debido a incertidumbres en los principales datos de entrada.

Efecto	Criterios para el análisis de sensibilidad	% de variación en el cálculo medio
Muertes		
Muertes acumuladas a largo plazo	Límite superior/inferior del valor de la FCR (IC del 95%)	+/-37%
	Valor medio de la FCR de los análisis ampliados en el estudio de la ACS, cálculo inferior (1979-1983)*	-52%
	Valor medio de la FCR de los análisis ampliados en el estudio de la ACS, cálculo medio*	-7%
	Valor medio de la FCR del estudio de la ACS en Los Ángeles [†]	+118%
Muertes inmediatas a corto plazo	Límite superior/inferior del valor de la FCR (IC del 95%)	+/-33%
	Promedio de la FCR para Barcelona para PM ₁₀ RR = 1,00932 (1,00567-1,01299) por 10 µg/m ³ [27], Anexo 4	+55%
Muertes infantiles	Límite superior/inferior del valor de la FCR (IC del 95%)	+/-50%
Ingresos hospitalarios		
Por causas respiratorias	Límite superior/inferior del valor de la FCR (IC del 95%)	+/-45%
	Promedio de la FCR para Barcelona para PM ₁₀ RR = 1,0193 (1,0101-1,0285) por 10 µg/m ³ [16]	+42%
Por causas cardiovasculares	Límite superior/inferior del valor de la FCR (IC del 95%)	+/-49%
	Promedio de la FCR para Barcelona para PM ₁₀ RR = 1,005 por 10 µg/m ³ [30]	-18%
Morbilidad		
Bronquitis crónica en adultos	Límite superior/inferior del valor de la FCR (IC del 95%)	+/-79%
	Misma FCR que la utilizada en el CAFÉ-CBA, RR = 1,07 (0,995-1,143) por 10 µg/m ³	-24%
	Incidencia de síntomas de bronquitis basada en CAFE-CBA que tiene en cuenta las remisiones (0,378%)	-24%
Bronquitis aguda en niños	Límite superior/inferior del valor de la FCR (IC del 95%)	+/-37%
	Misma FCR que la utilizada en el CAFE-CBA para tos crónica, RR = 1,027 (1,025-1,596) por 10 µg/m ³ (PM15) [44]	-8%
	Porcentaje con bronquitis +/-20% del cálculo de la HIA	+/-18%
Crisis asmáticas en adultos	Límite superior/inferior del valor de la FCR (IC del 95%)	+/-48%
	Misma FCR que la utilizada en el CAFE-CBA para síntomas en el aparato respiratorio inferior, RR = 1,041 (0,99-1,09) por 10 µg/m ³ [47]	+5%
	Porcentaje de asmáticos o crisis asmáticas en adultos +/-20% del cálculo de la HIA	+/-20%
Crisis asmáticas en niños	Límite superior/inferior del valor de la FCR (IC del 95%)	+/-36%
	Misma FCR que la utilizada en el CAFE-CBA para síntomas en el aparato respiratorio inferior, RR = 1,04 (1,0226-1,0593) por 10 µg/m ³ [65]	-2%
	Porcentaje de asmáticos o crisis asmáticas en niños +/-20% del cálculo de la HIA	+/-20%

FCR: función de concentración-respuesta

* [36], PM_{2,5} (1979-83) = 1,04 (IC del 95%: 1,01-1,08) por 10 µg/m³, transformado en PM₁₀ = 1,02 (IC de 95%: 1,01-1,05) por 10 µg/m³; PM_{2,5} (promedio) = 1,06 (IC del 95%: 1,02-1,11) por 10 µg/m³, transformado en PM₁₀ = 1,04 (IC de 95%: 1,01-1,07) por 10 µg/m³

t [55] $RR_{PM_{2.5}} = 1,17$ (IC del 95%: 1,05-1,30) por $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$; transformado en $RR_{PM_{10}} = 1,10$ (IC del 95%: 1,03-1,18) por $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [66]

5.6 Tiempo transcurrido entre la mejora de la calidad del aire y los beneficios en la salud

No todos los beneficios relativos a la mejora de la calidad del aire se materializarán de forma inmediata. En general, se espera que los efectos a corto plazo de la contaminación se reduzcan al mismo tiempo que mejora la calidad del aire. Un estudio de intervención reciente confirma la reducción inmediata y substancial de las tasas de mortalidad tras la prohibición del carbón en la ciudad de Dublín [67]. La intervención tuvo lugar en 1991. Los niveles anuales de contaminación atmosférica se redujeron inmediatamente en un 20-30% y la mortalidad disminuyó acto seguido en un 15-20%. Sin embargo, en el caso de las consecuencias de la contaminación atmosférica debidos a la combinación de los efectos a corto plazo y los crónicos, es probable que tengan que esperarse algunos años antes que puedan observarse los beneficios totales en la salud [68]. Asimismo, pueden encontrarse factores de riesgo competitivos o variaciones en los perfiles de riesgos existentes que, más adelante, pueden interferir en los beneficios a largo plazo. Por consiguiente, las incertidumbres relativas a los impactos y beneficios a largo plazo son mayores que las que afectan a los efectos a corto plazo.

Esta dinámica de los procesos de dependencia temporal puede describirse con un ejemplo hipotético basado en los resultados de este estudio en Barcelona. Si los niveles medios de PM_{10} de Barcelona se redujeran repentinamente de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en enero de 2011, se podría esperar que el número de muertes de 2011 disminuyera inmediatamente a, por lo menos 520 casos (o un 2% - véase la [Tabla 4.1](#), "efectos a corto plazo"), lo cual corresponde a un promedio de 10 muertes menos a la semana.

Mientras que esta cantidad probablemente sea más elevada, sería muy improbable que el número de muertes cayera en 2011 hasta un total de 3.500 casos (cómo se muestra a la [Tabla 4.1](#), efectos totales), puesto que algunos de ellos se contabilizan como una reducción del desarrollo de patologías crónicas. Un escenario más probable es que el número de muertes se redujera en el primer año en más de 520 "efectos a corto plazo" pero menos de 3.500, por un cambio inmediato de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de la media anual. Se desconoce el patrón temporal exacto de estos beneficios. Según un modelo de cálculo propuesto recientemente en un estudio [68], puede esperarse que aproximadamente un 40% del total de muertes atribuibles se materialicen ya en el primer año (por ejemplo, 40% de 3.500 o unas 1.400 muertes de menos).

Cabe mencionar que los ingresos hospitalarios, los casos de bronquitis aguda en niños y los problemas relacionados con el asma presentados en la [Tabla 4.1](#) reflejan efectos a corto plazo como consecuencia de las exposiciones a corto plazo. Por lo tanto, se espera que los beneficios de una reducción de la contaminación atmosférica se materialicen inmediatamente y se mantengan en un nivel inferior mientras la contaminación continúe en estos niveles.

Puesto que es improbable que la contaminación atmosférica disminuya de forma inmediata tras la puesta en marcha de las políticas ambientales, sino más bien gradualmente, entonces se espera que las variaciones de mortalidad y morbilidad también se produzcan de forma gradual. Observar (o controlar) estos beneficios graduales es mucho más difícil que evaluar los cambios debidos a una reducción inmediata y drástica de la contaminación atmosférica. Sin embargo, con estudios amplios y observaciones continuadas durante varios años, podrían llegar a confirmarse las mejoras en la salud producidas por una política de mejora gradual de la calidad del aire. Algunos estudios, principalmente investigaciones realizadas en Suiza y Alemania del Este, junto con el Estudio de la Salud de los Niños desarrollado en el Sur de California (Children's Health Study), han conseguido

demostrar que los problemas de salud pueden reducirse de forma paralela a los cambios en la calidad del aire con políticas ambientales o mudándose.

5.7. Comparación con otros factores de riesgo

Cabe tener en cuenta el impacto de la contaminación atmosférica, así como los beneficios para la salud que comporta la gestión de la calidad del aire en contexto con otros problemas para la salud. Mientras se supone que el riesgo relativo de la contaminación en la salud de una persona "normal" es pequeño y, en cualquier caso, considerablemente más pequeño que los efectos adversos que pueden darse al fumar, es importante entender que el impacto global de la contaminación atmosférica en la salud pública es de hecho mayor debido a una exposición a la contaminación muy extendida. Por consiguiente, si se compara por ejemplo con el fumar, puede mencionarse que el 100% de la población está expuesta a la contaminación atmosférica. Hoy en día, sólo hay un 25% de la población de Cataluña que sean fumadores activos, mientras que nadie puede evitar estar expuesto a ciertos niveles de contaminación atmosférica.

No obstante, se espera que la carga total del tabaco para la salud, incluso sólo con un 25% de fumadores activos, sea mucho más importante que la debida a la contaminación atmosférica. Esto se debe a los riesgos extremadamente elevados que comporta el tabaquismo activo. Por ejemplo, uno de los estudios utilizados para calcular los efectos a largo plazo de la contaminación atmosférica [33] también proporcionó un cálculo del total de muertes entre los fumadores. Mientras que un incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} se asociaba con un aumento de ~4% de las muertes, el riesgo de fallecimiento durante el periodo de seguimiento de los fumadores era 100% más elevado. Los accidentes de tráfico también son la causa de un gran número de muertes. Aunque el porcentaje está disminuyendo, todavía se producen unas 500 muertes cada año provocadas por los accidentes de tráfico en Cataluña. Como se muestra en nuestro informe, el número de muertes atribuibles a la contaminación atmosférica por encima de los estándares de la UE es de dos a tres veces más elevado que las debidas a accidentes de tráfico. Este hecho también lo recalcan otros estudios previos [15, 69]. Un informe elaborado por la OMS [69] también comparaba los años de vida perdidos debido a la contaminación atmosférica con los perdidos por accidente de tráfico. A pesar de que las víctimas de los accidentes suelen ser mucho más jóvenes que las muertes atribuibles a la contaminación atmosférica, los efectos de la contaminación en la esperanza de vida son substancialmente mayores que los efectos de los accidentes. No obstante, los accidentes de tráfico también comportan importantes morbilidades de por vida, lo cual también afecta a la esperanza de vida. Estas comparaciones todavía no se han incluido en este informe [69]. Comparar el impacto de la contaminación atmosférica con el impacto de los accidentes de tráfico puede resultar interesante para poder evaluar algunas de las políticas ambientales. Dada la elevada contribución del tráfico a la contaminación atmosférica, se considera que algunas medidas destinadas a mejorar la calidad del aire, como reducir los límites de velocidad o cerrar al tráfico algunas vías en zonas muy pobladas, pueden contribuir a mejorar la calidad del aire así como a reducir los accidentes de tráfico. Por consiguiente, la evaluación de la calidad del aire debe establecerse en un contexto más amplio para poder identificar los posibles beneficios adicionales. Como menciona la OMS [70], las políticas ideadas para obtener beneficios en la salud y que afectan al tráfico coinciden con las políticas de la contaminación atmosférica, el cambio climático, los accidentes, la actividad física y el ruido.

Se ha determinado que en un año podrían conseguirse un incremento de la esperanza de vida si se reduce la contaminación atmosférica hasta los niveles que protegen la salud pública. Según el Instituto de Estadística de Cataluña [53], la esperanza de vida al nacer en Cataluña era de 80,75 años en el año 2004, mientras que en 1997 era casi un año menor y de tres menos en 1992. La

reducción de la contaminación atmosférica podría acelerar la velocidad de incremento de la esperanza de vida que la sociedad ya está experimentando gracias a las continuas mejoras del contexto social.

6. Valoración económica de los beneficios para la salud

6.1. Introducción

La utilización de valoraciones económicas de las estrategias para reducir la contaminación atmosférica ha sido objeto de grandes debates durante los últimos años, dadas las consideraciones éticas relacionadas con el hecho de expresar los beneficios para la salud en costes que serían intangibles para la población. Sin embargo, cada sociedad dispone de recursos limitados para adjudicar a proyectos; asimismo, a menudo, los encargados de elaborar las políticas y de tomar decisiones requieren unos análisis coste-beneficio basados en las valoraciones económicas de los beneficios para la salud para poder tomar decisiones sobre la adecuación o sobre cómo priorizar los planes y el desarrollo de políticas públicas.

En este apartado se presenta una valoración económica de los beneficios para la salud que se podrían obtener si se redujera la contaminación atmosférica en el área metropolitana de Barcelona.

Se presentan resultados basados en dos tipos de evaluaciones. Los resultados principales se basan en la monetización de los casos atribuibles obtenidos en las secciones anteriores. Esta valoración se denomina "enfoque VSL", en referencia al método utilizado para valorar las muertes atribuibles (Value of Statistical Life o VSL, por sus siglas en inglés). Se trata de un enfoque que suele aparecer en otras HIA llevadas a cabo en EE.UU. [71]. Aun así, debido a las recientes dudas sobre la validez del concepto de "muertes atribuibles", se ha presentado en el apartado de discusión la justificación para un enfoque diferente (enfoque VOLY) y una comparación de los resultados monetarios.

6.2 Valores monetarios-enfoque VSL

El hecho de que no haya un precio de mercado para los beneficios derivados de una atmósfera más limpia ha forzado a los economistas, en diferentes ámbitos, a mirar de desarrollar unos valores monetarios alternativos. Lo ideal sería que los valores monetarios representaran todas las pérdidas que sufren los individuos y la sociedad por los efectos adversos en la salud; además, deberían reflejar también las preferencias y unos procesos de toma de decisiones parecidos a los de la vida cotidiana.

Existen dos valores bien aceptados para representar cambios en el bienestar debidos a la reducción de los efectos adversos de la contaminación en la salud: las medidas del coste de la enfermedad (COI, por sus siglas en inglés) y la disposición a pagar o a aceptar (WTP y WTA, respectivamente, por sus siglas en inglés). El COI requiere calcular los gastos directos actuales de los costes médicos, así como los costes indirectos (como la pérdida de sueldo) que comporta una enfermedad. La WTP y la WTA se obtienen a partir de la preferencia de un mercado determinado para reducir indirectamente el riesgo para la salud o el riesgo de muerte. Los valores derivados de estos métodos se basan en relacionar diferencias salariales o costes de consumo con diferentes niveles de riesgo. Cuando no se puede inferir este valor, se utilizan otros métodos para calcular el valor, como las encuestas. Este método suele denominarse "valoración contingente" (en inglés, "contingent valuation"), porque consiste en pedir a las personas que determinen el precio de una cosa si la pudieran comprar o vender.

Como se ha comentado en los apartados anteriores, la muerte prematura debida a una exposición de largo plazo a la contaminación atmosférica (muertes atribuibles) es el efecto más grave. La determinación de un valor apropiado que corresponde a una reducción del riesgo de muerte es, por lo tanto, la pieza con más influencia en este tipo de evaluación monetaria. Por consistencia con la valoración desarrollada en el CAFE-CBA -un análisis coste-beneficio muy amplio

de la contaminación atmosférica en Europa- se ha utilizado el valor desarrollado por ExternE, un proyecto de investigación de la Comisión Europea sobre los costes externos de la energía en el proyecto NewExt (en inglés, *New Elements for the Assessment of External Costs from Energy Technologies*). Este grupo desarrolló un valor para la muerte atribuible siguiendo el enfoque WTP. El WTP se basó en la determinación, por parte de las personas encuestadas, de lo que estarían dispuestas a pagar por reducir su riesgo de muerte, expresado como "el valor estadístico de vida" (VSL, por sus siglas en inglés). Por lo tanto, el VSL se derivó de la pequeña diferencia de lo "que una persona normal entrevistada" está dispuesta a pagar para reducir el riesgo a un nivel definido, agregada para toda la población y expresada como el valor para prevenir una muerte única. En otras palabras, a los participantes en el estudio no se les ha preguntado sobre el valor de la vida sino sobre la reducción del riesgo de muerte.

Para otros indicadores de salud, existen diferentes valores bien aceptados que han sido desarrollados en la última década y que se han utilizado regularmente en análisis de este tipo. Por consistencia con otras evaluaciones europeas, se usaron los valores monetarios que se proponen en el análisis coste-beneficio del CAFE (CAFE-CBA), calculados por el ExternE, y basados principalmente en un estudio empírico que recoge cinco estudios de toda Europa [20]. Del mismo modo que en el caso de la mortalidad, el valor monetario para la morbilidad intenta reunir la suma de los tres componentes independientes siguientes:

- **Coste del recurso:** los costes médicos pagados por el servicio sanitario.
- **Costes de oportunidad:** los costes en términos de pérdidas de productividad y el coste de oportunidad de ocio, incluyendo el trabajo no remunerado.
- **Costes de no-utilidad:** otros costes sociales y económicos. Esto queda reflejado en una evaluación de la voluntad de pagar (WTP) para evitar o compensar las pérdidas de bienestar que comportan las enfermedades.

En la **Tabla 6.1** se presenta un resumen de los valores monetarios propuestos en el CAFE-CBA para los efectos considerados en esta evaluación y transformados al precio de mercado de 2006. Los beneficios monetarios agregados presentados en la **Tabla 6.2** se obtuvieron multiplicando el valor monetario por los de salud para cada efecto. El margen de valores para la muerte prematura y la BC corresponden a la mediana (valor bajo) y la media (valor alto). Por simplificación, se han calculado los costes utilizando el valor medio con el precio de mercado de 2006. El número total de síntomas corresponde a la suma de todas las crisis asmáticas atribuibles en niños y adultos. La BC sólo se ha considerado en adultos.

Tabla 6.1. Valores para monetizar los efectos de una reducción de la contaminación atmosférica

Efecto en la salud	Valor en euros (según datos publicados en CAFE, 2005)	Valor en euros (2006 precio/año) *
Muertes atribuibles	980.000 € - 2.000.000 € / muerte	1.020.000 € - 2.080.000 € / muerte
Ingresos en hospital por causas cardíacas o respiratorias	2.000 € /ingreso	2.100 € /ingreso
Bronquitis crónica	120.000 € - 250.000 €/caso	125.000 € - 260.000 €/caso
Días de síntomas	38 €/día	39 €/día

*Incremento anual medio del producto interior bruto en España el año 2006: 3,9% (Fuente: Eurostat); €: Euros

6.3 Resultados basados en el enfoque VSL

En la **Tabla 6.2** se presentan los resultados de los beneficios monetizados obtenidos para los efectos en la salud, así como de los beneficios agregados. Se presentan los cálculos con un intervalo de confianza del 95% (IC del 95%), obtenido utilizando los valores monetarios medios aplicados al intervalo de confianza de los beneficios para la salud obtenido en los apartados anteriores.

Para el escenario que considera una reducción media anual de los niveles de PM₁₀ hasta 20 µg/m³, los resultados muestran que los costes totales agregados estimados se situarían entre unos 3.500 y unos 9.000 millones de euros (6.400 millones de euros de promedio) con unos beneficios por cápita de unos 1.600 euros (IC del 95%: 870-2.300) por año.

Separados en función del efecto en la salud, los resultados confirman que más del 80% de los costes se atribuyen al número de muertes prematuras estimadas que se podrían prevenir anualmente mediante una reducción de esta contaminación. El segundo efecto que contribuye más al coste es la BC (solamente se ha considerado en adultos), que representa aproximadamente un 15% de las estimaciones totales.

Si se considera una reducción media anual de los niveles de PM₁₀ hasta 40 µg/m³, como el escenario contemplado en la situación intermedia, los beneficios serían de aproximadamente un tercio de los presentados anteriormente, con beneficios medios por cápita de aproximadamente 600 euros.

Tabla 6.2. Beneficios anuales monetizados de los beneficios para la salud de la reducción de la contaminación en el área metropolitana de Barcelona (enfoque VSL)

Beneficios para la salud	Reducción media anual de PM ₁₀ hasta 20 µg/m ³			Reducción media anual de PM ₁₀ hasta 40 µg/m ³		
	Beneficios para la salud (IC del 95%)	Beneficios monetizados por año		Beneficios para la salud (IC del 95%)	Beneficios monetizados por año	
Mortalidad						
Muertes atribuibles	3.500 (2.200-4.800)	5.400 (3.400-7.400)	Mill. Euros	1.200 (760-1.700)	1.900 (1.200-2.700)	Mill. Euros
Morbilidad						
Ingresos hospitalarios	1.800 (950-2.600)	3.7 (2,0-5,4)	Mill. Euros	600 (320-890)	1.3 (0,7-1,8)	Mill. Euros
Bronquitis crónica en adultos	5.100 (550-8.500)	970 (100-1600)	Mill. Euros	1.900 (190-3.400)	360 (40-700)	Mill. Euros
Síntomas totales	54.000 (27.400-75.700)	2.1 (1,1-3,0)	Mill. Euros	18.700 (9.300-26.800)	0.7 (0,4-1,1)	Mill. Euros
Beneficios monetizados	Total (enfoque VSL)	6.400 (3.500-9.000)	Mill. Euros	Total (enfoque VSL)	2.300 (1.200-3.300)	Mill. Euros
	Beneficios anuales por cápita	1.600 (870-2.300)	Euros	Beneficios anuales por cápita	570 (300-830)	Euros

Notas:

Mill.: Millones

1. Calculado para la población del área de estudio de 4 millones de habitantes

6.4 Discusión de la valoración monetaria

Basado en el enfoque VSL, esta evaluación sugiere beneficios sustanciales en cuanto a costes que resultarían de reducir la contaminación atmosférica en el área metropolitana de Barcelona.

La comparación de otros valores de VSL con los propuestos por el CAFE-CBA y utilizados en esta HIA concuerda, aunque de forma ligeramente inferior, con el VSL propuesto por otras agencias en EE.UU. Por ejemplo, una reciente valoración económica llevada a cabo en California [72] utilizó un valor VSL de 6,7 millones \$ (~4,9 millones de euros, precio de mercado año 2006) basado en un análisis reciente de la EPA. La evaluación de California también propone un valor de 374.000 \$ (~270.000 euros, precio de mercado de 2005) por caso de BC, similar al margen utilizado en esta evaluación. Para otros efectos en la salud, los valores monetarios del informe de California fueron también similares a aquellos presentados por el CAFE-CBA.

Como ya se ha recalcado en apartados previos, la evaluación del impacto de la contaminación atmosférica en la morbilidad y la mortalidad está plagada de incertidumbres inherentes, que son particularmente grandes con respecto a la BC. Cabe destacar que todas estas incertidumbres se han propagado en la valoración monetaria, la cual en sí misma también tiene un margen de valores posibles. Los resultados de esta valoración monetaria han confirmado que los costes totales están influidos por las muertes atribuibles anuales. Como ya se indicó en la sección 3.4.2.1, el concepto de "muerte atribuible" plantea muchas cuestiones. En el CAFE-CBA se presenta una discusión en profundidad de estas cuestiones y un método alternativo que se detalla en una publicación metodológica [42] y en un informe adicional [69]. Los siguientes párrafos presentan un resumen de las cuestiones tratadas en estos informes. También se presentan resultados de un método alternativo para obtener beneficios monetarios basados en esta reciente información.

6.4.1 Utilización de tablas de vida en las evaluaciones del impacto sobre la salud

En la sección 4.1.2, se han presentado los resultados del incremento medio de la esperanza de vida que la población del área metropolitana de Barcelona (en 2004) podría experimentar si la contaminación atmosférica se redujera. La derivación de estos resultados se basa en tablas de vida. En resumen, los métodos de tablas de vida predicen el patrón de supervivencia, años de vida (LY, por sus siglas en inglés) y muertes de una cohorte. En esta HIA, por ejemplo, se han considerado los datos de población de 2004 y las tasas de mortalidad de 2004 con objeto de obtener una curva de supervivencia que se ha aplicado a esta misma población para calcular los cambios de la estructura cuando la cohorte envejece. A partir de esta curva de supervivencia, se puede extrapolar el número de muertes que se esperan en cada edad, la esperanza de vida de esta cohorte o el número total de años de vida de la población estudiada.

Para obtener ganancias o pérdidas de años de vida debidos a cambios en los niveles de contaminación atmosférica, se desarrollan y se comparan dos curvas de supervivencia. La primera se obtiene utilizando las tasas de mortalidad actuales (escenario de referencia) y la otra utilizando las tasas de mortalidad esperadas después de una reducción de la contaminación atmosférica (escenario alterado). En esta evaluación, el escenario alterado se obtiene utilizando la FCR por efectos crónicos en la mortalidad descrita en el apartado 3.4.2.1 para la población con edades por encima de los 30 años y según el escenario en consideración. Los resultados de la HIA que utilizan tablas de vida se expresan, por lo tanto, como un cambio (una ganancia en esta evaluación) de los años de vida, que se obtiene con la diferencia entre un escenario de referencia y un escenario alterado.

6.4.2 ¿Años de vida o muertes atribuibles?

Como se ha hecho en esta evaluación, muchas HIA expresan los resultados anuales. En las secciones anteriores, se han calculado los beneficios para un cambio en un año, pasando del escenario de referencia al alterado, y se han considerado estos beneficios como atribuibles a esta reducción. En el primer año de un escenario de reducción, el uso de tablas de vida o la derivación de muertes atribuibles como la que se ha hecho en este proyecto ofrecen resultados similares. Pero, detrás de un escenario real de política de reducción, se asume generalmente que la reducción de la contaminación atmosférica es sostenida. Por lo tanto, en comparación con un escenario de referencia, se espera que los beneficios se repitan cada año. Aun así, para expresar estos beneficios a largo plazo, por ejemplo durante la vida de una cohorte, los dos enfoques darían resultados cada vez más discrepantes y el concepto de muertes atribuibles se volvería erróneo a medida que pasaran los años. En efecto, si se sigue una cohorte hasta su extinción, todo el mundo acaba por morir, independientemente de si el aire está contaminado o no, y por lo tanto no se evitará ninguna muerte. Esto se ilustra en la **Figura 6.1** (arriba) para la población de 2004 del área metropolitana de Barcelona, en la que se asume una reducción de la tasa de mortalidad considerando que se logran los estándares de la OMS. Esta figura muestra como, si bien la ganancia de muertes aumenta al principio debido a esta reducción, la ganancia llega a un límite y se vuelve negativo a partir de unas edades avanzadas. Esto es debido a que el número total de muertes en el escenario de referencia y en el escenario alterado debe ser igual al de la población inicial, y las diferencias en el número de muertes a una edad se cancelan en otras edades con el efecto neto de un número total de muertes de cero [69]. En otras palabras, la supresión o la reducción de un factor de riesgo, como por ejemplo la contaminación atmosférica, pospone la muerte pero no evita la muerte de una cohorte.

En base a estas consideraciones, el CAFE-CBA y otros han propuesto que el impacto de factores de riesgo, como la contaminación atmosférica, para la mortalidad, debe expresarse en años de vida perdidos (o en ganancias por reducción de la contaminación atmosférica) y no en muertes atribuibles, porque los años de vida se acumulan independientemente de las muertes. Asimismo, como se muestra a la **Figura 6.1** (abajo), cuando se considera la esperanza de vida y el cambio del número total de años de vida según un escenario de referencia y un escenario alterado, se ve que todos los años de vida ganados son positivos. Mientras que todos los enfoques que extrapolan una situación actual a una situación futura dependen de un número de suposiciones discutibles, el concepto de años de vida refleja de una manera más apropiada las dinámicas de vida y muerte en el tiempo y se ha aplicado este concepto a esta evaluación. Para ilustrarlo, aplicamos estos conceptos a nuestra HIA sobre la contaminación atmosférica en Barcelona.

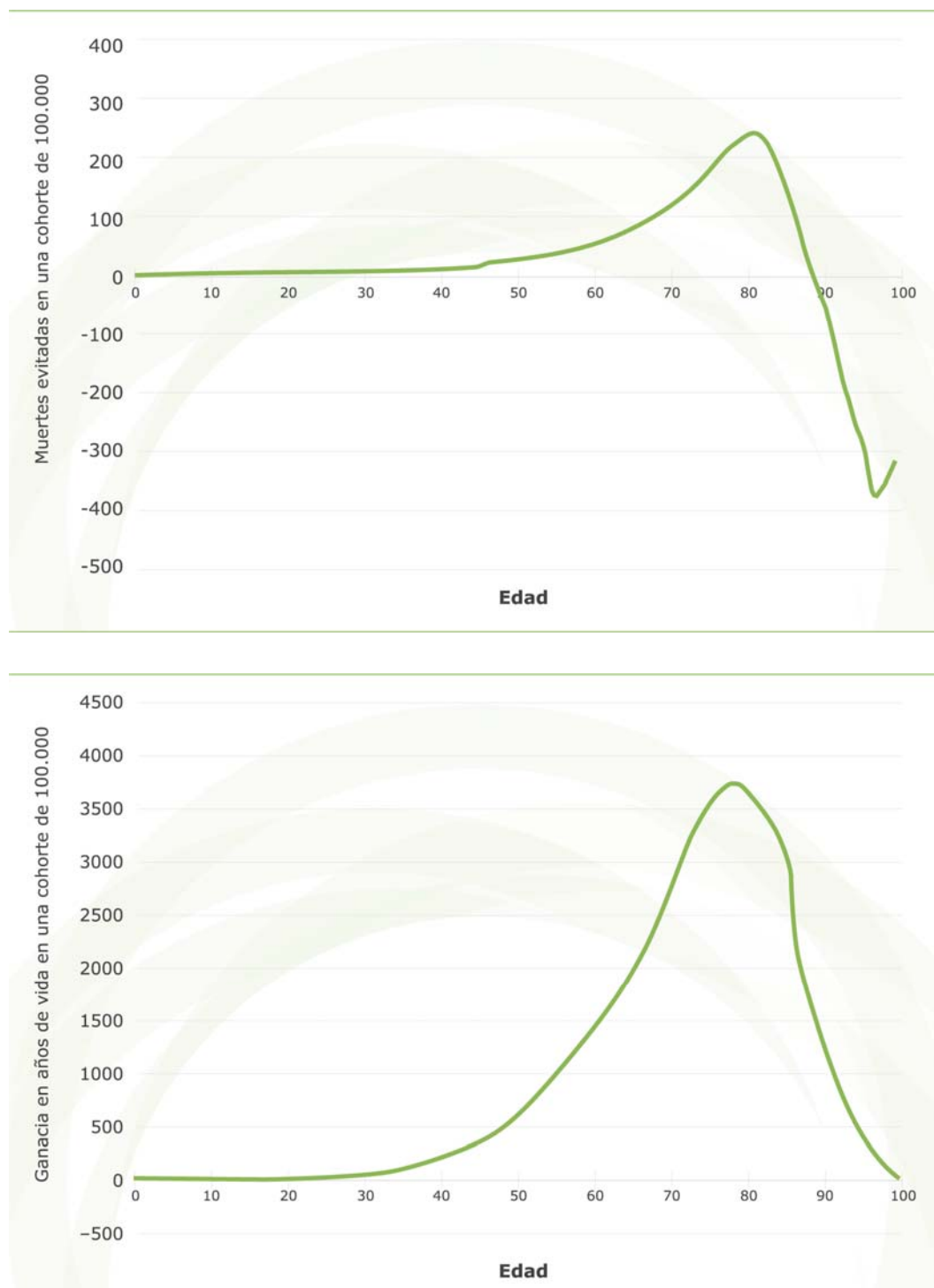


Figura 6.1. Muertes evitadas (arriba) y años de vida ganados (abajo) por una reducción de la tasa de mortalidad que corresponde a alcanzar los niveles estándares de la OMS.

6.4.3 Ganancias en años de vida

Se han obtenido las ganancias en años de vida siguiendo la metodología que se ha presentado anteriormente como alternativa a las muertes atribuibles anuales. En resumen, para cada curva de supervivencia obtenida (escenario de referencia y escenario alterado), se ha multiplicado la probabilidad acumulada de sobrevivir por el número de individuos en cada grupo de edad para poder obtener el número de años de vida total para cada grupo de edad. Para obtener las ganancias totales, se sumaron las diferencias entre las dos curvas. En la **Tabla 6.3** se presentan los resultados en años de vida ganados para ambos escenarios considerados.

Tabla 6.3. Beneficios para la salud expresados en forma de años de vida ganados a causa de una reducción de la media anual de PM₁₀ en el área metropolitana de Barcelona.

Efecto	Unidad	Edad	Beneficios para la salud (IC del 95%)	
			Reducción media anual de PM ₁₀ hasta 20 µg/m ³	Reducción media anual de PM ₁₀ hasta 40 µg/m ³
Ganancia en años de vida (LY)	años	≥30	22.100 (13.700-30.700)	8.200 (4.900-11.500)

Dado que estábamos interesados en beneficios anuales, derivamos los años de vida ganados por año siguiendo un cambio en el índice de mortalidad debido a una reducción en la contaminación atmosférica (primer año de reducción). Sin embargo, cabe destacar que aunque las tasas de mortalidad devuelvan a los niveles de base los años siguientes, las ganancias continuarían aumentando en un futuro próximo. Por lo tanto, el total de años de vida ganados sobre la vida de la cohorte es más grande que el que se presenta en la **Tabla 6.3**.

Si la contaminación atmosférica se sostuviera durante toda la vida de la cohorte, las ganancias aumentarían hasta su extinción. En la **Figura 6.2** se ejemplifica este punto. El total de los años de vida ganados por la cohorte por una reducción puntual o sostenida de la contaminación atmosférica durante su vida representaría la incorporación de la superficie debajo de cada curva. Al dividir la acumulación de años de vida ganados por la población total de la cohorte se obtiene el incremento medio de la esperanza de vida para la cohorte producido por esta reducción de la contaminación atmosférica.

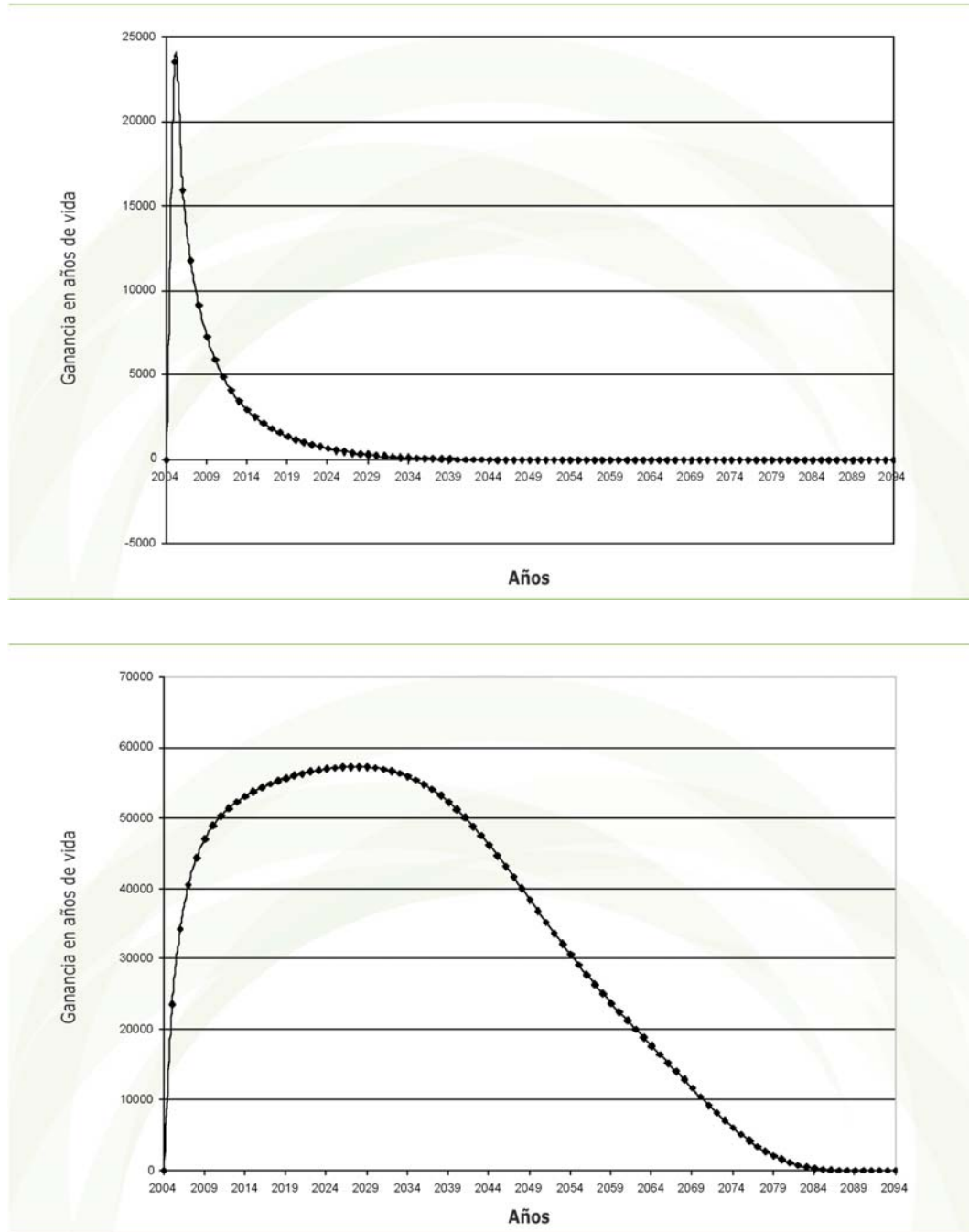


Figura 6.2. Ganancia en años de vida por una reducción puntual (arriba) y una reducción sostenida (abajo) de la contaminación atmosférica. Ambos gráficos ilustran una reducción en la tasa de mortalidad correspondiente a alcanzar los niveles estándares de la OMS aplicados a la población del área de estudio en 2004 seguida hasta su extinción.

6.4.4 Valor monetario de un año de vida

Las valoraciones monetarias basadas en años de vida utilizan "el valor de un año de vida" (VOLY, por sus siglas en inglés) como unidad monetaria. En la **Tabla 6.4** se muestra el margen de valores adoptado para el enfoque VOLY en el CAFE-CBA. Estos valores fueron propuestos por ExterneE [20] y desarrollados basándose en información empírica reciente derivada de unas evaluaciones contingentes en diferentes áreas de toda Europa. De igual modo que para el enfoque VSL, se han calculado unos costes empleando el valor medio del precio de mercado de 2006 del margen mostrado en la tabla que corresponde a la mediana (valor bajo) y a la media (valor alto).

Tabla 6.4. Valores para monetizar los efectos de la reducción de la contaminación atmosférica en términos de ganancia en años de vida

Valor monetario	Margen en euros (según se ha publicado)	Margen en euros (2006 precio/año)*
VOLY	52.000 € - 120.000 €	54.000 €- 125.000 €

*Incremento anual medio del producto interior bruto en España el año 2006: 3,9% (Fuente: Eurostat)

6.4.5 Valoración monetaria utilizando años de vida

La **Tabla 6.5** muestra los resultados para los beneficios monetizados obtenidos de las ganancias en años de vida. Como en el enfoque VSL, se presentan las estimaciones con un intervalo de confianza del 95% obtenido utilizando los valores monetarios medios aplicados al intervalo de confianza de las ganancias en años de vida.

Para el escenario que contempla una reducción media anual de los niveles de PM₁₀ hasta 20 µg/m³, los resultados muestran que los costes totales agregados estimados se situarían entre 1.200 y 2.700 millones de euros (2.000 millones de euros de promedio). Los resultados para la mortalidad, utilizando muertes atribuibles son, por término medio, unas 2,6 veces más elevados que los basados en este enfoque VOLY.

Sumando a las estimaciones VOLY las estimaciones por costes de morbilidad, los beneficios totales que se consiguen son de 3.000 millones de euros (IC del 95%: 1.300-4.400), cosa que representa cerca de los 740 euros por cápita (IC del 95%: 330-1.100). En este caso, los resultados totales de casos atribuibles fueron, por término medio, dos veces más elevados que los basados en este enfoque VOLY. Sin embargo, debido al peso reducido de la mortalidad según este enfoque, la BC contribuye en un 30% en la estimación total, en lugar de una contribución de un 15%, según el enfoque VSL.

Como antes, si se considera una reducción media anual de los niveles de PM₁₀ hasta 40 µg/m³, los beneficios serían de aproximadamente un tercio de los presentados anteriormente.

Tabla 6.5. Beneficios anuales monetizados para los beneficios para la salud de la reducción de la contaminación en el área metropolitana de Barcelona (enfoque VSL)

Beneficios para la salud	Reducción media anual de PM ₁₀ hasta 20 µg/m ³			Reducción media anual de PM ₁₀ hasta 40 µg/m ³		
	Beneficios para la salud (IC del 95%)	Beneficios monetizados por año		Beneficios para la salud (IC del 95%)	Beneficios monetizados por año	
Mortalidad						
Ganancia en años de vida	22.100 (13.700-30.700)	2.000 (1.200-2.700)	Mill. Euros	8.200 (4.900-11.500)	730 (440-1.000)	Mill. Euros
Morbilidad						
Ingresos hospitalarios	1.800 (950-2.600)	3,7 (2,0-5,4)	Mill. Euros	600 (320-890)	1,3 (0,7-1,8)	Mill. Euros
Bronquitis crónica en adultos	5.100 (550-8.500)	970 (100-1600)	Mill. Euros	1.900 (190-3.400)	360 (40-700)	Mill. Euros
Síntomas totales	54.000 (27.400-75.700)	2,1 (1,1-3,0)	Mill. Euros	18.700 (9.300-26.800)	0,7 (0,4-1,1)	Mill. Euros
Beneficios monetizados totales	Total (enfoque VOLY)	3.000 (1.300-4.400)	Mill. Euros	Total (enfoque VOLY)	1.100 (480-1.700)	Mill. Euros
	Beneficios anuales por cápita	740 (330-1.100)	Euros	Beneficios anuales por capita ¹	270 (120-420)	Euros

Notas:

Mill. Millones

1. Calculado para la población del área de estudio de 4 millones de habitantes

6.4.6 Otras consideraciones

Como se ha comentado anteriormente, con respecto al concepto de mortalidad, las evaluaciones monetarias basadas en los años de vida ganados en lugar de las basadas en "las muertes atribuibles" podrían ser conceptualmente más adecuadas, especialmente a largo plazo. A pesar de ello, cabe recordar que una reducción de la contaminación atmosférica disminuiría el riesgo de muerte y, por lo tanto, inicialmente podría disminuir el número absoluto de muertes en una población. De hecho, esto por ejemplo se ha observado en Dublín tras la prohibición de utilizar carbón y en el valle de Utah (EE.UU.), donde se cerró un molino metálico durante un año. El molino era la fuente más importante de contaminación atmosférica de la zona, por lo que la contaminación disminuyó durante el año posterior al cierre y volvió a aumentar después. La mortalidad y morbilidad siguieron el mismo patrón.

En este apartado se ha ejemplificado un caso sencillo; se han calculado las ganancias en años de vida y en costes, basándonos en una única cohorte, del impacto que comporta una reducción de la contaminación durante un año en las tasas de mortalidad.

La obtención de los beneficios para periodos de tiempo más largos debería tener en cuenta suposiciones más complejas. Por ejemplo, si la contaminación atmosférica se reduce de forma sostenida, las cohortes futuras que nacerían también se beneficiarían de esta mejora. Así pues, el escenario de una extinción de la cohorte no es realista. Asimismo, todos los conceptos asumen que, a parte de la contaminación atmosférica, todos los otros factores determinantes de riesgo

de las cohortes, incluyendo las susceptibilidades, seguirían siendo similares a los de las cohortes actuales.

Otra cuestión importante cuando se trabaja con años de vida es la ponderación. Por ejemplo, se ha sugerido que el valor de un año de vida no debería tener el mismo peso si se trata de una persona joven o de una persona de edad avanzada. Este tema ha originado una gran controversia, porque los resultados de algunas encuestas parecen demostrar que los individuos de edad avanzada valoran la vida tanto como las personas jóvenes [20, 62]. Ajustar los años de vida para poder tener en cuenta la percepción de la calidad de vida, que podría cambiar en el proceso de envejecimiento (años de vida ajustados por calidad o QALY, por sus siglas en inglés), podría también ser relevante en este tipo de evaluación y tener un impacto considerable en el número de años de vida ganados cuando se proyectan en el futuro. En [69] aparece una descripción más detallada de estas y otras cuestiones relacionadas con la ponderación de los años de vida.

Finalmente, una cuestión importante que todavía no se ha considerado en las tablas de vida, a pesar de que podría ser importante a la hora de calcular los beneficios en términos de morbilidad y mortalidad tras una reducción de la contaminación atmosférica, es el rol del incremento de la morbilidad como resultado del retraso de la muerte. Sin embargo, cabe resaltar que el retraso de la muerte debido a una reducción de la contaminación atmosférica se debe a una reducción del número de patologías agudas y crónicas, por lo que el incremento de la esperanza de vida no implica necesariamente más años vividos con enfermedades a edades más avanzadas. Como se ha sugerido en esta evaluación monetaria, después de la muerte, la BC es una fuente importante de coste social. Entender la relación entre los cambios en la incidencia de la BC y los cambios en el riesgo de mortalidad resultaría muy útil en futuras HIA económicas. Por consiguiente, sería necesario desarrollar metodologías en esta área.

A pesar de que quedan muchas cuestiones abiertas sobre la interpretación de los beneficios a largo plazo para la salud pública de una reducción de la contaminación atmosférica y sobre la integración de poblaciones futuras en las estimaciones económicas actuales, cabe resaltar que se espera que la reducción de la contaminación atmosférica de lugar a un incremento de la esperanza de vida gracias a una reducción de la morbilidad y de la mortalidad. Por lo tanto, también es necesario continuar con la discusión de estos beneficios en el incremento normal de la esperanza de vida observado en muchas sociedades de cualquier parte del mundo.

7. Conclusiones generales

La calidad del aire en el área metropolitana de Barcelona, concretamente con respecto a los niveles de PM y de NO₂, es bastante mala y la tendencia de los últimos años tampoco indica mejoras, sino un empeoramiento de la situación. Según la investigación que se ha llevado a cabo en España y en otras áreas, y de acuerdo con otras valoraciones de diversos paneles de expertos internacionales, incluida la OMS, puede concluirse que los niveles actuales de contaminación atmosférica en Barcelona y sus cercanías son peligrosos para la salud. Este estudio ha puesto de manifiesto que la salud pública podría beneficiarse en términos de morbilidad, mortalidad y esperanza de vida si los niveles se redujeran hasta los recomendados y establecidos por la OMS con el fin de proteger la salud pública; dichos niveles ya se han implantado en muchos países de Europa. Pese a una probable subestimación de los beneficios totales, este estudio ha puesto de manifiesto que, gracias a esta reducción, cada año se podrían llegar a evitar:

- 3.500 muertes prematuras (aproximadamente el 12% de todas las muertes naturales entre personas mayores de 30 años), lo cual representaría un aumento de la esperanza de vida de casi 14 meses;
- 1.800 ingresos hospitalarios por causas cardiorrespiratorias;
- 5.100 casos de síntomas de bronquitis crónica en adultos;
- 31.100 casos de bronquitis aguda en niños; y
- 54.000 crisis asmáticas anuales en niños y adultos.

El área metropolitana de Barcelona es una de las pocas áreas urbanas de Europa donde todavía se superan los valores límites establecidos por la UE, menos estrictos que las recomendaciones de la OMS. En esta evaluación se observa que ya podría conseguirse **un tercio** de los beneficios mencionados anteriormente si la contaminación atmosférica se redujera hasta los niveles de la UE.

Aunque continúa habiendo controversias sobre los enfoques apropiados para obtener valoraciones económicas, se calcula que los beneficios económicos obtenidos serían amplios, independientemente de los enfoques alternativos considerados. Según este estudio, se espera que los beneficios económicos que se conseguirían con una reducción de la contaminación atmosférica a los niveles recomendados por la OMS serían de entre 700 y 1.600 euros por persona y año, o un total de entre 3.000 y 6.400 millones de euros.

Los efectos adversos en la salud y los costes económicos de la contaminación atmosférica no están distribuidos de forma equitativa. Factores como el nivel socioeconómico, la edad y la predisposición médica aumentan el riesgo de padecer los efectos nocivos que provoca la contaminación atmosférica en la salud. La exposición a la contaminación debida al tráfico, principal causante de la escasa calidad del aire del área metropolitana de Barcelona, también constituye uno de estos factores de riesgo. La estructura urbana de esta zona, donde la gente acostumbra a vivir muy cerca de calles ajetreadas y con concentraciones de contaminación especialmente elevadas, sugiere que un porcentaje elevado de los problemas para la salud se debe al tráfico. Haría falta llevar a cabo una evaluación más profunda para planificar esta distribución socioeconómica, puesto que podría proporcionar información muy valiosa a los encargados de elaborar políticas sobre el tema con objeto de replantearse el actual desarrollo urbano de la zona.

En el futuro, y a medida que la población aumente y el tráfico se intensifique en el área metropolitana de Barcelona, el impacto y el coste de la contaminación atmosférica para las personas y la sociedad, en general, serán cada vez más graves si no se toman las medidas adecuadas en la mayor brevedad posible. Los beneficios de estas acciones son grandes y, a medida que la calidad del aire mejore, se podrán notar inmediatamente y a largo plazo.

Las autoridades locales del área metropolitana de Barcelona han desarrollado un plan de mitigación para reducir los niveles de contaminación atmosférica hasta lo

establecido por la UE. Se trata de un primer paso muy importante para reducir el impacto de la contaminación atmosférica en la salud de los habitantes de la zona. Sin embargo, como que un porcentaje importante de personas queda expuesto a niveles por debajo de los límites mencionados, el hecho de identificar e implementar estrategias de mitigación que, en última instancia, permitan alcanzar los niveles propuestos por la OMS resulta realmente importante, así como produciría beneficios adicionales importantes para los habitantes del área metropolitana de Barcelona.

8. Bibliografía

- [1] Pope, C.A., 3rd and D.W. Dockery, *Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect*. J Air Waste Manag Assoc, 2006. **56**(6): p. 709-42.
- [2] Sunyer, J., et al., *Air pollution and mortality in Barcelona*. J Epidemiol Community Health, 1996. **50 Suppl 1**: p. s76-80.
- [3] Sunyer, J. and X. Basagana, *Particles, and not gases, are associated with the risk of death in patients with chronic obstructive pulmonary disease*. Int J Epidemiol, 2001. **30**(5): p. 1138-40.
- [4] Krewski, D., et al., *Mortality and long-term exposure to ambient air pollution: ongoing analyses based on the American Cancer Society cohort*. J Toxicol Environ Health A, 2005. **68**(13-14): p. 1093-109.
- [5] McConnell, R., et al., *Traffic, susceptibility, and childhood asthma*. Environ Health Perspect, 2006. **114**(5): p. 766-72.
- [6] Gauderman, W.J., et al., *Effect of exposure to traffic on lung development from 10 to 18 years of age: a cohort study*. Lancet, 2007. **369**(9561): p. 571-7.
- [7] Nel, A., *Atmosphere. Air pollution-related illness: effects of particles*. Science, 2005. **308**(5723): p. 804-6.
- [8] Departament de Medi Ambient i Habitatge. Govern de Catalunya (Spain). Available at: [<http://mediambient.gencat.net>].
- [9] WHO (World Health Organization). *WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Global update 2005. Summary of risk assessment*. WHO/SDE/PHE/OEH/06.02. 2006.
- [10] Sunyer, J., et al., *Patients with chronic obstructive pulmonary disease are at increased risk of death associated with urban particle air pollution: a case-crossover analysis*. Am J Epidemiol, 2000. **151**(1): p. 50-6.
- [11] Querol, X., et al., *PM₁₀ and PM_{2.5} source apportionment in the Barcelona Metropolitan Area, Catalonia, Spain*. Atmospheric Environment, 2001. **35**: p. 6407-6419.
- [12] Querol, X., et al., *Speciation and origin of PM₁₀ and PM_{2.5} in Spain*. Journal of Aerosol Science, 2004. **35**(9): p. 1151-1172.
- [13] Querol, X., et al., *Spatial and temporal variations in airborne particulate matter (PM₁₀ and PM_{2.5}) across Spain 1999-2005*. Atmospheric Environment, doi:10.1016/j.atmosenv.2006.10.071, 2007.
- [14] NRC (National Research Council). *US National academy of science committee Estimating the Health-Risk-Reduction Benefits of Proposed Air Pollution Regulations*. ISBN-10: 0-309-08609-4. 2002.
- [15] Kunzli, N., et al., *Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment*. Lancet, 2000. **356**(9232): p. 795-801.
- [16] Medina, S. and E. Boldo, *and contributing members of the APHEIS group. APHEIS: Health Impact assessment of Air Pollution Communication Strategy. Third year report*. Available at: [<http://www.apheis.net>]. ISBN: 2-11-094838-6. 2005.
- [17] Medina, S., et al., *Apheis: public health impact of PM₁₀ in 19 European cities*. J Epidemiol Community Health, 2004. **58**(10): p. 831-6.
- [18] Boldo, E., et al., *Apheis: Health impact assessment of long-term exposure to PM_{2.5} in 23 European cities*. Eur J Epidemiol, 2006. **21**(6): p. 449-58.
- [19] ENHIS (European Network of Health Information System). *WP5: Health impact assessment. ENHIS-1 final report and city report*. Available at: [<http://www.apheis.net>]. 2006.
- [20] CAFE (Clean Air For Europe). *Commission staff working paper. The communication on Thematic on air pollution and the directive on "Ambient air quality and cleaner air for Europe. Impact assessment. COM(2005)446 final*. Available at: [<http://ec.europa.eu/environment/air/cafe/index.htm>]. 2005.
- [21] WHO (World Health Organization). *Country profiles of Environmental Burden of Disease*. Available at: www.who.org. 2007.
- [22] Ostro, B. and L. Chestnut, *Assessing the health benefits of reducing particulate matter air pollution in the United States*. Environ Res, 1998. **76**(2): p. 94-106.
- [23] NRC (National Research Council). *Risk assessment in the federal government: Managing the process*. National Academies Press. Washington, DC. 1983.
- [24] Departament de Medi Ambient i Habitatge. Govern de Catalunya (Spain). *Pla d'actuació associat a la declaració de les zones de protecció especial de l'ambient atmosfèric pels contaminants diòxid de nitrogen i partícules en suspensió*. Internal report, 2007.
- [25] WHO (World Health Organization). *Health Aspects of Air Pollution. Results from the WHO project "Systematic review of health aspects of air pollution in Europe"*. Report E083080. June. 2004.
- [26] Abbey, D.E., et al., *Long-term ambient concentrations of total suspended particulates, ozone, and sulfur dioxide and respiratory symptoms in a nonsmoking population*. Arch Environ Health, 1993. **48**(1): p. 33-46.

- [27] WHO (World Health Organization). *Meta-analysis of time-series studies and panel studies of Particulate Matter (PM) and ozone (O3)*. EUR/04/5042688. 2004.
- [28] Lacasana, M., A. Esplugues, and F. Ballester, *Exposure to ambient air pollution and prenatal and early childhood health effects*. Eur J Epidemiol, 2005. **20**(2): p. 183-99.
- [29] Ward, D.J. and J.G. Ayres, *Particulate air pollution and panel studies in children: a systematic review*. Occup Environ Med, 2004. **61**(4): p. e13.
- [30] Le Tertre, A., et al., *Short-term effects of particulate air pollution on cardiovascular diseases in eight European cities*. J Epidemiol Community Health, 2002. **56**(10): p. 773-9.
- [31] Katsouyanni, K., et al., *Short-term effects of air pollution on health: a European approach using epidemiological time-series data. The APHEA project: background, objectives, design*. Eur Respir J, 1995. **8**(6): p. 1030-8.
- [32] Katsouyanni, K., et al., *Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA2 project*. Epidemiology, 2001. **12**(5): p. 521-31.
- [33] Pope, A., M. Thun, and M. Namboodiri, *Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S adults*. Am J Respir Crit Care Med. **151**:669-74. 1995.
- [34] Dockery, D.W., et al., *An association between air pollution and mortality in six U.S. cities*. N Engl J Med, 1993. **329**(24): p. 1753-9.
- [35] Krewski, D., B. RT, and G. MS, *Re-analysis of the Harvard Six-cities study and the american Cancer Society study of air pollution and mortality*. Cambridge, MA: Health Effects Institute. 2000.
- [36] Pope, C.A., 3rd, et al., *Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution*. Jama, 2002. **287**(9): p. 1132-41.
- [37] Hoek, G., et al., *Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study*. Lancet, 2002. **360**(9341): p. 1203-9.
- [38] Nafstad, P., et al., *Urban air pollution and mortality in a cohort of Norwegian men*. Environ Health Perspect, 2004. **112**(5): p. 610-5.
- [39] Filleul, L., et al., *Twenty five year mortality and air pollution: results from the French PAARC survey*. Occup Environ Med, 2005. **62**(7): p. 453-60.
- [40] Gehring, U., et al., *Long-term exposure to ambient air pollution and cardiopulmonary mortality in women*. Epidemiology, 2006. **17**(5): p. 545-51.
- [41] Naess, O., et al., *Relation between concentration of air pollution and cause-specific mortality: four-year exposures to nitrogen dioxide and particulate matter pollutants in 470 neighborhoods in Oslo, Norway*. Am J Epidemiol, 2007. **165**(4): p. 435-43.
- [42] Miller, B.G. and J.F. Hurley, *Life table methods for quantitative impact assessments in chronic mortality*. J Epidemiol Community Health, 2003. **57**(3): p. 200-6.
- [43] Abbey, D.E., et al., *Estimated long-term ambient concentrations of PM10 and development of respiratory symptoms in a nonsmoking population*. Arch Environ Health, 1995. **50**(2): p. 139-52.
- [44] Dockery, D.W., et al., *Effects of inhalable particles on respiratory health of children*. Am Rev Respir Dis, 1989. **139**(3): p. 587-94.
- [45] Dockery, D.W., et al., *Health effects of acid aerosols on North American children: respiratory symptoms*. Environ Health Perspect, 1996. **104**(5): p. 500-5.
- [46] Braun-Fahrlander, C., et al., *Respiratory health and long-term exposure to air pollutants in Swiss schoolchildren. SCARPOL Team. Swiss Study on Childhood Allergy and Respiratory Symptoms with Respect to Air Pollution, Climate and Pollen*. Am J Respir Crit Care Med, 1997. **155**(3): p. 1042-9.
- [47] Dusseldorp, A., et al., *Associations of PM10 and airborne iron with respiratory health of adults living near a steel factory*. Am J Respir Crit Care Med, 1995. **152**(6 Pt 1): p. 1932-9.
- [48] Hiltermann, T.J., et al., *Asthma severity and susceptibility to air pollution*. Eur Respir J, 1998. **11**(3): p. 686-93.
- [49] Neukirch, F., et al., *Short-term effects of low-level winter pollution on respiratory health of asthmatic adults*. Arch Environ Health, 1998. **53**(5): p. 320-8.
- [50] Zhang, J. and K.F. Yu, *What's the Relative Risk?: A Method of Correcting the Odds Ratio in Cohort Studies of Common Outcomes*. JAMA, 1998. **280**(19): p. 1690-1691.
- [51] Heller, R.F., et al., *Impact numbers: measures of risk factor impact on the whole population from case-control and cohort studies*. J Epidemiol Community Health, 2002. **56**(8): p. 606-10.
- [52] Ostro, b., *Estimating the Health Effects of Air Pollutants: A Method with an Application to Jakarta*. World Bank Policy Research Working Paper 1301. Washington, D.C. 1994.
- [53] Idescat (Institut d'estadística de Catalunya). Available at [<http://www.idescat.net>].
- [54] Miller, K.A., et al., *Long-term exposure to air pollution and incidence of cardiovascular events in women*. N Engl J Med, 2007. **356**(5): p. 447-58.

- [55] Jerrett, M., et al., *Spatial analysis of air pollution and mortality in Los Angeles*. Epidemiology, 2005. **16**(6): p. 727-36.
- [56] EPA (Environmental Protection Agency). *Regulatory Impact Analysis. 2006 National Ambient Air Quality Standards for Particle Pollution*. Available at [<http://www.epa.gov/ttn/ecas/ria.html>]. 2006.
- [57] Zemp, E., et al., *Long-term ambient air pollution and respiratory symptoms in adults (SAPALDIA study)*. The SAPALDIA Team. Am J Respir Crit Care Med, 1999. **159**(4 Pt 1): p. 1257-66.
- [58] Schikowski, T., et al., *Long-term air pollution exposure and living close to busy roads are associated with COPD in women*. Respir Res, 2005. **6**: p. 152.
- [59] Sunyer, J., et al., *Chronic bronchitis and urban air pollution in an international study*. Occup Environ Med, 2006. **63**(12): p. 836-43.
- [60] Heinrich, J., et al., *Improved air quality in reunified Germany and decreases in respiratory symptoms*. Epidemiology, 2002. **13**(4): p. 394-401.
- [61] Bayer-Oglesby, L., et al., *Decline of ambient air pollution levels and improved respiratory health in Swiss children*. Environ Health Perspect, 2005. **113**(11): p. 1632-7.
- [62] Hurley, F., et al., *Methodology for the cost-benefit analysis for CAFE. Vol. 2. Health Impact assessment*, Didcot, Oxon, United Kingdom, AEA Technology Environment (AEAT/ED51014/Methodology Volume 2 Issue 1); Available at: [http://europa.eu.int/comm/environment/air/cape/pdf/cba_methodology_vol2.pdf].
- [63] Viana, M., X. Querol, and A. Alastuey, *Chemical characterization of PM episodes in NE Spain*. Chemosphere, 2006. **62**(6): p. 947-56.
- [64] Querol, X., et al., *Speciation and origin of PM10 and PM2.5 in selected European cities*. Atmospheric environment 38:6547-6555, 2004.
- [65] Roemer, W., G. Hoek, and B. Brunekreef, *Effect of ambient winter air pollution on respiratory health of children with chronic respiratory symptoms*. Am Rev Respir Dis, 1993. **147**(1): p. 118-24.
- [66] Abbey, D.E., et al., *Chronic respiratory symptoms associated with estimated long-term ambient concentrations of fine particulates less than 2.5 microns in aerodynamic diameter (PM2.5) and other air pollutants*. J Expo Anal Environ Epidemiol, 1995. **5**(2): p. 137-59.
- [67] Clancy, L., et al., *Effect of air-pollution control on death rates in Dublin, Ireland: an intervention study*. Lancet, 2002. **360**(9341): p. 1210-4.
- [68] Roosli, M., et al., *Years of life lost attributable to air pollution in Switzerland: dynamic exposure-response model*. Int J Epidemiol, 2005. **34**(5): p. 1029-35.
- [69] Miller, B. and F. Hurley, *Comparing estimated risks for air pollution with risks for other health effects*. Research Consulting Services. Institute of Occupational Medicine. Research report TM/06/01. March. 2006.
- [70] Mudu, P., et al., *Transport, energy and health*. Bettina Menne, Anil Markandya, Michael Joffe (eds): *Energy, Sustainable Development and Health*. Health and Global Environmental Change Series no. 3, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen. In press. 2007.
- [71] EPA (Environmental Protection Agency), *Clean Air Interstate Rule: Regulatory Impact Analysis*. March, Washington DC. 2005.
- [72] Hall, J.V., V. Brajer, and F.W. Lurmann, *The health and related economic benefits of attaining healthful air in the San Joaquin Valley*. California State Fullerton, Institut for Economic and environmental Studies. Report. March. 2006.

Última versión: Enero 2008. Traducido del informe en inglés "The public health benefits of reducing air pollution in the Barcelona metropolitan area", Nino Künzli and Laura Perez, Septiembre 2007.



centre de recerca
en epidemiologia
ambiental

Doctor Aiguader, 88
E-08003 Barcelona
Tel +34 93 316 04 00
Fax +34 93 316 06 35

www.creal.cat



Generalitat de Catalunya



UNIVERSITAT
POMPEU FABRA

C S B Consorci Sanitari de Barcelona



IMAS
Institut Municipal
d'Assistència Sanitària