



UNIVERSIDADE DA CORUÑA

Facultad de Economía y Empresa

Trabajo de  
fin de grado

**Contaminación  
atmosférica e ictus:  
una aproximación a  
la relación y a la  
estimación de  
costes económicos**

Sabela Siaba Casais

Tutor: Bruno Casal Rodríguez

**Grado en Economía**

**Año 2021**

# Resumen

La contaminación del aire y en concreto la contaminación por material particulado ( $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$ ) constituye un riesgo emergente para la salud humana. En este trabajo se aproxima la relación entre los contaminantes  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  y las tasas de fallecidos y hospitalizados por ictus en España para el año 2018, así como la consecuente estimación del coste económico de hospitalizaciones y muertes prematuras. Usando datos a nivel provincial sobre el total de fallecimientos y hospitalizaciones por ictus, variables socioeconómicas como el PIB per cápita, la edad media de la población y el número de médicos como proxy del sistema sanitario, se ha construido un modelo de regresión para fundamentar la asociación entre variables. Para la estimación del coste económico se ha procedido con el método basado en el Valor de la Vida Estadística. Los resultados evidencian una relación directa entre el material particulado y el ictus, dejando un coste económico de más de 5 mil millones de euros, lo que supone el 0,55% del PIB de nuestro país. Como posible solución, entre las principales políticas públicas que se pueden articular, los gobiernos podrían apostar por la vía de los mercados de cupos de contaminantes o incluso optar por impuestos pigouvianos a través de políticas fiscales que penalicen las principales fuentes de emisión de  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$ .

*Palabras clave:* Contaminación del aire, material particulado, ictus, Valor de la Vida Estadística, mortalidad prematura, carga económica.

*Número de palabras:* 14.952

# Abstract

Air pollution and in specific pollution by particulate matter ( $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$ ) constitutes an emerging risk for human health. This project aims to approximate the relationship between the pollutants  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$  and the rates of deaths and hospitalizations due to stroke in Spain in 2018, as well as the consequent estimation of the economic cost of hospitalizations and premature deaths. Using data by provincial level of the total number of deaths and hospitalizations due to stroke, socioeconomic variables such as GDP per capita, the average age of the population and the number of physicians as a proxy of the health system, a regression model has been built to support the association between variables. To estimate the economic cost, we have proceeded with the method based on the Value of a Statistical Life. The results show a direct relationship between particulate matter and stroke, leaving an economic cost of more than 5 billion euros, which is 0,55% of our country's GDP. As a possible solution to the problem, among the main public policies that can be articulated, governments could opt for pollutant quota markets or even opt for pigouvian taxes through fiscal policies that penalize the main sources of  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$  emissions.

*Keywords:* Air pollution, particulate matter, stroke, Value of a Statistical Life, premature mortality, economic burden.

*Number of words:* 14.952

# Índice

<b>Introducción .....</b>	<b>7</b>
<b>1. La contaminación del aire como una externalidad .....</b>	<b>9</b>
1.1 Contaminación del aire y sus componentes .....	9
1.2 Los costes de la contaminación del aire.....	10
<b>2. Revisión de la literatura .....</b>	<b>13</b>
2.1 Efectos de la contaminación del aire sobre la salud .....	13
2.2 El coste económico de la contaminación del aire .....	18
<b>3. Evolución de la calidad del aire y de los fallecimientos y hospitalizaciones por ictus en España.....</b>	<b>20</b>
3.1 Calidad del aire en España y marco legislativo .....	20
3.2 Evolución del ictus en España .....	26
<b>4. Datos y metodología.....</b>	<b>38</b>
4.1 Datos .....	38
4.2 Métodos.....	40
<b>5. Resultados .....</b>	<b>48</b>
5.1 Resultados econométricos: relación entre contaminación e ictus .....	48
5.2 Estimación del coste económico de la contaminación .....	52
<b>6. Conclusiones y recomendaciones.....</b>	<b>56</b>
<b>Bibliografía .....</b>	<b>60</b>

# Índice de figuras

Figura 1. Diferencias entre valores límite UE y directrices OMS.....	23
Figura 2. Resumen superaciones por contaminante en España, 2018 (Valores Límite). .....	25
Figura 3. Resumen superaciones por contaminante en España, 2018 (Valores Objetivo). .....	25
Figura 4. Evolución de fallecimientos por ictus en España, 1980-2018.....	28
Figura 5. Evolución de fallecimientos por ictus según sexo en España, 1980-2018....	29
Figura 6. Fallecimientos por ictus según provincias españolas, 1980 y 2018.....	31
Figura 7. Diagrama de dispersión. Asociación entre Índice de envejecimiento y ratio de fallecidos por ictus. ....	32
Figura 8. Evolución de hospitalizaciones por ictus en España, 1997-2018. ....	33
Figura 9. Evolución de hospitalizaciones por ictus según sexo en España, 1997-2018. .....	34
Figura 10. Hospitalizaciones por ictus según provincias españolas, 2018. ....	36
Figura 11. Diagrama de dispersión. Asociación entre Índice de envejecimiento y ratio de hospitalizaciones por ictus.....	37
Figura 12. Curva de indiferencia sobre la probabilidad de vivir (1-r) y consumo (y). ...	44

# Índice de tablas

Tabla 1. Resumen métodos de valoración de la vida humana.....	12
Tabla 2. Resumen estudios sobre los efectos de la contaminación del aire en la salud. .....	15
Tabla 3. Revisión estudios que estiman el coste económico de la contaminación del aire.....	18
Tabla 4. Resumen normativas europeas y españolas relativas a la Calidad del Aire..	21
Tabla 5. Valores contaminantes máximos legalmente permitidos en España, 2018. ...	22
Tabla 6. Fallecimientos por ictus según edad en España, 1980 y 2018. ....	30
Tabla 7. Hospitalizaciones por ictus según edad en España, 1997 y 2015. ....	35
Tabla 8. Estadísticos descriptivos de la muestra, 2018. ....	48
Tabla 9. Resultados regresión econométrica (MCO). ....	50
Tabla 10. Contrastes validación modelo econométrico.....	52
Tabla 11. Muertes y coste económico por ictus atribuibles a la contaminación atmosférica en España, 2018.....	53
Tabla 12. Hospitalizaciones y coste económico por ictus atribuibles a la contaminación atmosférica en España, 2018.....	54
Tabla 13. Coste medio por paciente hospitalizado por ictus en España, 2018.....	55
Tabla 14. Resumen resultados del estudio. ....	55

# Introducción

El aire, el agua y la comida son en este orden los requisitos metabólicos indispensables para la vida humana. Una disminución en la calidad o cantidad de cualquiera de ellos supone un riesgo y una amenaza para la salud de las personas.

Desde hace varios años y debido a la globalización de la producción industrial y a las ingentes cantidades de energía necesarias para su desarrollo, la contaminación del aire ha ido creciendo en todo el mundo hasta niveles muy preocupantes, con cada vez más estudios que respaldan sus efectos nocivos en la salud humana.

Según defiende la Organización Mundial de la Salud (OMS), hoy en día la contaminación del aire es considerada como el riesgo ambiental más grave para la salud. Se estima que el aire contaminado fue el responsable de más de seis millones de muertes en todo el mundo en el año 2016, lo que supone el doble de fallecimientos de los que ocasionan la malaria y la tuberculosis juntas (Prüss-Üstün et al., 2016).

Es evidente que la contaminación del aire constituye un gran problema cuyos costes deben ser estimados para poder conocer la magnitud real del asunto y los recursos que estarían disponibles para la sociedad en caso de poder mitigar dicha externalidad negativa. Este trabajo tiene como propósito estudiar la relación entre el material particulado e ictus, así como el cálculo del coste económico tanto por fallecimientos como hospitalizaciones que hayan sido causados por dicho contaminante en España para el año 2018. Se ha escogido dicha enfermedad por dos motivos, por ser la enfermedad que más se relaciona con la contaminación del aire y por ser la enfermedad que más muertes ocasiona en España en mujeres y la segunda en hombres. Por su parte, se ha elegido como contaminante a analizar el material particulado por ser el más mortal y común en el aire ambiente.

Con este trabajo se pretende reforzar el argumento para prestar mayor atención a la contaminación y que los policymakers actúen con ambición en la reducción de esta. Los costes de la contaminación para la sociedad son muy numerosos y una contabilización completa de dichos costes escapa al alcance de este trabajo. No obstante, se ha pretendido dar una visión global de lo que puede suponer dicho coste total con una extensa revisión de literatura que se desarrollará en el epígrafe 2. Hay que destacar que los costes de la contaminación van más allá de las muertes prematuras que ocasione ya que también puede influir en la morbilidad, aunque con sólo el número de muertes que ocasiona ya constituye un argumento más que convincente para reducirla. Cuantificar y monetizar dichos costes junto con posteriores evaluaciones de políticas públicas puede ayudar a los policymakers en sus tomas de decisiones y en cómo poder asignar sus recursos escasos de una mejor forma para aumentar la calidad de vida de los ciudadanos.

En el epígrafe 1 se analizará la contaminación atmosférica como una externalidad y los diferentes costes que supone. En el epígrafe 2 se abordará una extensa revisión de la literatura donde se estudiarán los impactos que la contaminación del aire tiene sobre la salud, así como la cuantificación de su coste en términos económicos. En el epígrafe 3 se realizará un análisis descriptivo de la evolución del ictus en España, desde el año 1980 hasta 2018 en base a los fallecimientos y hospitalizaciones del periodo. El modelo empírico de este trabajo se desarrolla en el epígrafe 4, en donde se explican los datos que se emplean y qué métodos econométricos y de estimación de coste se utilizan. El epígrafe 5 muestra los resultados obtenidos y, por último, en el epígrafe 6 se desarrollan las principales conclusiones alcanzadas con este trabajo y una serie de recomendaciones de política pública como posible solución al problema.



# 1. La contaminación del aire como una externalidad

## 1.1 Contaminación del aire y sus componentes

La atmósfera de La Tierra está compuesta principalmente por nitrógeno ( $N_2$ ) en un 78%, y por oxígeno ( $O_2$ ) en un 21%. Dicha atmósfera, puede ser contaminada con gases, líquidos o sólidos ya provengan de origen natural (emisiones de plantas, biomasa del océano, gas volcánico o arena desértica en suspensión) o producidos por la actividad humana (tráfico de vehículos, combustión de minerales energéticos, industria...). Los principales contaminantes son:

a. Material particulado ( $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$ )

El material particulado o PM consiste en partículas sólidas/líquidas que se encuentran en suspensión en el aire ambiente y son invisibles al ojo humano, pudiendo tener un diámetro inferior a  $10\mu$  ( $PM_{10}$ ) o inferior a  $2.5\mu$  ( $PM_{2.5}$ ) (WHO Regional Office for Europe, 2013). Afecta a más personas que cualquier otro contaminante pudiendo incluso llegar a penetrar en el tracto respiratorio (Deng X. et al., 2013).

La composición química de este contaminante recoge desde la sal marina hasta sulfatos y otros iones inorgánicos (como el sodio, calcio o magnesio) y metales pesados. También se compone de agentes biológicos como microbios o alérgenos (pólenes) (WHO Regional Office for Europe, 2013). Estas partículas contaminantes pueden ser producidas por el transporte, la industria o la agricultura, y debido a su poco peso también pueden ser transportadas de un país a otro por las corrientes de aire.

b. Dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>)

El dióxido de azufre es un gas tóxico incoloro originado por el consumo de combustible que contiene azufre, como el carbón o el petróleo. También puede ser emitido a la atmósfera naturalmente a través de la descomposición orgánica o gases volcánicos. Dicho contaminante reacciona con el agua del aire y forma ácido sulfúrico, componente del conocido fenómeno de la lluvia ácida.

c. Óxidos nítricos (NO y NO<sub>2</sub>)

Los óxidos nítricos son el óxido nítrico (NO) y el dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>), los cuales se producen como resultado de la oxidación del óxido nítrico por el ozono. El NO<sub>2</sub> es un gas tóxico de color marrón rojizo y suele aparecer por la quema de combustibles fósiles en centrales eléctricas, y por los gases de escape de los vehículos a motor en ciudades.

d. Ozono (O<sub>3</sub>)

El ozono es conocido como la capa protectora de La Tierra a gran altitud que protege de las radiaciones ultravioletas del sol, sin embargo, en altitudes más bajas puede resultar muy dañino para la salud. Es un resultante de la reacción entre los óxidos nítricos y los compuestos orgánicos volátiles (como los hidrocarburos presentes en la gasolina).

## 1.2 Los costes de la contaminación del aire

Una externalidad tiene lugar cuando la actividad realizada por un individuo tiene efectos sobre terceras personas que no eligen incurrir en dicho coste externo. Un ejemplo dentro del campo medioambiental sería el de los medios de transporte como aviones o vehículos que con sus emisiones contribuyen a la contaminación del aire que los seres humanos y vegetación necesitamos para vivir. Estos impactos sobre la salud incurren en un riesgo para las personas que respiramos dicha contaminación y, por tanto, también en un coste económico.

Existen dos tipos de costes relacionados con la salud y la contaminación del aire, los costes tangibles y los intangibles. Los tangibles abarcan los costes de atención sanitaria y las pérdidas de productividad debido a las enfermedades o muertes prematuras (costes de oportunidad). Por su parte, los costes intangibles (también llamados costes de bienestar), son los relacionados con el dolor o sufrimiento causados por una enfermedad y el cuidado de otras personas hacia el enfermo. Cada vez se reconoce más que estos costes son significativos para la economía y se puede asignar un valor monetario gracias a los métodos que evalúan la preferencia individual entre la sociedad. Además, en lo que se refiere a la evaluación de los daños o costes por contaminación, estos métodos arrojan valores mucho más altos que los tangibles y suelen ser preferibles por acercarse más al coste real del problema. No obstante, ambos tipos de costes si se cuantifican monetariamente son igual de válidos y útiles para que los policymakers puedan comprender el beneficio de una posible intervención y solución del problema medioambiental.

Poder monetizar los problemas medioambientales que generan impactos negativos sobre la salud humana sirve de ayuda para poder internalizar dichos costes al contar con una cifra numérica. Por ejemplo, el establecimiento de impuestos a la emisión de ciertos contaminantes o políticas más restrictivas pueden minorar los impactos negativos de la contaminación, pero dicho tema se analizará de forma más profunda en las conclusiones de este trabajo.

#### *Métodos de valoración de la vida humana*

Hoy en día existen múltiples enfoques que permiten valorar la vida humana, la salud y las enfermedades ocasionadas por la contaminación ambiental. Como es lógico pensar, cada enfoque tiene sus propias fortalezas y debilidades, y cada uno arroja cifras diferentes ante un mismo caso, pero en este trabajo solo se empleará uno de ellos, por las justificaciones que se expondrán más adelante. Los distintos métodos para valorar la vida humana quedan resumidos en la Tabla 1.

Tabla 1. Resumen métodos de valoración de la vida humana.

		Enfoques de no mercado						
Enfoques de mercado		Preferencia revelada	Disponibilidad a pagar (WTP)	Disponibilidad a aceptar	Valor de la Vida Estadística (VSL)	Valor de un Año de Vida (VOLY)	Valor de un Año de Vida Ajustado por Calidad (QALY's)	Años de Vida Ajustados por Discapacidad (DALY's)
<b>Coste de la enfermedad (Tª del capital humano)</b>	Calcula los costes de atención sanitaria y los de oportunidad (pérdida de productividad) Se utiliza para calcular cuánto gasta la sociedad en enfermedades	Indicación de cuánto valoran las personas evitar la polución	Cuantifica y monetiza daños a la salud no de mercado/intangibles	Cantidad de dinero que está dispuesta a aceptar una persona por aumentar riesgo de su salud	Lo que pagaría la sociedad por reducir el riesgo de muerte prematura	Valora la muerte prematura por polución (coste cont./ esp. Vida restante=VOLY)	QALY= año de vida con salud "perfecta". Recoge mortalidad y morbilidad	Indica impacto relativo de enfermedades en la pérdida de años de vida saludables
	Para estimar usa factores intrínsecos y contextuales	Sus encuestas alcanzan valores promedios	No está limitado por los ingresos del encuestado	Derivado del intercambio que las personas están dispuestas a hacer entre riesgo de muerte y riqueza	Contabiliza el coste de la polución en términos de años de vida perdidos	Compara efectos potenciales de intervención vs. ninguna intervención	También conocido como "carga total de enfermedad"	
	Se centra en el comportamiento del mercado y precios	Hipotético y puede depender de ciertas variables (véase apartado propio más adelante)		A menudo derivado de preferencia declarada (ej. WTP)	Se puede calcular de diversas formas (ej. proporcional a VSL o a través de WTP)	También puede usarse para evaluar diferentes tipos de intervención	Combina nº años vividos con morbilidad y años saludables perdidos por muerte prematura	
	En estudios europeos es menos usado que el WTP	Ampliamente usado en análisis coste-beneficio aunque pueda subestimar el impacto		Solo valora mortalidad y puede depender de ciertas variables como el WTP	La esperanza de vida utilizada puede crear diferencias entre estudios	Valores específicos para cada país. No aconsejable usarlo como único método	Al interpretar resultados tener en cuenta la esp. de vida y ponderaciones asumidas	

Fuente: elaboración propia a partir de datos del informe 'What are the health costs of environmental pollution?' – Comisión Europea (2018).

## 2. Revisión de la literatura

### 2.1 Efectos de la contaminación del aire sobre la salud

Numerosos estudios han encontrado una asociación positiva entre la contaminación del aire y efectos adversos en la salud de la población. En concreto, la OMS categoriza la contaminación del aire como el mayor riesgo medioambiental para la salud en Europa, causando cerca de 400.000 muertes prematuras al año en el continente (Prüss-Üstün et al., 2016). La OMS identifica al material particulado (PM), dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>), dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>) y ozono (O<sub>3</sub>) como los contaminantes del aire más dañinos para la salud humana.

Estos mismos resultados también se alcanzaron en la Comisión sobre Contaminación y Salud de la revista médica británica *The Lancet* en el año 2018, donde todo tipo de contaminación ambiental (atmosférica, hídrica y de suelo) se le atribuye cerca de 9 millones de muertes al año, aproximadamente el 16% de todas las muertes a nivel mundial. La contaminación del aire sería la responsable de 6,5 millones de esas muertes, y una parte sustancial, 4,2 millones corresponderían a muertes derivadas de las partículas finas en suspensión o PM<sub>2.5</sub> (Landrigan et al., 2018).

El impacto de los factores de riesgo ambientales varía según el tipo de exposición. La exposición máxima a corto plazo y la exposición crónica a largo no siguen la misma dinámica y, por tanto, no tienen las mismas consecuencias. En general, las estimaciones del riesgo por exposición a largo plazo suelen ser más altas que si se trata de una exposición en un breve período de tiempo (Mark Li & Léo Mallat, 2018).

Si sólo consideramos la exposición a corto plazo, estudios epidemiológicos recientes han observado asociaciones positivas entre mortalidad diaria y aumentos de niveles

contaminantes en el corto plazo (en concreto PM). Por ejemplo, entre las concentraciones de PM y la mortalidad en seis ciudades de la costa este de Estados Unidos que fueron medidas y analizadas durante ocho años, la correlación más fuerte se dio con PM<sub>2.5</sub>: por cada aumento de 10 µg/m<sup>3</sup> durante dos días de exposición se asoció a un aumento promedio de 1,5% en la mortalidad diaria total (Hsu et al., 2017). No obstante, un estudio que analizó el mismo tipo de contaminante pero en la población de Bangkok, encontró un incremento mayor en ese índice de mortalidad atendiendo a cada enfermedad por separado, obteniendo así un 3,3% para EPOC, un 2,1% para enfermedades isquémicas del corazón, y desde un 3% hasta un 6% de mortalidad para enfermedades respiratorias (Ostro et al., 1999). Otra investigación realizada por colaboradores europeos, a partir de datos de 10 ciudades europeas del Mediterráneo y utilizando modelos de regresión de Poisson, concluyeron que con sólo seis días de exposición aumentan de manera estadísticamente significativa (2,53%) las muertes por EPOC en dicha área (Samoli et al., 2014), confirmándose así la sensibilidad de la mortalidad diaria para casi todos los contaminantes atmosféricos (Mustafic et al., 2012).

Es razonable esperar que la exposición repetida a largo plazo pueda tener mayores efectos y más persistentes que una exposición a corto. Una investigación realizada por The Lancet, analizó datos correspondientes a 22 estudios de cohortes europeos encontrando que los índices de riesgo para PM<sub>2.5</sub> permanecían significativamente altos incluso cuando sólo se incorporaban participantes expuestos a niveles inferiores al valor límite anual europeo. Esto significa que la exposición a largo plazo al material particulado, en concreto a PM<sub>2.5</sub>, está vinculado a la mortalidad por causa natural dentro de rangos de concentración de contaminantes muy por debajo de los límites medios europeos actuales (Beelen et al., 2014). Del mismo modo, un estudio de cohorte longitudinal prospectivo investigó los riesgos de mortalidad por contaminación del aire en el muy largo plazo en Inglaterra desde 1971 hasta 2009, en 367.658 miembros de la encuesta longitudinal representando un 1% del censo inglés. Asimismo, en este gran estudio nacional realizado en el 2016, contaminantes como el dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>) se asociaron con un aumento en la mortalidad décadas después a la exposición (Hansell et al., 2016). Además, la exposición prolongada a PM<sub>2.5</sub> también se ha vinculado con problemas en el desarrollo neurológico, cognitivo, envejecimiento celular (Ward-Caviness et al., 2016) y enfermedades neurodegenerativas como Parkinson (Lee et al., 2016; Ritz et al., 2016) o Alzheimer (Kilian & Kitazawa, 2018).

Si realizamos un análisis más detallado para las enfermedades cerebrovasculares, podemos encontrar estudios que muestran resultados impactantes como por ejemplo el de Prüss-Üstün et al., (2016) en donde informan que, en el año 2012, el 25% de la carga global de este tipo de enfermedad se atribuyó a la contaminación del aire ambiental.

Otros estudios han demostrado que la exposición al aire contaminado tanto a corto como a largo plazo incrementa el riesgo de sufrir infarto cerebral (Shah et al., 2015; Zhang et al., 2018) y el hecho de vivir próximo a carreteras principales de las ciudades, está también muy relacionado, como demuestran Maheswaran Ravi & Elliott Paul, (2003) en su estudio sobre la población inglesa desde 1990 a 1992 basándose en un total de 189.966 muertes por ictus. Por otro lado, Stafoggia et al., (2014) llevaron a cabo un estudio multipaís e informaron que por cada aumento de  $5\mu\text{g}/\text{m}^3$  en  $\text{PM}_{2.5}$  la incidencia de ictus en términos generales aumentaba en un 19%.

Aparte de relacionarse directamente con los accidentes cerebrovasculares, la contaminación del aire está relacionada con muchas más enfermedades, como las respiratorias, el cáncer, los problemas cardiovasculares, las enfermedades neurodegenerativas/neurocognitivas, la diabetes, las enfermedades esqueléticas e incluso la reproducción humana. En la Tabla 2, se resumen múltiples estudios que encontraron asociación positiva entre los principales contaminantes del aire y dichas enfermedades.

Tabla 2. Resumen estudios sobre los efectos de la contaminación del aire en la salud.

Autor/es	Ámbito geográfico	Año	Contaminante	Enfermedad	Principal resultado/s
Landrigan et al. (2018)	Todo el mundo	2016	$\text{PM}_{2.5}$	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Cáncer de pulmón</li> <li>• Enfermedad cardiopulmonar</li> <li>• Enfermedad respiratoria</li> </ul>	<p>Causa el 8% muertes por ese tipo de cáncer</p> <p>Causa el 5% muertes por ese tipo de cáncer</p> <p>Causa el 3% muertes por ese tipo de cáncer</p>

Caillaud et al.	Francia	2019	PM <sub>2.5</sub>	Dificultad respiratoria, problema cardiovascular, etc.	La contaminación del aire reduce la esperanza de vida de los franceses entre 6 y 8 meses.
Pope III (2002)	Estados Unidos	1998	PM <sub>2.5</sub>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Mortalidad general</li> <li>• Enfermedad cardiopulmonar</li> <li>• Cáncer de pulmón</li> </ul>	Por cada aumento de 10µg/m <sup>3</sup> : existe un 4%, 6% y 8% riesgo de morir respectivamente.
Su et al. (2019)	Taiwán	2016	PM <sub>2.5</sub>	Incidencia cáncer general	Correlación positiva muy significativa entre la incidencia del cáncer por cada aumento de 1µg/m <sup>3</sup>
Wong et al. (2016)	China	2011	PM <sub>2.5</sub>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Cáncer general</li> <li>• Cáncer tracto digestivo</li> <li>• Cáncer hígado, conducto biliar, vesícula, páncreas</li> <li>• Cáncer de pecho</li> </ul>	<p>Por cada 10µg/m<sup>3</sup> de mayor exposición, el riesgo de morir por cualquier cáncer aumentaba en un: 22% (general)</p> <p>42% (tracto digestivo)</p> <p>35% (hígado, etc.)</p> <p>80% (pecho)</p>
Bourdrel et al.	Multipaíses	2017	PM <sub>2.5</sub> NO <sub>2</sub> Tráfico de vehículos	Enfermedad cardiovascular	Un aumento de 10µg/m <sup>3</sup> en una exposición a largo plazo se asocia con un aumento del 11% en el riesgo de morir.
Brook et al.	Estados Unidos	2010	PM <sub>2.5</sub>	Enfermedad cardiovascular	Exposición por pocas horas o semanas puede desencadenar mortalidad, y si es a largo plazo incluso reduce la esperanza de vida varios años
Hamanaka & Mutlu	Estados Unidos	2018	PM	Enfermedad cardiovascular	No existe un nivel "seguro" de exposición en cuanto al desarrollo de enfermedades cardiovasculares.



Chen et al. (2017)	Canadá	2012	PM <sub>2.5</sub> Tráfico de vehículos	Enfermedades neurodegenerativas	Vivir a menos de 50 metros de carreteras principales tiene un índice de riesgo de 1.07 en el desarrollo de demencia
Linares et al. (2017)	España	2001 - 2009	PM <sub>2.5</sub> NO <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Alzheimer y demencia	Riesgo de 1.12 por ingreso en urgencias (Alzheimer y demencia); 1.38 con relación a concentraciones de PM <sub>2.5</sub> dos días antes de los ingresos hospitalarios por Alzheimer.
Min & Min (2017)	Estados Unidos	2003 - 2012	PM <sub>10</sub> NO <sub>2</sub>	TDAH	La contaminación del aire favorece su desarrollo en la infancia.
Weisskopf et al.	Estados Unidos	2015	PM NO <sub>2</sub> O <sub>3</sub> Tráfico de vehículos	Autismo	Contaminantes correlacionados positivamente desde el tercer trimestre de embarazo con autismo.
Lim et al. (2018)	Estados Unidos	1995 - 2011	PM <sub>2.5</sub> NO <sub>2</sub>	Diabetes tipo II	Mortalidad e incidencia por diabetes mellitus (o tipo II) aumenta con la exposición.
Chang et al. (2015)	Taiwán	2010	PM <sub>2.5</sub>	Osteoporosis	Pérdida densidad ósea con la exposición al contaminante.
Liu et al. (2019)	China	2015	PM <sub>2.5</sub> PM <sub>10</sub> NO <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Nacimientos prematuros y peso reducido	La exposición incrementa el riesgo a partir del primer trimestre de peso reducido al nacer.
Jia et al. (2020)	China	2015 - 2017	PM <sub>2.5</sub> PM <sub>10</sub> NO <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Reproducción humana (preclamsia)	La exposición incrementa el riesgo de preclamsia en el primer y segundo mes de embarazo.

Fuente: elaboración propia.

Una vez revisados los estudios anteriores, se puede afirmar que, en conjunto, el efecto de los contaminantes del aire sobre las enfermedades demuestra que la contaminación

atmosférica constituye un riesgo crucial para la salud pública, igual de importante para aquellos que plantean la mala calidad de los alimentos, tabaco y consumo de alcohol (Peden, 2018).

## 2.2 El coste económico de la contaminación del aire

Como ya se ha analizado en el apartado 2.1, los datos epidemiológicos apoyan una asociación positiva entre la contaminación del aire y mortalidad/morbilidad por todas las causas, y, considerando el gran impacto que dicha contaminación ejerce sobre la salud, no es de extrañar que acarree importantes consecuencias económicas.

Las muertes y discapacidades derivadas de la contaminación suponen un coste económico para la sociedad que puede ser cuantificado. Si bien es cierto que las consecuencias más peligrosas de la contaminación del aire se deben al número de muertes prematuras de la que es responsable cada año (OCDE, 2016), hay que reconocer que dicho coste económico no puede reducirse en exclusiva al coste de la mortalidad, pues existen más costes como el de morbilidad que también es sustancial. Ambos costes pueden evaluarse cuantitativamente, no obstante, otros impactos como en la biodiversidad son más difíciles de estimar por información insuficiente.

La Tabla 3 recoge varios estudios que han estimado el coste de la contaminación en base a diferentes puntos de vista.

Tabla 3. Revisión estudios que estiman el coste económico de la contaminación del aire.

Autor/es	País	Año	Método estimación	Punto clave salud	Contaminante	Resultado (según moneda y año de estudio)
Roy & Braathen (2017)	OCDE	2015	VSL	Muertes prematuras	PM <sub>2.5</sub> O <sub>3</sub>	5,1 billones dólares (en USD <sub>2015</sub> )
OCDE & WHO Regional Office for Europe (2015)	Región Europea de la OMS	2010		Mortalidad prematura (global)	PM <sub>2.5</sub>	1.431 billones de dólares (en USD <sub>2010</sub> )
				Mortalidad prematura + morbilidad (global)	PM <sub>2.5</sub>	1.575 billones de dólares (en USD <sub>2010</sub> )

	España		Coste económico con relación al PIB	Mortalidad prematura	PM <sub>2.5</sub>	42.951 millones de dólares (en USD <sub>2010</sub> )
	España		VSL	Mortalidad prematura	PM <sub>2.5</sub>	57.756 millones de dólares (en USD <sub>2010</sub> )
Pimpin et al. (2018)	Inglaterra	2035	Modelo dinámico de micro simulación proyectiva	Mortalidad y morbilidad	PM <sub>2.5</sub> NO <sub>2</sub>	Coste acumulado para el NHS de 5,37 mil millones de libras, pudiendo alcanzar 18,57 mil millones de libras si se incorporan enfermedades con evidencia menos sólida.
OCDE (2016)	Mundo entero	2015 - 2060	Estimación proyectiva	Mortalidad prematura	PM <sub>2.5</sub>	21.000 millones de dólares en el año 2015 a 176.000 millones de dólares en 2060 (en USD <sub>2005</sub> )
			WTP	Mortalidad prematura	PM <sub>2.5</sub>	3 billones de dólares en el año 2015 a entre 18 y 25 billones de dólares en el 2060 (en USD <sub>2005</sub> )
			VSL	Mortalidad prematura	PM <sub>2.5</sub>	3,2 billones de dólares en el 2015 a entre 18 y 25 billones de dólares en el 2060 (en USD <sub>2005</sub> )
Landrigan et al.	Estados Unidos	2018	Análisis coste-beneficio	Mortalidad	PM <sub>2.5</sub>	30 dólares de beneficio por cada 1 dólar invertido en reducir la contaminación

Fuente: elaboración propia.

# 3. Evolución de la calidad del aire y de los fallecimientos y hospitalizaciones por ictus en España

## 3.1 Calidad del aire en España y marco legislativo

En cumplimiento de la Directiva 2008/50/CE relativa a la calidad del aire en Europa; la Directiva 2004/107/CE relativa a metales pesados en suspensión en el aire ambiente; y la Directiva UE 2015/1480 que modifica varios anexos de las dos Directivas anteriores, España reporta de forma anual a la Comisión Europea un informe sobre aspectos de la calidad del aire nacional (Ministerio para la Transición Ecológica, 2018).

Los antecedentes legales sobre la calidad del aire en España tienen su origen en la Ley 38/1972 del 22 de diciembre de Protección del Ambiente Atmosférico y en la Directiva Marco 96/62/CE.

### *Marco legislativo actual europeo y español*

La normativa europea actual se fundamenta en las normas de la Tabla 4:

Tabla 4. Resumen normativas europeas y españolas relativas a la Calidad del Aire.

<ul style="list-style-type: none"><li>- Directiva 2008/50/CE del Parlamento y Consejo Europeo, de 21 de mayo de 2008, sobre la calidad del aire y una atmósfera más limpia en Europa. Sustituye a la anterior citada Directiva Marco y a las tres primeras Directivas Hijas, introduciendo nuevas regulaciones para nuevos contaminantes, como PM<sub>2.5</sub> y añadiendo nuevos requisitos en cuanto a la evaluación y objetivos de la calidad del aire bajo las directrices de la OMS.</li></ul>
<ul style="list-style-type: none"><li>- Directiva 2004/107/CE del Parlamento y Consejo Europeo, de 15 de diciembre de 2004, también conocida como la 4ª Directiva Hija (única norma del Marco original que sigue en vigor) relativa a los metales pesados en suspensión en el aire ambiente, estableciendo valores objetivo a alcanzar en un determinado período de tiempo para el arsénico, cadmio, níquel y benzo(a)pireno para prevenir efectos adversos en la salud humana y medioambiente.</li></ul>
<p>En la normativa española dichas Directivas han sido traspuestas en la Ley 34/2007, de 15 de noviembre, sobre la protección de la atmósfera y en el RD 102/2011, de 28 de enero, relativo a la mejora de la calidad del aire.</p>
<ul style="list-style-type: none"><li>- Directiva 2015/1480/CE de la Comisión Europea, de 28 de agosto de 2015, donde se modifican varios anexos de las dos Directivas europeas anteriores, relativos a la validación de datos y ubicación de los puntos de muestreo.</li></ul>
<ul style="list-style-type: none"><li>- Decisión 2011/850/UE del 12 de diciembre de 2011, relativa al intercambio de información y notificación sobre la calidad del aire por parte de los Estados miembros a la Comisión Europea.</li></ul>
<p>En la legislación española, dicha Directiva y Decisión han sido traspuestas en el RD 39/2017 el cual modifica el anterior RD 102/2011, disponiendo a mayores la previsión de la aprobación de un Índice Nacional de Calidad del Aire que permita mantener informada a la ciudadanía sobre la calidad del aire que respira en todo momento. Asimismo, la Orden TEC/351/2019, de 18 de marzo, consigue aprobar el anterior mencionado Índice Nacional de Calidad del Aire, al cual se puede acceder en tiempo real en la página web del Ministerio para la Transición Ecológica.</p>

Fuente: elaboración propia a partir de datos del Ministerio para la Transición Ecológica (2021).

Por tanto, si atendemos a los valores máximos permitidos legalmente en España según la concentración de cada contaminante, observamos la Tabla 5:

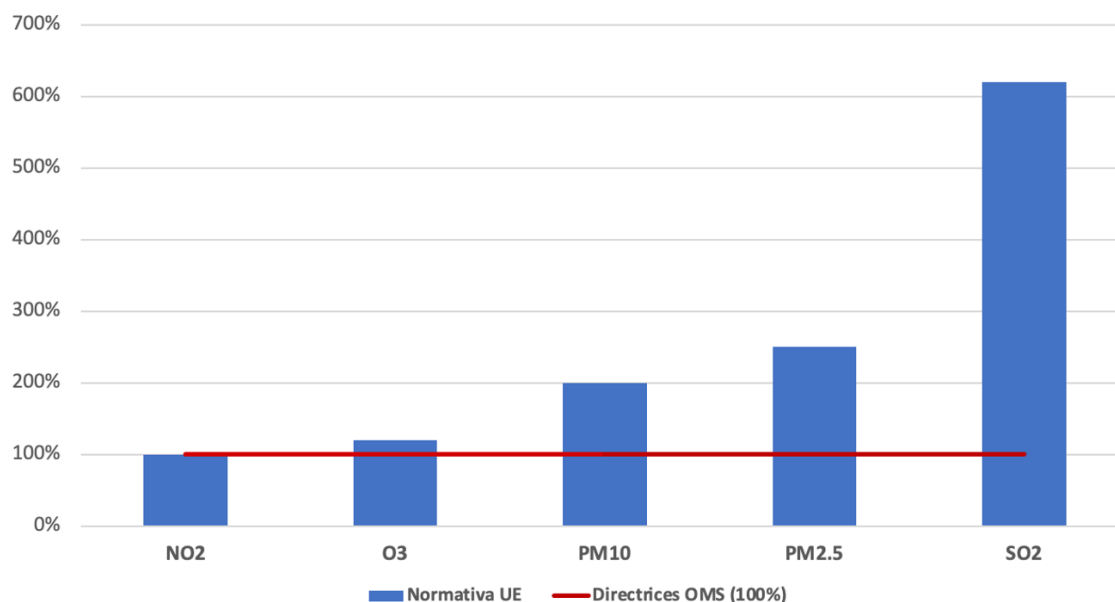
Tabla 5. Valores contaminantes máximos legalmente permitidos en España, 2018.

Contaminante	Tipo de límite	Valor límite ESPAÑA (RD 102/2011)	Valor límite UE (Directiva 2008/50/CE)	Recomendación OMS
PM <sub>10</sub>	Media diaria	50 µg/m <sup>3</sup>	50 µg/m <sup>3</sup>	50 µg/m <sup>3</sup>
	Media anual	40 µg/m <sup>3</sup>	40 µg/m <sup>3</sup>	20 µg/m <sup>3</sup>
PM <sub>2.5</sub>	Media diaria	-	-	25 µg/m <sup>3</sup>
	Media anual	25 µg/m <sup>3</sup>	25 µg/m <sup>3</sup>	10 µg/m <sup>3</sup>
SO <sub>2</sub>	Media horaria	350 µg/m <sup>3</sup>	350 µg/m <sup>3</sup>	-
	Media diaria	125 µg/m <sup>3</sup>	125 µg/m <sup>3</sup>	20 µg/m <sup>3</sup>
NO <sub>2</sub>	Media horaria	200 µg/m <sup>3</sup>	200 µg/m <sup>3</sup>	200 µg/m <sup>3</sup>
	Media anual	40 µg/m <sup>3</sup>	40 µg/m <sup>3</sup>	40 µg/m <sup>3</sup>
Pb	Media anual	0,5 µg/m <sup>3</sup>		
C <sub>6</sub> H <sub>6</sub>	Media anual	5 µg/m <sup>3</sup>		
O <sub>3</sub>	Media de 8 h	120 µg/m <sup>3</sup>	120 µg/m <sup>3</sup>	100 µg/m <sup>3</sup>
Arsénico	Media anual	6 ng/m <sup>3</sup>	6 ng/m <sup>3</sup>	
Cadmio	Media anual	5 ng/m <sup>3</sup>	5 ng/m <sup>3</sup>	
Niquel	Media anual	20 ng/m <sup>3</sup>	20 ng/m <sup>3</sup>	
Benzo(a)pireno	Media anual	1 ng/m <sup>3</sup>	1 ng/m <sup>3</sup>	

Fuente: elaboración propia con datos a partir de la Directiva 2008/50/CE, Real Decreto 102/2011, y OMS.

Resalta de la tabla anterior la discrepancia entre los valores legalmente fijados por Europa y las recomendaciones de la OMS, pues, en contaminantes como el dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>) llega a suponer un 600% de diferencia entre máximos aceptables. Si observamos la Figura 1:

Figura 1. Diferencias entre valores límite UE y directrices OMS.



Fuente: elaboración propia con datos a partir de la Directiva 2008/50/CE, Real Decreto 102/2011 y OMS.

Como principal conclusión del gráfico anterior podemos extraer que las normas de la Directiva europea son mucho menos estrictas que las recomendaciones de la OMS. Dicha Directiva sobre la calidad del aire ambiente en Europa fue la primera que estableció valores límites para  $PM_{2.5}$  pero dejó intactos los valores máximos del resto de contaminantes, por lo que ahora dichos valores límites para  $PM_{10}$ ,  $NO_2$  y  $SO_2$  tienen casi veinte años de antigüedad y más de quince en el caso del valor objetivo para el  $O_3$ . Cabe destacar también que, aparte de los valores europeos desfasados, en dicha tabla se ausenta el valor límite tanto europeo como español para la media horaria de  $PM_{2.5}$ . Por su parte, la OMS sí que recomienda un valor ya que considera a este contaminante como el más perjudicial de la atmósfera y lo sitúa en  $25 \mu g/m^3$ . Asimismo, el valor máximo anual también excede con creces al recomendado por la OMS. Es por ello por lo que en 2013 la OMS recomendó a la Comisión Europea revisar de forma más periódica sus valores máximos establecidos, así como varias organizaciones médicas profesionales han pedido a la UE en los últimos años que considere las recientes publicaciones científicas que respaldan normas más estrictas para el contaminante  $PM_{2.5}$ . En resumidas cuentas, se puede decir que la salud de los europeos todavía no cuenta con la suficiente protección en cuanto a la contaminación del aire se refiere.

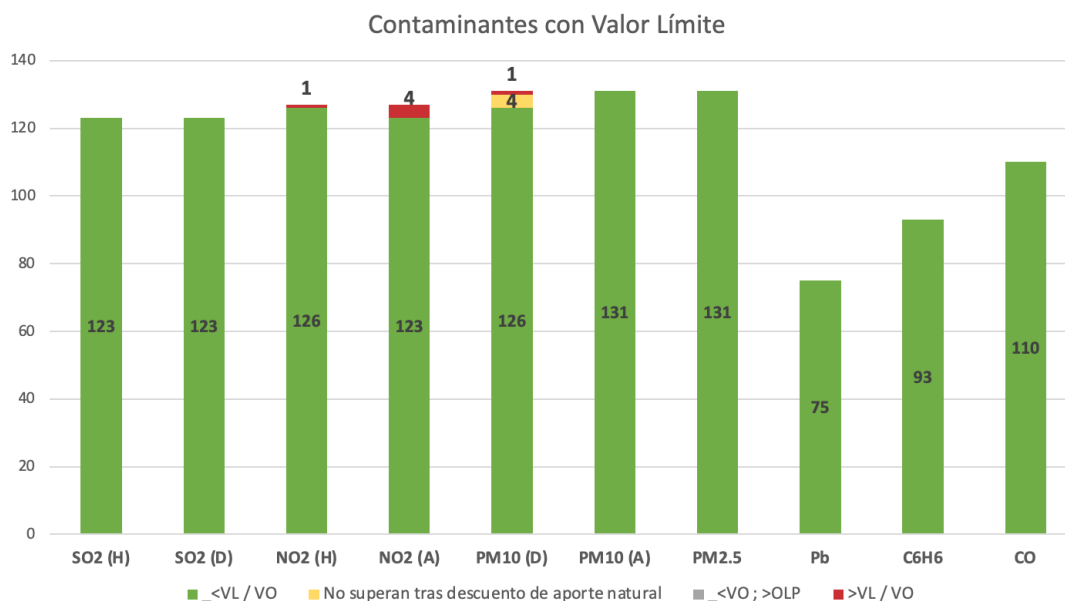
### *Evaluación de la calidad del aire en España en 2018*

El actual Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico define “evaluación” como “cualquier método utilizado para medir, calcular, predecir o estimar el nivel de un contaminante en el aire ambiente o sus efectos.” El departamento encargado de realizar dichos informes evaluadores en España es la Subdirección General de Calidad del Aire y Medio Ambiente Industrial, a partir de los datos que comunican de forma periódica las distintas CC.AA. y entidades locales.

Para poder describir la calidad del aire en España en el 2018 se recurre al informe elaborado por el Ministerio para la Transición Ecológica cuyo objetivo es dar una visión global del estado del aire ambiente español, detallando la situación de las áreas evaluadas con respecto a los valores legislados. Dicha evaluación tiene en cuenta contaminantes como el material particulado ( $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$ ), dióxido de azufre ( $SO_2$ ), dióxido de nitrógeno ( $NO_2$ ), óxido de nitrógeno ( $NO_x$ ), plomo (Pb), monóxido de carbono (CO), ozono ( $O_3$ ), arsénico (As), benceno ( $C_6H_6$ ), cadmio (Cd), níquel (Ni) y benzo(A)pireno (B(a)P). Por su parte, el número de zonas evaluadas se resume en los gráficos 2 y 3, en donde se muestra el contaminante evaluado y el número de zonas donde se excede el límite legislado u objetivo. Hay que aclarar que la zonificación depende del contaminante a analizar, por lo que cada tóxico tiene su propio mapa de zonificación con distinto número de áreas. Asimismo, en función del contaminante que se trate, la legislación establece distintos objetivos de calidad, que pueden ser valor límite, valor objetivo u objetivo a largo plazo, y nivel crítico. En primer lugar, el valor límite se fija en base a conocimientos científicos para evitar efectos perjudiciales y proteger la salud humana y, una vez alcanzado no debería superarse. Está definido para  $SO_2$ ,  $NO_2$ ,  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$ , Pb,  $C_6H_6$  y CO. Por su parte, el valor objetivo es el nivel que en la medida de lo posible debe alcanzarse en un determinado momento para evitar problemas en la salud y, el objetivo a largo plazo también atañe a aspectos de la salud humana, pero con un horizonte y margen de maniobra más amplio. Ambos quedan establecidos para  $PM_{2.5}$ , As, Cd, Ni, B(a)P y  $O_3$ . Por último, el nivel crítico hace referencia a la protección de la vegetación en base a conocimientos científicos y está definido para los niveles de  $SO_2$  y  $NO_2$ .

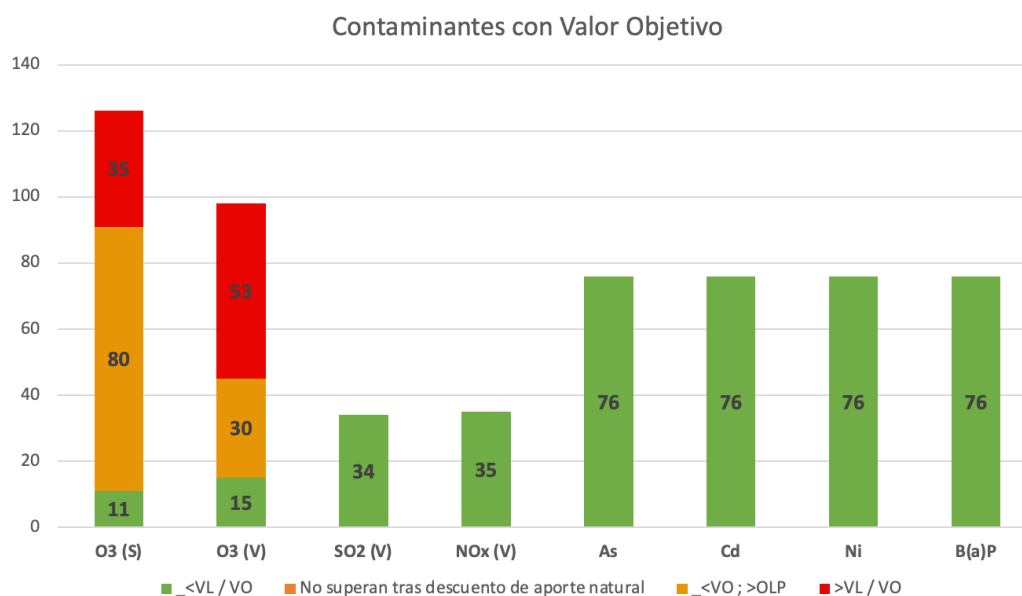


Figura 2. Resumen superaciones por contaminante en España, 2018 (Valores Límite).



Fuente: elaboración propia con datos a partir del informe sobre Calidad del Aire en España en 2018. Ministerio para la Transición Ecológica. Nota: el eje vertical mide el número de estaciones. (H) hace referencia a valores horarios del contaminante en cuestión, (D) valores diarios y (A) valores anuales. El aporte natural que aparece en la leyenda hace referencia a la masa de aire africano. VL se refiere al Valor Límite, VO al Valor Objetivo y OLP a Objetivos a Largo Plazo.

Figura 3. Resumen superaciones por contaminante en España, 2018 (Valores Objetivo).



Fuente: elaboración propia con datos a partir del informe sobre Calidad del Aire en España en 2018. Ministerio para la Transición Ecológica. Nota: el eje vertical mide el número de estaciones. (S) hace referencia a concentraciones con riesgo para la salud humana y (V) para la vegetación. El aporte natural que aparece en la leyenda hace referencia a la masa de aire africano. VL se refiere al Valor Límite, VO al Valor Objetivo y OLP a Objetivos a Largo Plazo.

Los principales resultados que se pueden extraer de los gráficos anteriores quedan sintetizados en que, con respecto al contaminante SO<sub>2</sub> no se ha superado en ningún caso los valores límite establecidos y mantiene los mismos buenos resultados que en años anteriores; el NO<sub>2</sub> evoluciona favorablemente aunque sigue superando el valor límite anual en 4 zonas (Madrid y alrededores, Barcelona y alrededores, Granada y su área metropolitana); con respecto al material particulado, PM<sub>10</sub> cuenta con una zona que excede el valor límite anual (Villanueva del Arzobispo) y PM<sub>2.5</sub> se mantiene dentro de los valores permitidos; el contaminante O<sub>3</sub> muestra niveles muy elevados tanto en zonas suburbanas como rurales y se mantiene en una situación similar a años anteriores, de todos los contaminantes es el que más se excede y más preocupa; por último, el resto de contaminantes no excederían los valores legislados.

## 3.2 Evolución del ictus en España

El término ictus proviene del latín *ictus* y significa golpe o ataque. El ictus es una enfermedad cerebrovascular producida por la disminución u obstrucción del riego sanguíneo. Cuando la sangre es incapaz de llegar al cerebro en cantidades necesarias, las células nerviosas dejan de recibir oxígeno, y, en consecuencia, dejan de funcionar. Este término fue definido y acuñado por primera vez en el año 1978 por la OMS. Al ictus se le conoce también como accidente cerebrovascular (ACV), embolia, infarto o hemorragia cerebral y entre los principales factores de riesgo se encuentran la edad, la presión sanguínea elevada, diabetes, la estación del año y clima, tabaquismo, consumo excesivo de alcohol y drogas... (Federación Española del Ictus, 2018).

El ictus constituye un gran problema socio-sanitario, pues los costes directos alcanzan hasta el 4% del gasto sanitario total en algunos países desarrollados (Isard & Forbes, 1992). Es una de las enfermedades que más incidencia tiene, con una media de entre 200-250 casos por 100.000 habitantes y, en cuanto a su repercusión, presenta una alta mortalidad y morbilidad en las personas que lo sufren. Según el INE, los ictus son en España la primera causa de muerte en mujeres y la segunda en hombres, así como el motivo más importante de invalidez permanente por las secuelas que dejan entre los que consiguen superarlo (Instituto Nacional de Estadística, 2018). Además, es la causa

más frecuente de ingreso en las unidades de neurología y es la enfermedad que tiene estancias hospitalarias más largas. Asimismo, las pruebas requeridas para su diagnóstico como su tratamiento tienen un coste muy elevado. La comorbilidad que presenta es también alta, pues los pacientes que sufren ictus son más propensos a desarrollar otras enfermedades como por ejemplo cardiopatías o diabetes (Martínez-Vila et al. 2000; Federación Española del Ictus, 2018).

### *Accidentes cerebrovasculares en España: evolución reciente*

En España se detectan más de 100.000 nuevos casos al año, lo que sugiere en otras cifras que cada seis minutos se produce un ictus en nuestro país (Federación Española del Ictus, 2018). Esta enfermedad suele ser más frecuente en edades a partir de los 55 años, y su riesgo aumenta proporcionalmente a la edad (Redón J et al., 2007).

Si analizamos la evolución histórica de los accidentes cerebrovasculares acaecidos en España, cabe destacar tres estudios, los dos primeros sobre fallecimientos y el tercero sobre hospitalizaciones.

### *Fallecimientos*

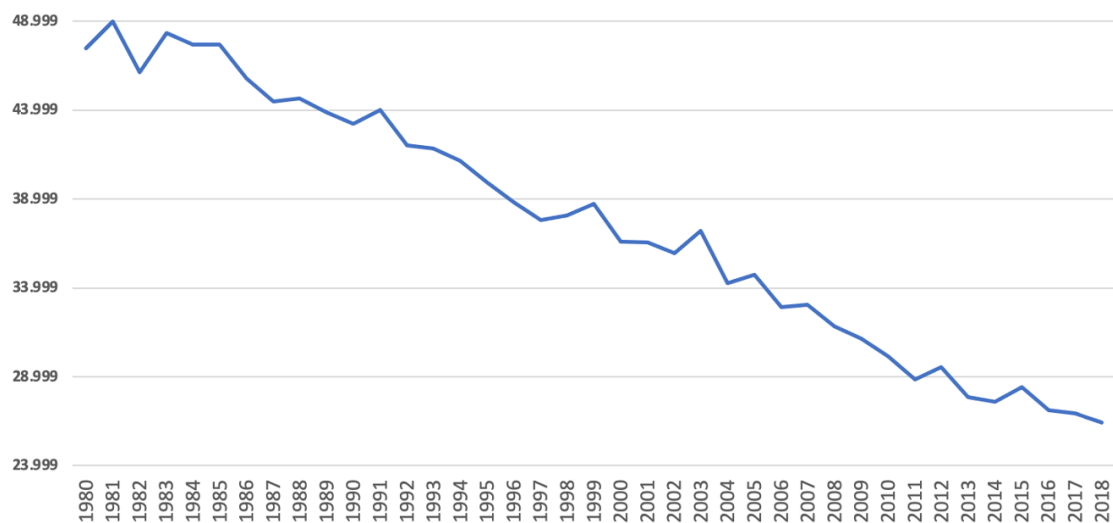
En el estudio llevado a cabo por Durantez (2017), se muestran resultados positivos en cuanto a la evolución de esta enfermedad, pues desde el año 1998 hasta el 2013 se constata una reducción en la tasa de mortalidad (TM) en torno al 50% tanto para hombres como para mujeres. En hombres, la TM en 1998 pasa de ser de 31,4 muertes por 100.000 habitantes a 15,4 en el 2013; en mujeres se reduce de 17,4 a 8,5. Al inicio del periodo es reseñable la existencia de un gradiente norte-sur, donde las tasas más desfavorables se concentran en el sur y sureste de la Península, pero dichas diferencias regionales se van amortiguando hacia el final del periodo. A resultados similares llegan Cayuela et al. (2016) con su estudio que abarca desde 1980 hasta 2011, en el cual verifican la tendencia a la baja de la mortalidad por ictus al igual que en el resto de países.

Los resultados de estos dos estudios son consistentes con las tendencias de bajada de las tasas de mortalidad por ictus que proporciona la literatura científica (por ejemplo

Ergin et al. 2004), en donde se estima entre un 24% y 50% desde el año 1975 para el conjunto de los países desarrollados. En España, esto se debe en gran parte a la puesta en marcha de las unidades de ictus en el 2005 en varias ciudades españolas, derivadas del Plan de Atención Sanitaria del Ictus. También juegan un papel crucial los tratamientos en fase aguda (trombolíticos), el éxito de las medidas de prevención primaria y al aumento de la supervivencia gracias a la mejora de la prevención secundaria (Cayuela et al., 2016; Olalla et al., 1999).

Si atendemos únicamente a las defunciones por ictus que tuvieron lugar en España, el INE ofrece información a partir de la cual podemos realizar nuestro propio análisis. La base de datos abarca desde los primeros datos disponibles para el 1980 hasta los últimos correspondientes al 2018. La evolución decreciente desde 1980 hasta 2018 de los fallecimientos por ictus en España se recoge en la Figura 4.

Figura 4. Evolución de fallecimientos por ictus en España, 1980-2018.

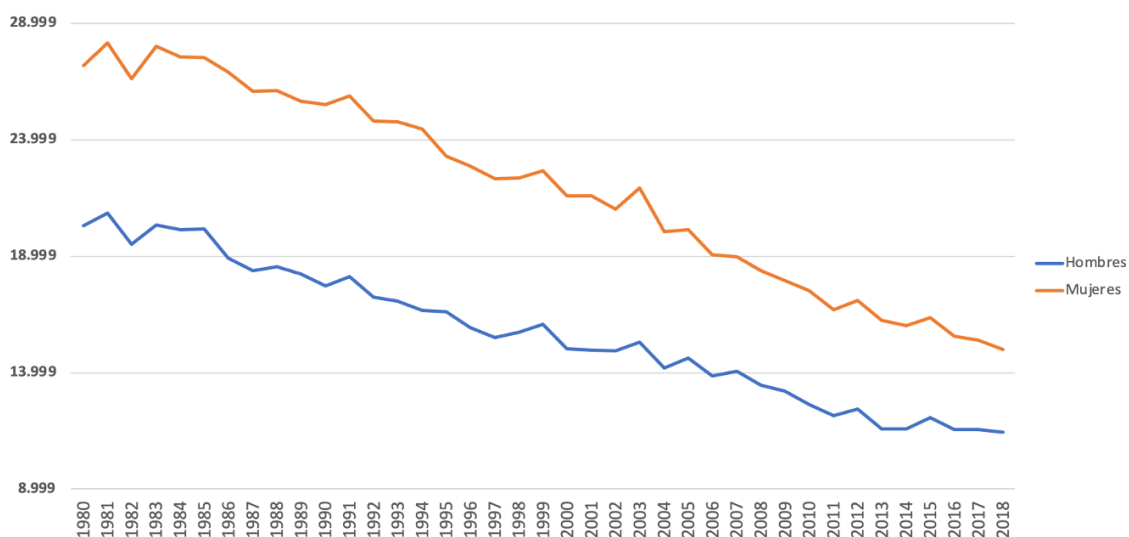


Fuente: elaboración propia con datos a partir de la Estadística de Defunciones según la Causa de Muerte, Enfermedades cerebrovasculares, Total población, Todas las Edades. INE

Si diferenciamos la evolución en función del sexo, en la Figura 5 observamos que en toda la línea temporal han fallecido por ictus más mujeres que hombres en nuestro país. Esto no debe confundirse con que las mujeres sufren más ictus que los hombres, sino más bien al contrario, pues, paradójicamente, es mayor la incidencia de ictus en el sexo masculino. El trasfondo de este gráfico es lo que se comenta en la Tabla 6, mueren más

mujeres que hombres en dicho período ya que son fallecimientos en edades más avanzadas, donde el sexo femenino tiene una mayor proporción de afectados al tener una mayor esperanza de vida (Brea et al., 2013).

Figura 5. Evolución de fallecimientos por ictus según sexo en España, 1980-2018.



Fuente: elaboración propia con datos a partir de la Estadística de Defunciones según la Causa de Muerte, Enfermedades cerebrovasculares, Sexo, Todas las Edades. INE.

Para los años 1980 y 2018, los fallecimientos por ictus en España se descomponen en la Tabla 6. Si se comparan ambos años, se puede observar que en 1980 los fallecimientos siguen una distribución distinta con respecto al 2018, puesto que, cómo era de esperar, hay mayor número de fallecidos en todos los grupos de edad y proporcionalmente su tendencia también difiere. En 1980 fallecieron un total de 27.171 mujeres y 20.304 hombres, correspondiendo el 88% del total de las muertes a edades superiores a 65 años, siendo el 12% restante atribuible a muertes en edades entre los 0 y 64 años. La edad donde se experimenta el pico máximo de mortalidad por dicha enfermedad se sitúa entre los 75 y 79 años (con un 21,6% sobre el total de fallecidos). En 2018 fallecieron un total de 14.985 mujeres y 11.435 varones, un 43,68% y 44,84% menos que en 1980 respectivamente. En dicho año, el 92% de las muertes por accidentes cerebrovasculares se recogen a partir de la edad de 65 años, correspondiendo el 8% de las muertes restantes a edades comprendidas entre los 0 y los 64 años. Si diferenciamos por edad, el tramo donde más fallecimientos hay es el

mismo tanto para mujeres como para hombres y es el que abarca desde los 85 a 89 años, con un 27,6% y un 23% respectivamente sobre el total de fallecimientos de cada sexo. Desde 1980 a 2018 se experimenta un retraso en la edad de en torno a 10 años en el cual la enfermedad alcanza el pico máximo (de los 75-79 años en 1980 a los 85-89 años en 2018).

Tabla 6. Fallecimientos por ictus según edad en España, 1980 y 2018.

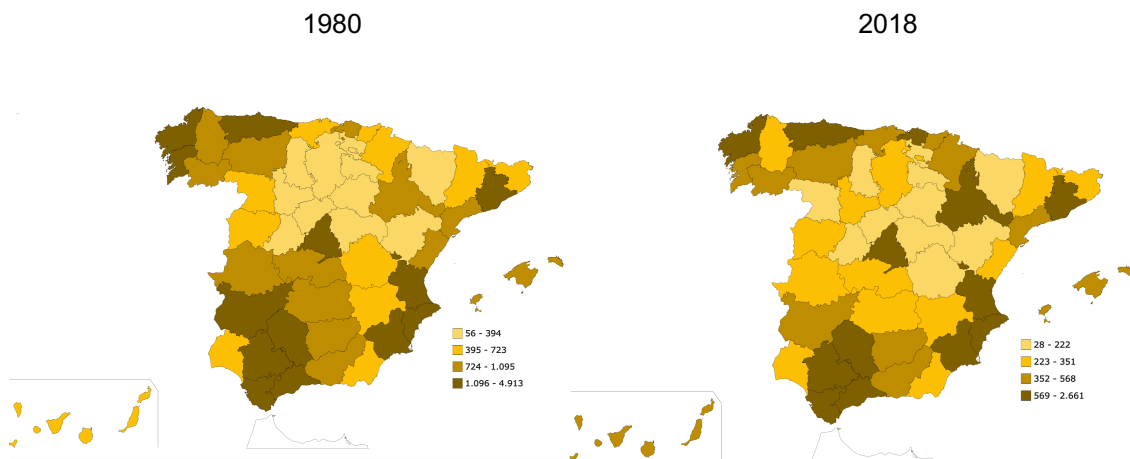
	1980		2018	
	Hombres	Mujeres	Hombres	Mujeres
<b>Menos de 15 años</b>	100	82	7	8
<b>De 15 a 34 años</b>	186	126	30	18
<b>De 35 a 54 años</b>	1.048	635	484	260
<b>De 55 a 69 años</b>	4.017	3346	1.460	795
<b>De 70 a 84 años</b>	11.693	15.782	4.702	4.379
<b>Más de 85 años</b>	3.260	7.200	4.752	9.525
<b>Total</b>	20.304	27.171	11.435	14.985
<b>Tasa de variación</b>			- 43,68%	- 44,84%

Fuente: elaboración propia con datos de Defunciones según la Causa de Muerte, Enfermedades cerebrovasculares, por sexo y grupos de edad. INE (2020). Nota: tasa de variación referida a los años 2018 y 1980.

Como ya se ha demostrado anteriormente, desde 1980 se ha venido observando un descenso en la mortalidad por enfermedad cerebrovascular en España. La tendencia decreciente que se inició el siglo pasado continúa en el actual, aunque con diferencias entre territorios. Se puede observar que las CC.AA. que más han reducido sus tasas de mortalidad por ictus son Galicia, Castilla-La Mancha y Extremadura. Por el contrario, las CC.AA. que han incrementado su número de fallecimientos por ictus desde 1980 hasta el 2018 han sido las Islas Canarias, Castilla y León y Aragón. En el primer gráfico que muestra el número de defunciones para 1980 se ve claramente el gradiente norte-sur antes comentado, donde las tasas más desfavorables pertenecen a las regiones del sur. Esta distribución no era aleatoria, pues dependía del nivel de desarrollo socioeconómico, destacando varios factores tales como el nivel de educación en salud o la calidad de asistencia sanitaria (Olalla et al., 1999). No obstante, con el paso del

tiempo estas diferencias quedan más homogeneizadas a lo largo del territorio español (Figura 6).

Figura 6. Fallecimientos por ictus según provincias españolas, 1980 y 2018.



Fuente: Estadística de Defunciones según la Causa de Muerte, Enfermedades cerebrovasculares, Total, Provincias, 1980 y 2018. INE.

### *Análisis de correlación*

Una vez analizados los fallecimientos por ictus en España y su distribución por edades, cabe preguntarse si la edad es un factor determinante en dicha enfermedad, y como ya se anticipó en la literatura de este apartado, sí lo es. Acudimos al Índice de envejecimiento provincial<sup>1</sup> que presta el INE y medimos la asociación entre ambas variables mediante un análisis de correlación para constatar si realmente aquellas provincias más envejecidas se relacionan con las que reportan un mayor número de fallecimientos por ictus. La medida de relación a emplear en dicho análisis es el coeficiente de correlación lineal de Pearson y también el diagrama de dispersión o nube de puntos.

La correlación es el grado de dependencia mutua de las variables y proporciona una medida de cuánta relación lineal existe entre ambas. El coeficiente de correlación de Pearson ( $r$ ) se calcula de la siguiente forma:

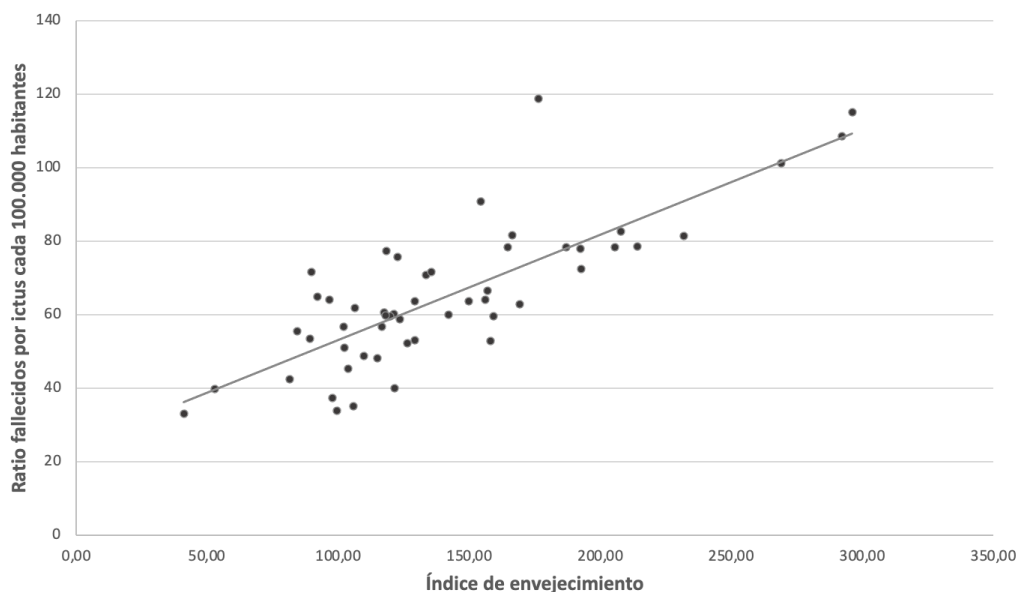
$$r = \frac{S_{xy}}{S_x S_y} \quad (1)$$

<sup>1</sup> Índice construido como porcentaje que representa la población mayor de 64 años sobre la población menor de 16 de cada región.

Por tanto,  $r$  oscila entre  $-1$  y  $1$ , siendo el  $-1$  una correlación perfecta negativa (las variables se mueven en sentido contrario, si una disminuye la otra aumenta de igual forma);  $1$  se corresponde con una correlación perfecta positiva, y el  $0$  supone incorrelación de variables, es decir, que no existe ningún tipo de relación lineal entre ellas. Cuánto más próximo esté  $r$  a un extremo u otro ( $-1$  ó  $1$ ) más alta será la relación lineal entre variables.

Para nuestro caso,  $r$  obtuvo un valor de  $0,8011$  el cual se sitúa próximo a  $1$ , por lo que demuestra que existe una asociación positiva elevada entre las provincias envejecidas y el número de fallecimientos por ictus (cuánto más envejecida esté una provincia más número de defunciones por ictus presenta). Hay que aclarar que para dicho cálculo se creó una ratio de defunciones por  $100.000$  habitantes según la población total de cada provincia, con el fin de equiparar resultados. Gráficamente (Figura 7), la asociación entre dichas variables puede también ser apreciada con la semejanza a una línea recta, cuanto más relación exista, mayor parecido a una recta.

Figura 7. Diagrama de dispersión. Asociación entre Índice de envejecimiento y ratio de fallecidos por ictus.



Fuente: elaboración propia a partir de datos del INE.

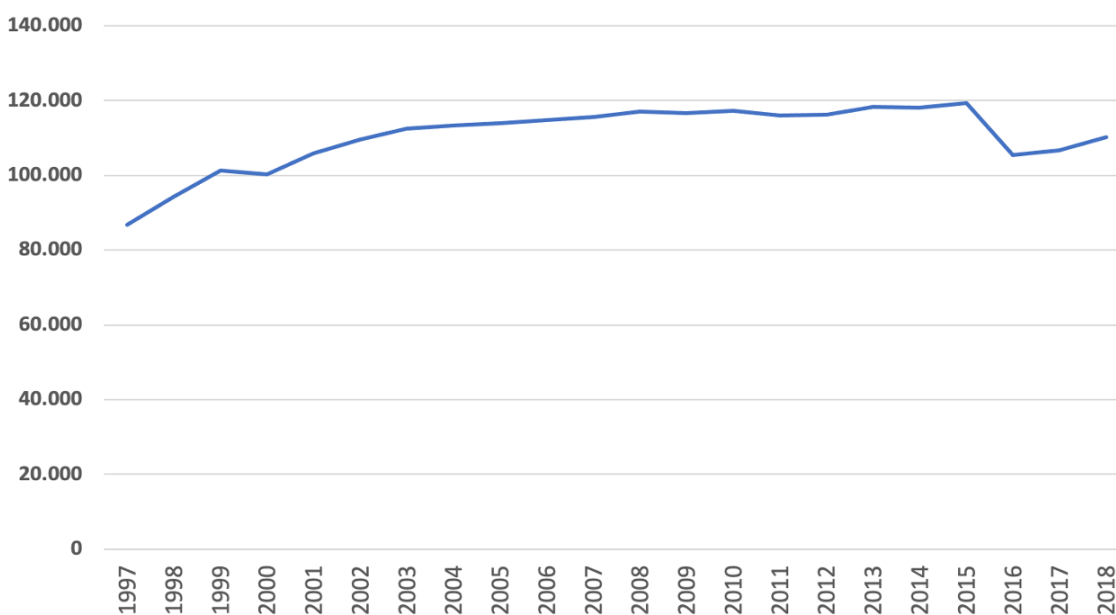


### Hospitalizaciones

El tercer estudio es el realizado por Álvaro et al. (2009) donde se examinan las hospitalizaciones por ictus en el periodo comprendido entre 1998 y 2003. En dicho análisis, llegan a la conclusión de que a lo largo de dicho periodo la incidencia de hospitalización por dicha enfermedad se mantiene estable, pero que la estancia media tuvo tendencia decreciente (pasó de 12 días a 10,1). Asimismo, también se observó un descenso en la mortalidad, que pasó del 12,7% al 9,2%, cifras que van en consonancia con los otros dos estudios citados.

A falta de estudios que abarquen un espacio temporal más amplio en el que observar la tendencia de las altas hospitalarias por ictus en España, se ha procedido con un análisis similar al de fallecimientos a través de la base de datos del INE. En primer lugar, si atendemos a la evolución de las hospitalizaciones en el periodo que abarca desde 1997 a 2018, en la Figura 8 podemos confirmar una tendencia ligeramente creciente.

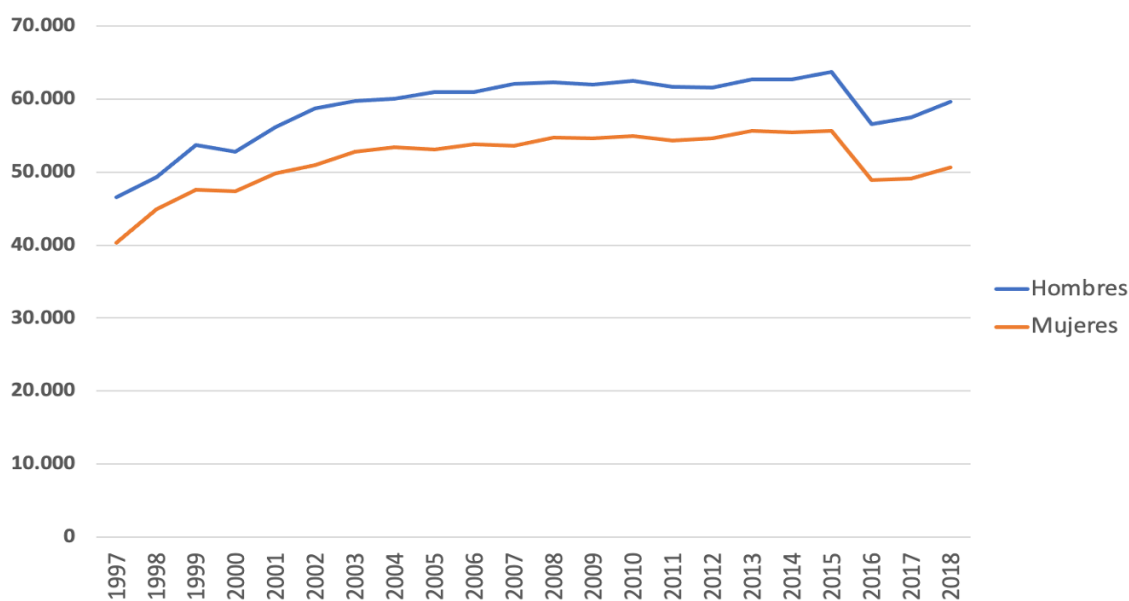
Figura 8. Evolución de hospitalizaciones por ictus en España, 1997-2018.



Fuente: elaboración propia con datos a partir de la Encuesta de Morbilidad Hospitalaria, años 1997 a 2018. Altas hospitalarias por enfermedad cerebrovascular, total nacional, ambos sexos. INE. Nota: se parte del año 1997 y no del 1980 como en el caso del análisis de fallecimientos por falta de datos en el INE; 1997 es el primer año con datos disponibles sobre dicha encuesta. La bajada brusca en la tendencia de la serie a partir del año 2015 se debe a un cambio en la metodología del INE.

Si distinguimos la evolución de las hospitalizaciones en función del sexo, se observa en la Figura 9 que, al igual que el gráfico anterior, la evolución de ambos sexos imita la misma tendencia creciente general, siguiendo ambos un mismo patrón.

Figura 9. Evolución de hospitalizaciones por ictus según sexo en España, 1997-2018.



Fuente: elaboración propia con datos a partir de la Encuesta de Morbilidad Hospitalaria, años 1997 a 2018. Altas hospitalarias por enfermedad cerebrovascular, total nacional, según sexo. INE. Nota: la bajada brusca en la tendencia de la serie a partir del año 2015 se debe a un cambio en la metodología del INE.

Para un análisis más detallado de las hospitalizaciones en España causadas por ictus, aparte del estudio por sexo, podemos incluir otro aspecto como la edad del paciente. De este modo, si comparamos las altas hospitalarias del año 1997 con las del 2015<sup>2</sup> en la Tabla 7, se puede observar el incremento de casos en el periodo como se venía anunciando anteriormente, concretamente se experimentó un aumento del 38,87% desde el inicio hasta el fin del periodo de análisis. En 1997 hubo 39.526 altas hospitalarias en hombres y 33.343 altas en mujeres, correspondiendo el 74% del total de hospitalizaciones a pacientes mayores de 65 años, y el 26% restante a pacientes con edades comprendidas entre los 0 y los 64 años. Si se distingue por edad, el tramo donde hay más altas hospitalarias tanto en hombre como en mujeres es el de los 70 a 84 años,

<sup>2</sup> Se analiza 2015 y no 2018 como en el caso de fallecimientos por ser el último dato disponible en el Ministerio de Sanidad.

acogiendo más del 48% del total de altas. Por otra parte, en el año 2015 se reportaron un total de 54.592 altas en varones y 46.605 altas en mujeres a causa de ictus en España, lo que supone un 38% y 39% más que en 1997 respectivamente. En 2015, el 75% de altas hospitalarias por ictus en nuestro país fueron en pacientes mayores de 65 años, correspondiendo el 25% restante a altas en personas con edades comprendidas entre los 0 y 64 años. El grupo de edad que experimenta más casos es, igual que en 1997, el que comprende desde los 70 a los 84 años, representando más del 44% del total de las altas en 2015.

Tabla 7. Hospitalizaciones por ictus según edad en España, 1997 y 2015.

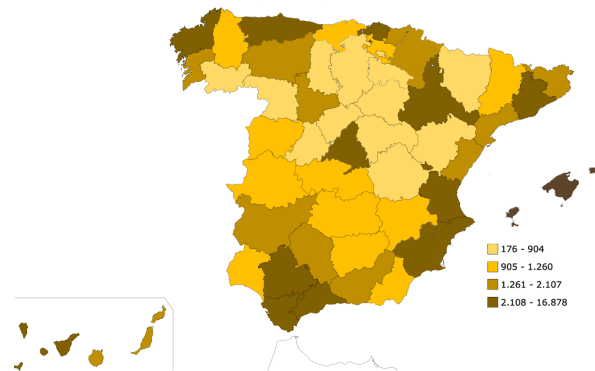
	1997		2015	
	Hombres	Mujeres	Hombres	Mujeres
<b>Menos de 15 años</b>	160	105	148	90
<b>De 15 a 34 años</b>	601	495	510	453
<b>De 35 a 54 años</b>	4.477	2.335	6.383	4.163
<b>De 55 a 69 años</b>	13.985	7.141	15.692	8.026
<b>De 70 a 84 años</b>	17.464	17.717	24.256	20.670
<b>Más de 85 años</b>	2.839	5.550	7.603	13.203
<b>Total</b>	39.526	33.343	54.592	46.605
<b>Tasa de variación</b>			+38,11%	+39,77%

Fuente: elaboración propia a partir de datos del Ministerio de Sanidad (2018). Subdirección General de Información Sanitaria. Registro de Actividad de Atención Especializada – RAE-CMBD. Nota: periodo de análisis finaliza en el 2015 por ser el último año con datos disponibles en el Ministerio. Tasa de variación referida a los años 2015 y 1997.

Importantes diferencias se observan si el análisis se realiza distinguiendo en función de la distribución territorial. Como bien respalda el trabajo de Álvaro et al. (2009), en el cual también se destaca la disparidad a lo largo del tiempo por CC.AA., la variabilidad en las hospitalizaciones va desde los 250 casos por 100.000 habitantes hasta menos de 120, según la Comunidad Autónoma que se trate. Se puede observar en la Figura 10 que las regiones con mayor número de altas hospitalarias coinciden en su mayoría con aquellas regiones que contaban con mayor número de fallecidos, por lo que, otra vez el envejecimiento de la población se correlaciona directamente con dichas diferencias. A

Coruña, Asturias, Vizcaya, Zaragoza, Barcelona, Madrid, Valencia, Alicante, Murcia, Sevilla, Cádiz, Málaga, Islas Baleares y Santa Cruz de Tenerife serían las regiones con mayor incidencia hospitalaria (y las que cuentan con mayor número de fallecidos junto a Córdoba, restando de la lista las provincias insulares).

Figura 10. Hospitalizaciones por ictus según provincias españolas, 2018.



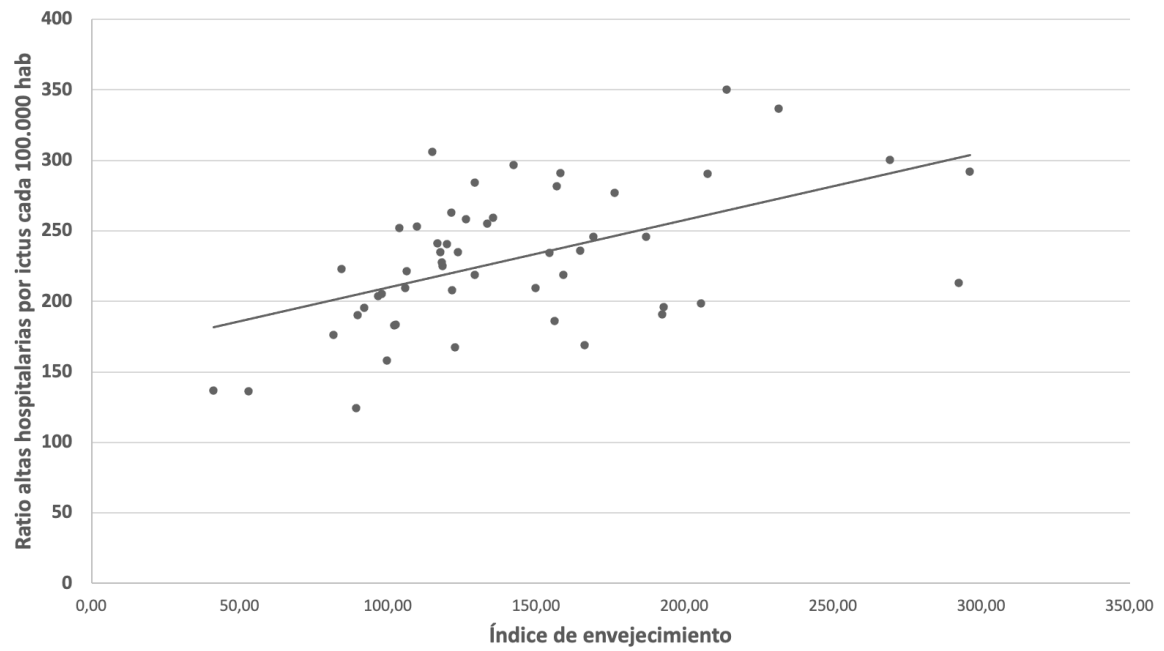
Fuente: Encuesta de morbilidad hospitalaria 2018; Ambos sexos, Enfermedades Cerebrovasculares I60-I69, Provincia, Comunidad y Ciudad Autónoma de hospitalización. INE. Nota: solo se muestra el año 2018 y no una comparación con otro año como en el caso anterior por falta de disponibilidad en el INE.

### *Análisis de correlación*

Para medir la posible relación existente entre la edad y las altas hospitalarias en España por ictus, recurrimos de nuevo al coeficiente de correlación de Pearson, así como la representación del diagrama de dispersión entre el Índice de envejecimiento provincial y el número de altas hospitalarias. Como ya se avanzaba antes, existe relación lineal y además es directa, por lo que, aquellas CC.AA. más envejecidas se relacionan con un mayor número de altas hospitalarias por ictus. Al igual que en el análisis de correlación de fallecimientos, para el cálculo se construyó una ratio de altas hospitalarias por cada 100.000 habitantes.

El valor de dicho coeficiente ( $r$ ) fue de 0,56 lo que indica una asociación positiva moderada. La edad y el número de altas hospitalarias variarían en el mismo sentido, es decir, si una aumenta la otra también, pero no con tanta fuerza como en el caso de los fallecimientos ( $r = 0,8011$ ).

Figura 11. Diagrama de dispersión. Asociación entre Índice de envejecimiento y ratio de hospitalizaciones por ictus.



Fuente: elaboración propia con datos del INE.

## 4. Datos y metodología

### 4.1 Datos

#### *Datos de salud*

Para la estimación de costes y el estudio de la relación entre contaminación e ictus, tanto los datos sobre fallecimientos como hospitalizaciones por ictus en España para el año 2018 han sido obtenidos a partir de la página del Instituto Nacional de Estadística (INE). El número de fallecimientos fue recogido de la estadística de Defunciones según la Causa de Muerte, la cual se rige bajo el criterio de la Clasificación Internacional de Enfermedades, 10ª edición (CIE-10) de la OMS. El código empleado fue I60-I69 que abarca las enfermedades cerebrovasculares. Por su parte, las hospitalizaciones por ictus se obtuvieron a partir de la Encuesta de Morbilidad Hospitalaria, también bajo criterio CIE-10 (I60-I69).

Para poder estimar la proporción de fallecimientos y hospitalizaciones por ictus atribuible a la contaminación del aire, en concreto, al material particulado ( $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$ ) se ha recurrido al criterio específico del 'Global Burden of Disease Study' (IHME, 2021). Dicho estudio es elaborado anualmente por el 'Institute for Health Metrics and Evaluation' de la Universidad de Washington en el cual se establecen 79 posibles riesgos de muerte según múltiples causas, entre las que se encuentra el porcentaje de muertes debido al material particulado. Los datos están disponibles para 195 países y territorios con una serie temporal que abarca desde 1990 hasta 2019, pudiendo diferenciar por sexo y edad.

Como existe un riesgo de muerte mayor en aquellas poblaciones que están más expuestas a mayores niveles de contaminación, existe por tanto una mayor proporción de muertes causadas por dicho factor, es por ello por lo que el 'GBD' diferencia entre

tres niveles de riesgo o escenarios: un escenario base (que se considera el más probable y es la estimación que se difunde como resultado) y dos extremos inferior y superior. Los tres porcentajes de riesgo relativo se multiplican por el total de fallecimientos por ictus acaecidos en España en el 2018 obteniendo 3 escenarios distintos que dan pie a un análisis de sensibilidad tradicional. Dicho análisis de sensibilidad soluciona en cierto modo el problema de la incertidumbre. La misma metodología procede con las hospitalizaciones por ictus en España para el 2018, donde se asumen y asignan los mismos porcentajes.

### *Datos de contaminación*

Los datos correspondientes a los niveles de concentración tanto para  $PM_{10}$  como para  $PM_{2.5}$  alcanzados en España en el año 2018 han sido obtenidos a partir de la página del Ministerio para la Transición Ecológica, concretamente, a partir de los Datos oficiales Calidad del Aire 2018 (Ministerio para la Transición Ecológica, 2018). Dichas concentraciones de ambos contaminantes se reportan gracias a las estaciones y puntos de muestreo de las redes locales y redes de las diferentes CC.AA. Estas estaciones se clasifican según dos criterios, según el tipo de área discernimos entre estaciones urbanas, suburbanas y rurales; y según la fuente de emisión del contaminante encontramos industriales, de tráfico o de fondo. Por lo que, cabe destacar que no todos los contaminantes son evaluados en todas las estaciones y no todos son medidos de la misma forma. Tanto las CC.AA. como las entidades locales establecen las áreas de muestreo según sus criterios de homogeneidad, y es por ello por lo que el número de estaciones o puntos de muestreo puede variar de un año a otro. Normalmente, unas 600 estaciones cubren todo el territorio español y son las encargadas de reportar los niveles de concentración de los contaminantes que luego se resumen en el informe del Ministerio anteriormente citado. Para este trabajo, se ha recurrido a las concentraciones diarias de los contaminantes  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  de todas las regiones españolas para poder obtener así las concentraciones medias anuales (que serán las variables de interés en el posterior modelo de regresión).

Si atendemos a los contaminantes  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$ , el territorio español se divide en varias zonas geográficas. Para esta división se tienen en cuenta los valores umbrales tanto inferior como superior de dichos contaminantes, garantizando de esta forma la

equivalencia a la hora de evaluar la calidad del aire en España. Al ser independiente del ámbito territorial que se trate, constituye una fortaleza con respecto a los datos utilizados en este análisis.

## 4.2 Métodos

### *Procedimiento econométrico*

Para poder estudiar la relación entre los fallecimientos y hospitalizaciones por ictus y los niveles de concentración de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub>, se emplea una regresión lineal múltiple con el fin de fundamentar dicha asociación. Al tratarse de datos de sección cruzada de las 50 regiones españolas están referidos a un momento fijo en el tiempo (año 2018). Que sean datos de sección cruzada (atemporales) favorece la inexistencia de autocorrelación temporal, pero ello no significa que ocurra lo mismo con la heterocedasticidad. Es por ello por lo que se efectúan distintas validaciones del modelo mediante contrastes que analizan dichos fenómenos y cuyos resultados se muestran junto a las estimaciones obtenidas en el epígrafe 5. Además, se ha revisado el cumplimiento del resto de hipótesis para poder estimar por el método Mínimos Cuadrados Ordinarios (MCO), como el análisis de normalidad de residuos, para así garantizar las mejores propiedades de los estimadores. La estimación por MCO de los diferentes modelos se ha realizado a través del software de programación *R*.

Teniendo en cuenta las consideraciones anteriores, se han construido dos modelos generales, uno para fallecimientos y otro para hospitalizaciones con la siguiente forma funcional:

$$f_i = \alpha_i + x_i' \beta_i + \varepsilon_i \quad (2)$$

$$h_i = \alpha_i + x_i' \beta_i + \varepsilon_i \quad i=1,2...50 \quad (3)$$

Donde  $i$  representa la región,  $f_i$  es la tasa de fallecimientos por ictus;  $h_i$  es la tasa de hospitalizados por ictus;  $\alpha_i$  es el término constante;  $x_i$  es un vector que engloba las variables explicativas; y  $\varepsilon_i$  es el término de perturbación aleatoria. Las variables socioeconómicas ( $x_i$ ) empleadas en la regresión son el Producto Interior Bruto per cápita regional, la edad media de la población (por ser factor de riesgo importante en el ictus)



y el número de médicos por cada 1.000 habitantes (como un proxy del sistema de salud). Los niveles de concentración de los contaminantes PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> expresadas en µg/m<sup>3</sup> son las variables de interés del análisis.

#### *Método de estimación del coste económico*

##### *Disponibilidad a pagar o 'Willingness to pay' (WTP) para la estimación del coste de la mortalidad por ictus*

Cuando resulta imposible asignar un valor de mercado a los efectos sobre la salud (como el dolor o sufrimiento) se pueden utilizar métodos de preferencia declarada para asignar un valor monetario y poder cuantificarlos. En la economía de la salud, la disponibilidad a pagar se refiere a la suma máxima que un individuo o Gobierno está dispuesto a pagar para conseguir un determinado bien o servicio (o suma máxima que está dispuesto a pagar para evitar un futuro riesgo de enfermedad o muerte) (European Commission, 2018).

Las encuestas de disponibilidad a pagar se enmarcan en el enfoque de la valoración contingente y se clasifican como metodologías de preferencia declarada, ya que suscitan explícitamente declaraciones de preferencia. Bajo el contexto de la valoración de riesgos para la salud derivados de problemas de contaminación ambiental, los enfoques de disponibilidad a pagar (WTP) suelen basarse en cuestionarios o encuestas para averiguar cuánto valoran los individuos la salud y/o la longevidad. Ello no quiere decir que dichas personas estén dispuestas a cambiar su salud por la suma indicada, sino que ciertas acciones relacionadas con un aumento o disminución del riesgo para su salud son preferibles a otras.

En un estudio realizado por Baumgärtner et al. (2017) se encontró que la disposición a pagar por bienes públicos ambientales puede depender en gran parte de variables como la desigualdad en ingresos, o en la actitud que tiene el individuo hacia su entorno (Nielsen-Pincus et al., 2017). Por otro lado, Combes et al. (2018) dejan entrever en su estudio que existen más factores contextuales que afectan a la probabilidad de que las personas estén más dispuestas a pagar para prevenir la contaminación ambiental, tales como la conciencia medioambiental y sus impactos negativos en la salud, densidad de población, gasto público y estándares mas altos de vida, estructuras institucionales más

solidas... Dichos autores encontraron que una parte sustancial de la variación entre países (80% en países desarrollados; 90% en países en desarrollo) puede explicarse por las características individuales, y que, niveles más elevados de educación, ingresos, religión y pertenencia a organizaciones ambientales también fueron relevantes en la disponibilidad a pagar para controlar la contaminación.

El informe que llevó a cabo la OMS en el año 2015 (OCDE & WHO Regional Office for Europe, 2015), describe la justificación del enfoque WTP como método estándar para derivar el Valor de la Vida Estadística. Como el método WTP depende de encuestas sobre un escenario hipotético, la validez de sus estimaciones ha sido a menudo criticada por algunos economistas convencionales, pero, sin embargo, el enfoque WTP es más exhaustivo en comparación con las deficiencias que presentan otros modelos.

El método del Valor de la Vida Estadística estimado por WTP ha sido utilizado durante décadas por los economistas de la salud en sus estudios (véase Jones-Lee, 1985). La ventaja de asignar un valor monetario a la vida y a la salud es que sirve como base común para poder evaluar el impacto de la contaminación del aire, comparando costes con beneficios de diferentes opciones (Carson et al., 2000).

El método empleado en este trabajo para estimar el coste económico de la contaminación se basa en el Valor de la Vida Estadística o 'Value of a Statistical Life' (VSL), utilizado frecuentemente en estudios que valoran el riesgo de la vida y que estima la carga de mortalidad prematura multiplicando el número previsto de muertes por dicho valor.

El método VSL que se emplea en este trabajo, se deriva entonces de la agregación de la disposición a pagar de los individuos de una sociedad para reducir marginalmente el riesgo de muerte prematura por contaminación. A pesar de su nombre, el cual sugiere un juicio monetario sobre el valor de una vida individual, este método se basa en la suma de los valores WTP y no representa directamente el valor de una vida en particular. Es decir, si la disponibilidad media a pagar para la reducción de 1 muerte en 100.000 por el riesgo anual de contaminación atmosférica es de 50€, se entiende que una muerte por 100.000 se evitaría con 100.000 personas pagando 50€. La suma de dichos valores WTP en este caso sería de 5 millones de euros, que se correspondería con el Valor de una Vida Estadística.

Hay que aclarar que el valor de este VSL no es constante, pues se ha demostrado que está relacionado con los ingresos y que, con el tiempo, aumenta con la inflación (Viscusi, 2010). Por otro lado, como su métrica se basa en el método WTP, no incorpora costes económicos como la pérdida de productividad por muerte prematura, ni tampoco ofrece datos de morbilidad. No obstante, como se ha dicho al inicio de este apartado, es el método que mejor acogida tiene y que más uso y aceptación goza por las instituciones y organismos internacionales, y por eso es el que se emplea en este trabajo. Se suele adoptar este modelo ya que, aunque no incorpore la pérdida de productividad como tal, sí que incluye una lista completa de valores sobre costes directos e indirectos de la enfermedad, así como otros componentes como el dolor y sufrimiento o la calidad de vida percibida. Autores como Casal et al. (2013) defienden que incluye todos los costes económicos de la mortalidad prematura, y que pueden dividirse en dos partes: las pérdidas intangibles o humanas (las más importantes) y las pérdidas tangibles como el valor del consumo potencial perdido por una muerte prematura. En general, el enfoque VSL suele arrojar datos más fehacientes y valores más altos que el enfoque del capital humano, por todo lo comentado anteriormente.

Formalmente, el Valor de la Vida Estadística se define como la relación marginal de sustitución entre ingreso (o riqueza) y el riesgo de mortalidad. De forma intuitiva, mide la tasa a la que las personas están dispuestas a intercambiar su dinero por un riesgo reducido de muerte.

Si se expresa en forma algebraica, el valor de una vida estadística se deriva de la siguiente manera:

Suponga que cada individuo tiene una función de utilidad esperada ( $U^E$ ), que depende del nivel de consumo,  $U(y)$ , y del riesgo de mortalidad ( $r$ ).

$$U^E(y, r) = (1 - r) U(y) \quad (4)$$

La disponibilidad a pagar de dicho individuo, manteniendo la misma utilidad esperada si se ofrece una reducción en el nivel de riesgo de  $r$  a  $r'$  es la solución a la ecuación:

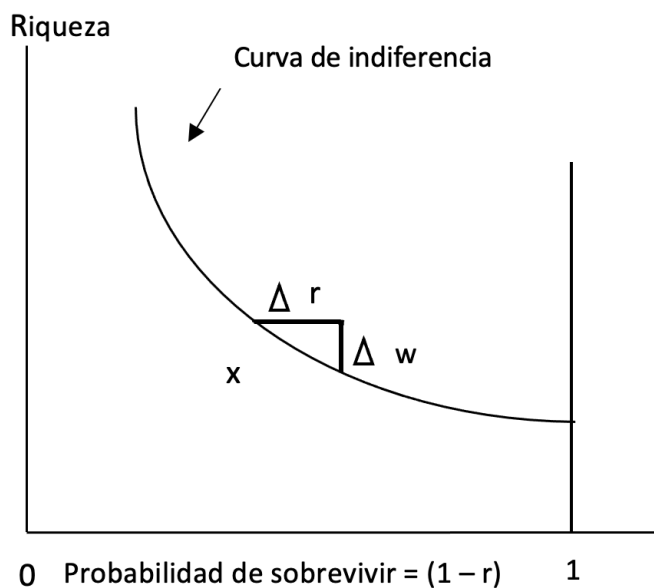
$$U^E(y - WTP, r') = U^E(y, r) \quad (5)$$

El Valor de la Vida Estadística es, por tanto, la relación marginal de sustitución entre estos dos elementos, el consumo y el riesgo de mortalidad, de manera que:

$$VSL \text{ (o RMS)} = \delta WTP / \delta r \quad (6)$$

Gráficamente:

Figura 12. Curva de indiferencia sobre la probabilidad de vivir (1-r) y consumo (y).



Fuente: elaboración propia

$$RMS_{y,r} = -\frac{\Delta y}{\Delta r} = \frac{UMg y}{UMg r} = \text{pendiente Curva Indiferencia} = VSL \quad (7)$$

Por tanto, el valor monetario de la vida estadística vendrá dado por el promedio de las RMS de todos los individuos participantes entre consumo y riesgo de muerte:

$$VSL = \frac{\sum_i RMS_i}{n} \quad (8)$$

El VSL específico empleado en este trabajo se ha estimado gracias al esfuerzo por parte de la OCDE en su metaanálisis de VSL realizado con 1095 valores de 92 estudios diferentes (OCDE, 2012). De este modo, se basa en un enfoque de transferencia de

beneficios y se asume un valor base de VSL para la UE27 de 3,615 millones de dólares para el año 2005. Este valor debería ir actualizándose a medida que se realicen nuevos estudios primarios de VSL. Dicha actualización puede aproximarse empleando el Índice de Precios al Consumo (IPC), así como mediante el ajuste de los ingresos reales a lo largo del tiempo. Dicho ajuste tiene en cuenta las diferencias en ingresos en los diferentes países, considerando las demás condiciones socioeconómicas constantes.

Si se busca derivar un valor VSL para un país en específico a partir del valor base del VSL de la OCDE, si dicho país pertenece a la UE27 como es el caso de España, bastaría con un ajuste de los ingresos en términos de PIB per cápita. Para la elasticidad del ingreso de VSL, se recomienda un valor de 0,8 y dicho ingreso debe expresarse en términos de PPA (Paridad de Poder Adquisitivo). Con este cálculo se obtendría un VSL en dólares del año 2005 que luego se convierte a euros utilizando los tipos de cambio ajustados por PPA para 2005. Además, para poder ajustar el VSL obtenido a los precios del año en el que se trabaje, se utiliza el Índice de Precios al Consumo nacional. Para estimar el VSL correspondiente a España en el año 2018, se ha hecho de la siguiente forma:

$$VSL_{\text{España-2018}} = VSL_{\text{UE27-2005}} \cdot (Y_{\text{España-2005}}/Y_{\text{UE27-2005}})^{0,8} \cdot PPA_{2005} \cdot (1 + \% \Delta P_{2005-2018}) \cdot (1 + \% \Delta Y_{2005-2018}) \quad (9)$$

Donde:

$VSL_{\text{España-2018}}$ : valor del VSL para España en el 2018

$VSL_{\text{UE27-2005}}$ : estimación del VSL promedio de la UE27 en el 2005 (valor base)

$Y_{\text{España-2005}}$ : Producto Interior Bruto (PIB) per cápita de España ajustado en términos PPA base 2005

$Y_{\text{UE27-2005}}$ : Producto Interior Bruto (PIB) medio per cápita de la UE27 ajustado en términos PPA base 2005

$PPA_{2005}$ : tipo de cambio ajustado por la Paridad del Poder Adquisitivo en 2005 (€/US \$)

$(1 + \% \Delta P_{2005-2018})$ : ajuste de la inflación con Índice de Precios al Consumo (IPC) en España durante el período 2005-2018

$(1 + \% \Delta Y_{2005-2018})$ : ajuste de los ingresos con crecimiento en el PIB en España durante el período 2005-2018

La elasticidad del ingreso aplicada es de 0,8 siendo el punto medio de la estimación recomendada entre 0,7 y 0,9 por la OCDE. Este supuesto de que la elasticidad-ingreso sea inferior a 1 significa que, a medida que aumentan los ingresos, la disposición a pagar por una reducción marginal en el riesgo de muerte por contaminación del aire también aumenta, pero no proporcionalmente, sino en una cantidad inferior a los ingresos. Esta suposición está fundamentada empíricamente en el caso de países desarrollados (OCDE, 2012). Todos los datos sobre precios, ingresos y tasas PPA se han obtenido de la página del Banco Mundial.

El VSL obtenido para España en el año 2018 fue de un total de 4,103 millones de euros (precios 2018). Para poder obtener el coste económico de las muertes prematuras ocasionadas por la contaminación del aire, basta con multiplicar dicho VSL por el número de fallecimientos ocasionados por el material particulado ( $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$ ). Dicha cifra de fallecidos por polución se obtiene, como anteriormente se ha explicado, mediante las tasas de riesgo relativo del estudio del 'Global Burden of Disease'.

#### Grupos Relacionados por Diagnóstico (GRD) para la estimación del coste de las hospitalizaciones por ictus

El método del VSL sirve para estimar el coste económico en términos de bienestar de las muertes acaecidas en un periodo de tiempo y en un territorio determinado, por lo que, para calcular el coste de las hospitalizaciones desde el punto de vista sanitario hay que recurrir a otro método. Sabemos que la contaminación y las enfermedades cerebrovasculares están relacionadas, y que no sólo se restringen a las muertes que ocasionan. En este trabajo también se pretende estimar, junto con el coste económico que acarrear las muertes por contaminación, el coste directo que suponen las hospitalizaciones. Este coste directo sanitario se corresponde con las altas hospitalarias por ictus que son causadas también por la contaminación del aire, y que puede cuantificarse monetariamente a través de los costes por GRD (Grupos Relacionados por Diagnóstico).

Estos costes por GRD provienen de los costes hospitalarios elaborados por la Contabilidad Analítica del Ministerio de Sanidad, siendo los últimos datos disponibles para el año 2018. Los Grupos Relacionados por Diagnóstico asignan un valor monetario a los recursos consumidos por los pacientes hospitalizados, es decir, estiman el coste medio de hospitalización. Además, suponen un sistema de clasificación en donde los pacientes se clasifican en base a grupos con características clínicas similares y de los que se espera un consumo parecido de recursos. Los GRD-APR (All patient refined – DRG) permiten tener en cuenta el grado de severidad y complejidad del enfermo. En este sistema existen cuatro niveles en base a las características del paciente y el diagnóstico y pruebas realizadas: NS1 (menor), NS2 (moderado), NS3 (elevado) y NS4 (extremo). Y, para cada GRD-APR y para cada nivel de severidad de la enfermedad se corresponde un coste medio diferente (Rodríguez et al., 2019).

Como en este caso se puede estimar la fracción atribuible de hospitalizaciones por ictus causadas por material particulado, pero no distinguir qué grado de severidad se corresponde con cada uno de los pacientes para poder asignarles los diferentes costes, se ha procedido con una valoración que consiste en asignar a los pacientes del código de enfermedades cerebrovasculares el coste medio paciente-día multiplicado por la estancia media.

## 5. Resultados

### 5.1 Resultados econométricos: relación entre contaminación e ictus

La Tabla 8 resume los estadísticos descriptivos de las variables empleadas en la regresión. En lo que respecta a los niveles de concentración de los contaminantes, ninguna región española supera los valores límites anuales europeos. Entrando más en detalle, para PM<sub>10</sub> todas las regiones cumplen los valores legislados (40 µg/m<sup>3</sup> anual), no así las recomendaciones de la OMS (20 µg/m<sup>3</sup> anual), donde las excederían 18 regiones. Para PM<sub>2.5</sub> al igual que en PM<sub>10</sub> ninguna región superaría el límite europeo de 25µg/m<sup>3</sup> anual, pero 22 regiones sí que excederían las directrices de la OMS (10 µg/m<sup>3</sup> anual).

Tabla 8. Estadísticos descriptivos de la muestra, 2018.

Variables	Descripción	Obs.	Media	Desv. Típ.	Mín.	Máx.
<b>Variables dependientes</b>						
fallecimientosictus	Muertes por ictus por cada 100.000 habitantes (CIE-10: I60-I69) en 2018	50	66,13	18,81	33,81	118,80
hospitalizacionesictus	Hospitalizaciones por ictus por cada 100.000 habitantes (CIE-10: I60-I69) en 2018.	50	232,10	47,84	120,90	354,40



<b>Variables explicativas</b>						
PIB pc	Producto Interior Bruto per capita (año 2018)	50	24.139	4.875	18.050	36.404
edad media	Edad media de la población	50	45,11	2,78	40,83	51,21
nº médicos	Número de médicos por cada 1.000 habitantes	50	5,29	1,00	3,49	7,98
PM10	Niveles de concentración ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) del material particulado ( $<10\mu\text{m}$ )	50	18,41	4,85	9,94	32,20
PM2.5	Niveles de concentración ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) del material particulado ( $<2.5\mu\text{m}$ )	45	10,10	3,48	4,25	23,39

Fuente: elaboración propia. La ratio de fallecimientos fue calculada usando la estadística de Defunciones Según la Causa de Muerte (INE). La ratio de hospitalizaciones fue calculada usando datos de la Encuesta de Morbilidad Hospitalaria del año 2018 (INE). Ambas ratios están en función de la población en 2018 según la provincia que se trate. El Producto Interior Bruto ha sido extraído de las Cuentas Regionales de España para el año 2018 (INE, 2021); la edad media de la población se ha obtenido a partir de los Indicadores de Estructura Poblacional (INE, 2021). La ratio sobre número de médicos se ha conseguido gracias a los datos de la Estadística de Profesionales colegiados en el año 2018 (INE, 2021). Los niveles de concentración de contaminantes han sido recabados a partir del Ministerio de Transición Ecológica, concretamente de la Database de la Calidad del Aire para el año 2018. Nota: son 50 observaciones correspondiéndose cada una con cada provincia española, para  $\text{PM}_{2.5}$  son 45 por falta de puntos de muestreo de este contaminante en varias regiones.

En la Tabla 9 se muestran los resultados de la estimación de los modelos por MCO. Los dos modelos quedan definidos en base a las variables que se pretenden explicar (fallecimientos y hospitalizaciones por ictus), las variables de interés del estudio (contaminantes  $\text{PM}_{10}$  y  $\text{PM}_{2.5}$ ) y las variables de control (PIB pc, edad media y nº de médicos) para recoger las características intrínsecas de cada provincia (todas en logaritmos para equiparar unidades).

Los resultados de las estimaciones muestran claramente cómo los fallecimientos y altas hospitalarias por ictus están relacionados con la contaminación del aire, mostrando una relación positiva entre variables (es decir, si aumentan los niveles de contaminación se refleja en una subida del número de altas hospitalarias y fallecimientos causados por ictus). El único contaminante estadísticamente significativo tanto en el modelo de fallecimientos como hospitalizaciones es  $PM_{2.5}$  (al 10% y 1% de nivel de significación respectivamente). Por su parte,  $PM_{10}$  no se muestra relevante en ninguno de los modelos por lo que no se puede rechazar la hipótesis de que su coeficiente valga cero. Su signo negativo no puede ser interpretado porque realmente lo que indica es que su IC tiene valores positivos y negativos y su media es negativa, pero su coeficiente puede adquirir tanto valores positivos como negativos (o cero). No tendría efecto estadísticamente significativo sobre el regresando. Aquí cabría recordar que el material particulado inferior a  $2,5\mu$  es mucho más peligroso e influyente que las partículas inferiores a  $10\mu$ , por lo que podría servir como una posible justificación. Si interpretamos el coeficiente asociado a  $PM_{2.5}$  para el modelo de fallecimientos (1), se estima que un aumento del 1% en los niveles de  $PM_{2.5}$  supondría un aumento del 0,162% en la tasa de mortalidad por ictus, ceteris paribus. En el caso de las hospitalizaciones (4) se interpretaría de igual forma, pues se estima que un aumento del 1% en los niveles de  $PM_{2.5}$  supone un aumento del 0,211% en las hospitalizaciones por ictus, ceteris paribus.

Tabla 9. Resultados regresión econométrica (MCO).

	<i>Dependent variable:</i>					
	(1)	log(fall_ictus) (2)	(3)	(4)	log(hosp_ictus) (5)	(6)
log(pm2.5)	0.162* (0.082)		0.165* (0.083)	0.211*** (0.071)		0.204*** (0.070)
log(pm10)		-0.019 (0.125)			0.029 (0.130)	
log(pibpc)	-0.525*** (0.130)	-0.523*** (0.136)	-0.494*** (0.144)	0.296** (0.112)	0.311** (0.141)	0.227* (0.122)
log(edad_media)	4.353*** (0.477)	3.672*** (0.509)	4.426*** (0.501)	2.495*** (0.410)	1.620*** (0.528)	2.334*** (0.423)
log(num_medicos)			-0.088 (0.167)			0.193 (0.141)
Constant	-7.485*** (2.106)	-4.499* (2.651)	-7.940*** (2.295)	-7.502*** (1.810)	-3.961 (2.748)	-6.498*** (1.935)
Observations	45	50	45	45	50	45
R <sup>2</sup>	0.687	0.652	0.689	0.561	0.333	0.581
Adjusted R <sup>2</sup>	0.664	0.629	0.658	0.529	0.290	0.539
Residual Std. Error	0.166 (df = 41)	0.170 (df = 46)	0.168 (df = 40)	0.143 (df = 41)	0.177 (df = 46)	0.142 (df = 40)
F Statistic	30.045*** (df = 3; 41)	28.675*** (df = 3; 46)	22.203*** (df = 4; 40)	17.461*** (df = 3; 41)	7.657*** (df = 3; 46)	13.848*** (df = 4; 40)

Note:

\*p&lt;0.1; \*\*p&lt;0.05; \*\*\*p&lt;0.01

Fuente: elaboración propia.

En cuanto a la relación inversa que el PIB per cápita mantiene con los fallecimientos, está en consonancia con los estudios epidemiológicos (véase Escaño-Marín et al., 2017), y podría deberse a la mejor calidad de vida, acceso a fármacos más caros, etc. En el caso de las hospitalizaciones, es probable que esté asociado a un mayor grado de cobertura y acceso a los servicios sanitarios, lo que puede derivar en una mayor detección temprana de ictus y un mayor número de hospitalizaciones por dicha causa.

En el modelo (3) en el cual se incluye el nº de médicos como explicativa para los fallecimientos por ictus, podemos observar que no se muestra relevante. En este análisis de robustez, el coeficiente estimado para el contaminante  $PM_{2.5}$  es robusto a la introducción del nº de médicos puesto que su coeficiente apenas varía a pesar de haber incorporado una variable que aparentemente debería ser explicativa.

Lo que se ha detectado con dicho modelo es que la variable  $PM_{2.5}$  (según la OMS el contaminante más perjudicial para la salud humana como se citó anteriormente) tiene relación directa tanto con los fallecimientos como hospitalizaciones por ictus tal y como se esperaba, y es robusta a la introducción de variables como el nº de médicos. Con respecto a  $PM_{10}$  no se muestra significativo y no existen evidencias contrarias a la hipótesis de que su coeficiente sea cero (lo cual es probable que se deba a la falta de tamaño muestral).

Como los resultados que se comentan son los de los modelos (1) y (4), en la Tabla 10 se recogen los resultados de los tests de validación de ambos modelos para asegurar que no existen problemas de autocorrelación, heterocedasticidad y que los residuos son normales.

Tabla 10. Contrastes validación modelo econométrico

Hipótesis Nula	Contraste	Modelo	Modelo
		fallecimientos (1)	hospitalizaciones (4)
		p-valor	p-valor
Incorrelación serial	Durbin Watson	0,7397	0,5194
Incorrelación serial	Breusch-Godfrey	0,5427	0,9901
Homocedasticidad	Breusch-Pagan	0,8104	0,2247
Normalidad	Jarque-Bera	0,4615	0,8290
Normalidad	Lilliefors	0,5129	0,9791

Fuente: elaboración propia

## 5.2 Estimación del coste económico de la contaminación

Para poder cuantificar el coste económico del ictus en España en el 2018 debido al material particulado, se analizan tanto los fallecimientos como las hospitalizaciones que son atribuibles a dicho factor. Como se ha explicado anteriormente, esa proporción tanto de muertes como de altas hospitalarias que se atribuye a la contaminación se obtiene del consistente estudio del 'Global Burden of Disease' en donde se establecen tres posibles valores: un valor base del 4,73% (que se considera el más probable), un límite inferior del 3,14% y un límite superior del 6,50%. Dichos valores dan pie a un análisis de sensibilidad para ambas variables (fallecimientos y hospitalizaciones).

### *Valoración del coste sobre las pérdidas de bienestar*

El coste económico de las muertes por ictus ocasionadas por la mala calidad del aire se obtiene multiplicando cada uno de los porcentajes anteriores por el total de fallecimientos acaecidos en el país en 2018 y, una vez obtenida esa fracción o número de defunciones ocasionadas por la contaminación, se multiplica por el VSL estimado para España en 2018.

Por tanto, si en el año 2018 fallecieron 26.420 personas en España por ictus, la fracción atribuible de esas muertes a la contaminación del aire y su correspondiente coste económico se recoge en la Tabla 11.

Tabla 11. Muertes y coste económico por ictus atribuibles a la contaminación atmosférica en España, 2018.

	Límite inferior del 'GBD' (3,14%)	Valor base del 'GBD' (4,73%)	Límite superior del 'GBD' (6,50%)
<b>Muertes estimadas por ictus atribuibles al material particulado</b>	829,59	1249,66	1717,3
<b>Coste económico estimado (millones de euros)</b>	3.406,19	5.129,81	7.046,31

Fuente: elaboración propia a partir de datos del INE y del 'Global Burden of Disease Study'.

Si tomamos como referencia el valor base que ofrece el 'GBD' (4,73%) y que es el más probable de todos, en España en el 2018 habrían fallecido por ictus a causa del material particulado un total de 1.250 personas. Por su parte, el valor inferior y superior se corresponderían con 830 y 1.717 fallecidos respectivamente.

Traducido a términos económicos, si estas muertes se multiplican por el VSL de España en el 2018 (4,103 millones de euros) calculado con la fórmula del epígrafe anterior, el escenario base arroja un coste que superaría los cinco mil millones de euros. Si lo relativizamos con respecto al PIB se puede conocer de forma más clara la magnitud del problema. Así, el escenario base indica que el coste de sólo las muertes por ictus debido a la contaminación del aire en España en 2018 fue equivalente al 0,55% del PIB. Si nos situamos en el límite inferior el coste supondría casi el 0,37% del PIB y con el límite superior, ascendería al 0,76% del PIB. En otras palabras, la contaminación del aire le cuesta a cada español una media de 109,80€ al año sólo por las muertes por ictus que ocasiona.

*Valoración de los costes directos sanitarios*

Si atendemos al número de hospitalizaciones que hubo en España en el año 2018 por ictus, que fueron un total de 110.310, la proporción atribuible de dichas altas a la contaminación del aire, asumiendo los mismos porcentajes del estudio del 'GBD' se muestra la Tabla 12, así como su correspondiente coste económico.

Tabla 12. Hospitalizaciones y coste económico por ictus atribuibles a la contaminación atmosférica en España, 2018.

	Límite inferior del 'GBD' (3,14%)	Valor base del 'GBD' (4,73%)	Límite superior del 'GBD' (6,50%)
Hospitalizaciones estimadas por ictus atribuibles al material particulado	3.463,73	5.217,66	7.170,15
Coste económico estimado (millones de euros)	14,128	21,282	29,244

Fuente: elaboración propia.

Por tanto, a la vista de los resultados de la tabla anterior, en España en el año 2018 cerca de 5.218 hospitalizaciones por ictus habrían sido causadas por el material particulado. Para los límites tanto inferior como superior, las altas hospitalarias alcanzarían las 3.464 y 7.170 altas respectivamente. El coste económico que supusieron las hospitalizaciones por ictus a causa del material particulado en España para el año 2018 fue de un total de 21.282.656 €, lo que, si se traduce en términos de Gasto Sanitario Hospitalario de ese mismo año, se aproximaría al 0,046%. Analizando los dos escenarios extremos, se obtiene un 0,031% para el límite inferior y un 0,063% para el superior.

Este coste económico se ha estimado mediante los GRD. En España en el año 2018, el coste medio APR por un paciente hospitalizado por ictus se muestra en la Tabla 13.

Tabla 13. Coste medio por paciente hospitalizado por ictus en España, 2018.

Cód. GRD	Descripción GRD	Tipo GRD	Cód. CDM	Descripción CDM	Coste medio APR
045	ACVA y oclusiones precerebrales con infarto	Médico	1	Enfermedades y trastornos del sistema nervioso	4.078,70 €

Fuente: elaboración propia a partir de datos del Ministerio de Sanidad.

Una vez estimados los costes tanto de los fallecimientos como de las altas hospitalarias, pueden resumirse de forma más clara en la Tabla 14.

Tabla 14. Resumen resultados del estudio.

Categoría	Coste (en mill €)
<b>1. COSTES DIRECTOS SANITARIOS (costes tangibles)</b>	Caso base (mínimo – máximo)
Hospitalizaciones	21,282
<b>2. COSTES EN PÉRDIDAS DE BIENESTAR (costes intangibles)</b>	Caso base (mínimo – máximo)
Pérdidas debidas a fallecimientos	5.129,81
<b>COSTE TOTAL (tangibles + intangibles)</b>	<b>+ 5.151,092</b>
<b>Coste per cápita anual</b>	<b>≈ 110€</b>

Fuente: elaboración propia. Nota: precios del año 2018.

Cabe reseñar que este es el coste económico por una única enfermedad causada por un único contaminante, y, como se ha revisado en la literatura anteriormente, la contaminación se relaciona con muchas más enfermedades y su coste por tanto llega a tener un peso más importante sobre el PIB a escala general. También hay que aclarar que los anteriores resultados suponen una infraestimación de los costes directos hospitalarios (y por tanto del problema real) ya que solo se han tenido en cuenta las hospitalizaciones y no otros costes directos como los costes privados de las familias (cuidado informal), costes farmacológicos, etc. El análisis se efectúa exclusivamente desde el punto de vista sanitario y centrado en hospitalizaciones (no incluye atención primaria ni atención urgente).

## 6. Conclusiones y recomendaciones

Este trabajo estudia la relación entre la contaminación del aire por material particulado e ictus así como la estimación de su correspondiente coste económico para España en el 2018. Utilizando datos de diversas fuentes como el INE, Banco Mundial, IHME, el Ministerio de Sanidad y el Ministerio de Transición Ecológica para las 50 regiones españolas, se ha construido un modelo econométrico para estimar dicha relación entre contaminación atmosférica y tasas de mortalidad/hospitalización por ictus en España, así como la derivación y obtención del correspondiente coste económico mediante el Valor de la Vida Estadística. Los modelos se han servido de variables que la literatura reconoce como determinantes para el stock de salud, tales como los ingresos, la edad de la población y un proxy del sistema de salud, que en nuestro caso fue la ratio de médicos. Los datos empleados referentes al problema de salud se obtuvieron del INE y del Ministerio de Sanidad (fallecimientos y hospitalizaciones por ictus). Del IHME hemos obtenido los porcentajes de riesgo relativo de mortalidad por ictus atribuibles al material particulado. En cuanto a las variables socioeconómicas, como el PIB (tanto nacional como regional) la población total, o el número de médicos han sido obtenidas a partir del INE. Los datos de los contaminantes ( $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$ ) fueron calculados como medias anuales para cada provincia gracias a la base de datos diaria del Ministerio de Transición Ecológica.

Los resultados de las estimaciones realizadas ponen de manifiesto la magnitud del problema, pues el coste económico de sólo el material particulado en nuestro país (excluyendo a una lista larga de más contaminantes) y su afectación en las muertes y hospitalizaciones por ictus en España (excluyendo a las demás enfermedades) supone el 0,55% del PIB, superando los cinco mil millones de euros. Por su parte, los resultados econométricos confirmarían la relación positiva entre ambas variables, mostrándose  $PM_{2.5}$  significativa con respecto a la tasa de fallecidos y hospitalizados (al 10% y 1% de nivel de significación respectivamente).



Estudios epidemiológicos han demostrado que existe una fuerte evidencia que confirma la asociación entre la exposición a material particulado y el riesgo de sufrir o morir por ictus. Estos mismos estudios también sugieren que el tráfico rodado por carretera constituye hoy en día la razón más común y la principal causa de muertes prematuras y discapacidades por ictus debidas a la contaminación del aire en Europa (Shah et al., 2015; R. Zhang et al., (2018); Stafoggia et al., (2014); Maheswaran Ravi & Elliott Paul, (2003)).

Cabe destacar que el presente estudio tiene una serie de limitaciones que tienen que ser tenidas en cuenta a la hora de interpretar los resultados. Por ejemplo, la variación diaria de los niveles contaminantes de  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  está relacionada a veces con las condiciones climáticas de la región afectando así a la dispersión de los contaminantes, siendo este un efecto no controlable en la regresión efectuada. Por otro lado, tanto el Banco Mundial como el IHME defendieron que el monitoreo de suelo no es suficiente para proveer una estimación real de la exposición al material particulado, y que en aquellas zonas que no tienen este tipo de estaciones una buena herramienta como proxy a la medición de los niveles contaminantes sería vía satélite. Otro aspecto a considerar es si las mediciones de las estaciones son representativas de la exposición de la población en general o no.

Otra limitación del presente estudio está relacionada con el método de estimación utilizado para monetizar las muertes por ictus a causa del material particulado. En primer lugar, el Valor de la Vida Estadística es a menudo criticado por subestimar el valor de la vida, ya que las personas tienen percepciones incorrectas sobre los riesgos. Además, sería más adecuado utilizar un VSL específico que se enmarcase dentro del contexto medioambiental.

Como punto final a este último epígrafe, procede dar una serie de aportaciones personales basadas en medidas y recomendaciones públicas que ayuden a los policymakers a la hora de reducir y tener una mejor gestión sobre la contaminación del aire. Y es que, desde una perspectiva social, la contaminación atmosférica es un problema de salud pública que tiene un gran impacto en la salud y en la calidad de vida de los ciudadanos. En este sentido, la exposición a los contaminantes presentes en el aire debería ser una prioridad para los gobiernos, pues, los resultados alcanzados en

este trabajo resaltan la necesidad de implementar y fortalecer diversos tipos de políticas públicas, con el objetivo de reducir la contaminación del aire y sus efectos en la salud y bienestar de los individuos. Como consideración inicial e independientemente de las políticas públicas llevadas a cabo, es necesaria más información que haga saber los beneficios de reducir la exposición de la población a estos contaminantes.

Existen varios tipos de políticas públicas como las regulatorias, fiscales o de salud. Algunas políticas regulatorias han sido llevadas a cabo recientemente por autoridades tanto españolas como europeas. Indudablemente, han tenido resultados positivos sobre la mejora de la calidad del aire, como es el caso del Paquete «aire puro» propuesto por la Unión Europea y adoptado en el 2013. Las estadísticas mostraron como se experimentó una reducción del 12% en las muertes prematuras ocasionadas por el material particulado. No obstante, esta cifra es relativamente modesta, y sería mucho mayor si por ejemplo se adoptasen las recomendaciones de la OMS para los niveles máximos de contaminantes. Por su parte, el gobierno español ha ido un paso más allá y recientemente ha implantado nuevas medidas en la línea de la energía y del cambio climático, como por ejemplo, para la reducción de la generación de energía a base de carbón o apostando por las energías renovables como en el transporte público. El Programa Nacional de Control de la Contaminación Atmosférica 2019-2020 es la última iniciativa en este campo.

Por otra parte, los instrumentos fiscales han demostrado ser efectivos para reducir la contaminación del aire o incentivar la entrada de tecnologías limpias en las industrias. También los subsidios para la reducción de emisiones tienen gran aceptación. Sin embargo, España ha mantenido una postura distante en cuanto al empleo de estas políticas (Gago et al., 2007; Labandeira et al., 2019). Teniendo en cuenta que estos impuestos pigouvianos tienen implicaciones para el equilibrio entre eficiencia-equidad, se necesita una reconsideración de las reformas fiscales, como por ejemplo aumentar la capacidad de recaudación de impuestos ambientales en el sector del transporte, que es un factor contribuyente importante del material particulado.

En cuanto a políticas de salud, podrían adoptarse programas de detección de enfermedades de las que se sabe que la contaminación del aire es de alto riesgo e incorporarlas a las agendas de atención médica. También las campañas de educación ambiental son fundamentales. Un problema que fue solventado hasta hace poco con el Índice Nacional de Calidad del Aire, era la escasez de información periódica sobre los

niveles contaminantes del aire en los diferentes puntos del país. Ahora, con dicho Índice cualquier ciudadano puede conocer la calidad del aire que respira en todo momento desde la página web del Ministerio de Transición Ecológica.

Otra medida que ha surgido y que goza de gran aceptación entre los países europeos es el establecimiento de un mercado de cupos de contaminantes. Es decir, que aquellas industrias o sectores que excedan sus niveles individuales máximos, puedan 'comprar' a otras industrias que contaminen menos el excedente de sus cupos. Es una manera fácil e innovadora de incentivar a los sectores a reducir sus niveles contaminantes para poder vender sus cupos a otras que lo necesiten.

Un último dato relevante para concluir el presente trabajo es que, según el Hospital Clínic Barcelona (2019), el 12% de las muertes por ictus debidas a la contaminación del aire en España se producen por contaminación originada en otras partes del mundo, por lo que no solo es un problema que atañe a aspectos de políticas públicas locales, sino que requiere de un compromiso mayor a escala mundial.

## Bibliografía

- Álvaro, L. C., López-Arbeloa, P., & Cozar, R. (2009). Hospitalizaciones por accidentes cerebrovasculares agudos y ataques isquémicos transitorios en España: Estabilidad temporal y heterogeneidad espacial en el período 1998-2003. *Revista de Calidad Asistencial*, 24(1), 16-23. [https://doi.org/10.1016/S1134-282X\(09\)70071-5](https://doi.org/10.1016/S1134-282X(09)70071-5)
- Banco Mundial. (s. f.). *Indicators | Data*. Banco Mundial Indicadores. Recuperado 16 de junio de 2021, de <https://datos.bancomundial.org/indicador>
- Baumgärtner, S., Drupp, M. A., Meya, J. N., Munz, J. M., & Quaas, M. F. (2017). Income inequality and willingness to pay for environmental public goods. *Journal of Environmental Economics and Management*, 85, 35-61. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2017.04.005>
- Beelen, R., Raaschou-Nielsen, O., Stafoggia, M., Andersen, Z. J., Weinmayr, G., Hoffmann, B., Wolf, K., Samoli, E., Fischer, P., Nieuwenhuijsen, M., Vineis, P., Xun, W. W., Katsouyanni, K., Dimakopoulou, K., Oudin, A., Forsberg, B., Modig, L., Havulinna, A. S., Lanki, T., ... Hoek, G. (2014). Effects of long-term exposure to air pollution on natural-cause mortality: An analysis of 22 European cohorts within the multicentre ESCAPE project. *Lancet (London, England)*, 383(9919), 785-795. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(13\)62158-3](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(13)62158-3)
- Real Decreto 102/2011, de 28 de enero, relativo a la mejora de la calidad del aire., n.º 1645, 9754. [https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/atmosfera-y-calidad-del-aire/RD%20102-2011\\_tcm30-187912.pdf](https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/atmosfera-y-calidad-del-aire/RD%20102-2011_tcm30-187912.pdf)
- Bourdrel, T., Bind, M.-A., Béjot, Y., Morel, O., & Argacha, J.-F. (2017). Cardiovascular effects of air pollution. *Archives of Cardiovascular Diseases*, 110(11), 634-642. <https://doi.org/10.1016/j.acvd.2017.05.003>
- Brea, A., Laclaustra, M., Martorell, E., & Pedragosa, À. (2013). Epidemiología de la enfermedad vascular cerebral en España. *Clínica e Investigación en Arteriosclerosis*, 25(5), 211-217. <https://doi.org/10.1016/j.arteri.2013.10.006>
- Brook, R. D., Rajagopalan, S., Pope, C. A., Brook, J. R., Bhatnagar, A., Diez-Roux, A. V., Holguin, F., Hong, Y., Luepker, R. V., Mittleman, M. A., Peters, A., Siscovick, D., Smith, S. C., Whitsel, L., Kaufman, J. D., & American Heart Association Council on Epidemiology and Prevention, Council on the Kidney in Cardiovascular Disease, and Council on Nutrition, Physical Activity and Metabolism. (2010). Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: An update to the scientific statement from the

- American Heart Association. *Circulation*, 121(21), 2331-2378. <https://doi.org/10.1161/CIR.0b013e3181d8e3e1>
- Caillaud, D., Annesi-Maesano, I., Bourin, A., Chinnet, T., Colette, A., Blay, F., Dixsaut, G., Housset, B., Kleinpeter, J., Malherbe, L., Roussel, I., Dalphin, J., & Charpin, D. (2019). ScienceDirect La pollution atmosphérique et ses effets sur la santé respiratoire en France. Document d'experts du Groupe Pathologies pulmonaires professionnelles environnementales et iatrogéniques (PAPPEI) de la Société de pneumologie de langue française (SPLF). *Revue des Maladies Respiratoires*, 36, 1150-1183. <https://doi.org/10.1016/j.rmr.2019.10.004>
- Carson, R. T., Mitchell, R. C., Kahn (brookfield, J., & Elgar, V. E. (2000). *Forthcoming in Handbook of Contingent Valuation edited by Anna Alberini, David.*
- Casal, B., Rivera, B., & Pinto Prades, J. (2013). *Estimating the social cost of road crashes in the Eastern Mediterranean Region. Developing a standar methodology.*
- Cayuela, A., Cayuela, L., Escudero-Martínez, I., Rodríguez-Domínguez, S., González, A., Moniche, F., Jiménez, M. D., & Montaner, J. (2016). Análisis de las tendencias en la mortalidad por enfermedades cerebrovasculares en España 1980-2011. *Neurología*, 31(6), 370-378. <https://doi.org/10.1016/j.nrl.2014.09.002>
- Chang, K.-H., Chang, M.-Y., Muo, C.-H., Wu, T.-N., Hwang, B.-F., Chen, C.-Y., Lin, T.-H., & Kao, C.-H. (2015). Exposure to Air pollution Increases the Risk of Osteoporosis. *Medicine*, 94(17) pe 733. <https://doi.org/10.1097/MD.0000000000000733>
- Chen, H., Kwong, J. C., Copes, R., Tu, K., Villeneuve, P. J., Donkelaar, A. van, Hystad, P., Martin, R. V., Murray, B. J., Jessiman, B., Wilton, A. S., Kopp, A., & Burnett, R. T. (2017). Living near major roads and the incidence of dementia, Parkinson's disease, and multiple sclerosis: A population-based cohort study. *The Lancet*, 389(10070), 718-726. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(16\)32399-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(16)32399-6)
- Clínic Barcelona. (2019). *Aumentan los casos de ictus causados por la contaminación | Hospital Clínic Barcelona.* Clínic Barcelona. <https://www.clinicbarcelona.org/noticias/aumentan-los-casos-de-ictus-causados-por-la-contaminacion-2>
- Combes, J.-L., Hamit-Haggag, M., & Schwartz, S. (2018). A multilevel analysis of the determinants of willingness to pay to prevent environmental pollution across countries. *The Social Science Journal*, 55(3), 284-299. <https://doi.org/10.1016/j.soscij.2018.02.001>
- Deng X., Rui W., Zhang F., & Ding W. (2013). *PM 2.5 induces Nrf2-mediated defense mechanisms against oxidative stress by activating PIK3/AKT signaling pathway in human lung alveolar epithelial A549 cells.* *Cell Biology and Toxicology*, 29(3), 143-157. <https://doi.org/10.1007/s10565-013-9242-5>
- Directiva 2008/50/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 21 de mayo de 2008 relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa, (2008) (testimony of Diario Oficial de la Unión Europea). <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/atmosfera-y->

calidad-del-aire/Directiva%202008-50-CE\_calidad%20del%20aire\_tcm30-187869.pdf

- Durantez, M. I. H. (2017). *Tendencias de mortalidad por cardiopatía isquémica y accidente cerebrovascular en el periodo 1998-2013* [Http://purl.org/dc/dcmitype/Text, Universidad Miguel Hernández]. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=134557>
- Ergin, A., Muntner, P., Sherwin, R., & He, J. (2004). Secular trends in cardiovascular disease mortality, incidence, and case fatality rates in adults in the United States. *The American Journal of Medicine*, 117(4), 219-227. <https://doi.org/10.1016/j.amjmed.2004.03.017>
- Esaño-Marín, R., Pérez-Belmonte, L. M., Rodríguez de la Cruz, E., Gómez-Doblas, J. J., de Teresa-Galván, E., & Jiménez-Navarro, M. (2017). Enfermedad cardiovascular y producto interior bruto en España: Análisis de correlación por comunidades autónomas. *Revista Española de Cardiología*, 70(3), 210-212. <https://doi.org/10.1016/j.recesp.2016.07.023>
- European Commission. (2018). What are the health costs of environmental pollution? 21. [https://ec.europa.eu/environment/integration/research/newsalert/pdf/health\\_costs\\_environmental\\_pollution\\_FB21\\_en.pdf](https://ec.europa.eu/environment/integration/research/newsalert/pdf/health_costs_environmental_pollution_FB21_en.pdf)
- Federación Española del Ictus. (2018). Código Ictus—Federación Española del Ictus. *FEI*. <https://ictusfederacion.es/infoictus/codigo-ictus/>
- Gago, A., Labandeira, X., Picos, F., & Rodríguez, M. (2007). *Environmental Taxes in Spain: A Missed Opportunity*. En *International Center for Public Policy Working Paper Series, at AYSPS, GSU* (N.º paper0609; International Center for Public Policy Working Paper Series, at AYSPS, GSU). International Center for Public Policy, Andrew Young School of Policy Studies, Georgia State University. <https://ideas.repec.org/p/aysp/ispwps/paper0609.html>
- Hamanaka, R. B., & Mutlu, G. M. (2018). Particulate Matter Air Pollution: Effects on the Cardiovascular System. *Frontiers in Endocrinology*, 9. <https://doi.org/10.3389/fendo.2018.00680>
- Hansell, A., Ghosh, R., Blangiardo, M., Perkins, C., Vienneau, D., Goffe, K., Briggs, D., & Gulliver, J. (2016). Historic air pollution exposure and Long-term mortality risks in England and Wales: Prospective longitudinal cohort study. *Thorax*, 71, thoraxjnl-2015. <https://doi.org/10.1136/thoraxjnl-2015-207111>
- Hsu, W.-H., Hwang, S.-A., Kinney, P. L., & Lin, S. (2017). Seasonal and temperature modifications of the association between fine particulate air pollution and cardiovascular hospitalization in New York state. *The Science of the Total Environment*, 578, 626-632. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.008>
- IHME. (2021). *GBD Results Tool | GHDx*. <http://ghdx.healthdata.org/gbd-results-tool>
- INE. Instituto Nacional de Estadística. (2020). *Defunciones por causas (lista reducida) por sexo y grupos de edad(7947)*. INE. <https://www.ine.es/jaxiT3/Tabla.htm?t=7947&L=0>

- INE. Instituto Nacional de Estadística. (2021a). *INEbase / Demografía y población / Padrón. Población por municipios / Estadística del Padrón continuo / Resultados*. INE. [https://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/operacion.htm?c=Estadistica\\_C&cid=1254736177012&menu=resultados&idp=1254734710990](https://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/operacion.htm?c=Estadistica_C&cid=1254736177012&menu=resultados&idp=1254734710990)
- INE. Instituto Nacional de Estadística. (2021b). *INEbase / Economía / Cuentas económicas / Contabilidad regional de España / Resultados*. INE. [https://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/operacion.htm?c=Estadistica\\_C&cid=1254736167628&menu=resultados&idp=1254735576581#](https://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/operacion.htm?c=Estadistica_C&cid=1254736167628&menu=resultados&idp=1254735576581#)
- INE. Instituto Nacional de Estadística. (2021c). *INEbase / Sociedad / Salud / Estadística de profesionales sanitarios colegiados / Resultados*. INE. [https://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/operacion.htm?c=Estadistica\\_C&cid=1254736176781&menu=resultados&idp=1254735573175](https://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/operacion.htm?c=Estadistica_C&cid=1254736176781&menu=resultados&idp=1254735573175)
- INE. Instituto Nacional de Estadística. (2018). *España en cifras 2018*. [https://www.ine.es/prodyser/espa\\_cifras/2018/20/](https://www.ine.es/prodyser/espa_cifras/2018/20/)
- Isard P.A. & Forbes J.F. (1992). *The Cost of Stroke to the National Health Service in Scotland*. Karger. <https://www.karger.com/Article/PDF/108988>
- Jia, L., Liu, Q., Hou, H., Guo, G., Zhang, T., Fan, S., & Wang, L. (2020). Association of Ambient air Pollution with risk of preeclampsia during pregnancy: A retrospective cohort study. *BMC Public Health*, 20(1), 1663. <https://doi.org/10.1186/s12889-020-09719-w>
- Jones-Lee, M. W. (1985). The Value of Life and Safety: A Survey of Recent Developments. *The Geneva Papers on Risk and Insurance*, 10(36), 141-173.
- Kilian, J., & Kitazawa, M. (2018). The emerging risk of exposure to air pollution on cognitive decline and Alzheimer's disease—Evidence from epidemiological and animal studies. *Biomedical Journal*, 41(3), 141-162. <https://doi.org/10.1016/j.bj.2018.06.001>
- Labandeira, X., Labeaga, J., & Lopez-Otero, X. (2019). New Green Tax Reforms: Ex-Ante Assessments for Spain. *Sustainability*, 11, 5640. <https://doi.org/10.3390/su11205640>
- Landrigan, P. J., Fuller, R., Acosta, N. J. R., Adeyi, O., Arnold, R., Basu, N. (Nil), Baldé, A. B., Bertollini, R., Bose-O'Reilly, S., Boufford, J. I., Breysse, P. N., Chiles, T., Mahidol, C., Coll-Seck, A. M., Cropper, M. L., Fobil, J., Fuster, V., Greenstone, M., Haines, A., ... Zhong, M. (2018). The Lancet Commission on pollution and health. *The Lancet*, 391(10119), 462-512. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(17\)32345-0](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(17)32345-0)
- Lee, P.-C., Liu, L.-L., Sun, Y., Chen, Y.-A., Liu, C.-C., Li, C.-Y., Yu, H.-L., & Ritz, B. (2016). Traffic-related air pollution increased the risk of Parkinson's disease in Taiwan: A nationwide study. *Environment International*, 96, 75-81. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.08.017>
- Lim, C. C., Hayes, R. B., Ahn, J., Shao, Y., Silverman, D. T., Jones, R. R., Garcia, C., & Thurston, G. D. (2018). Association between long-term exposure to ambient air

- pollution and diabetes mortality in the US. *Environmental research*, 165, 330-336. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.04.011>
- Linares, C., Culqui, D., Carmona, R., Ortiz, C., & Díaz, J. (2017). Short-term association between environmental factors and hospital admissions due to dementia in Madrid. *Environmental Research*, 152, 214-220. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.10.020>
- Liu, Y., Xu, J., Chen, D., Sun, P., & Ma, X. (2019). The association between air pollution and preterm birth and low birth weight in Guangdong, China. *BMC Public Health*, 19(1), 3. <https://doi.org/10.1186/s12889-018-6307-7>
- Maheswaran Ravi & Elliott Paul. (2003). Stroke Mortality Associated With Living Near Main Roads in England and Wales. *Stroke*, 34(12), 2776-2780. <https://doi.org/10.1161/01.STR.0000101750.77547.11>
- Mark Li & Léo Mallat. (2018). *Health impacts of Air Pollution*. [https://www.scor.com/sites/default/files/sp42-air\\_pollution.pdf](https://www.scor.com/sites/default/files/sp42-air_pollution.pdf)
- Martínez-Vila, E., Irimia, P.I., Urrestarazu, E., & Gállego, J. (2000). *El coste del ictus. Anales del Sistema Sanitario de Navarra*, 23(Extra3), 33-38. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6604459>
- Min, J., & Min, K. (2017). Exposure to ambient PM10 and NO2 and the incidence of attention-deficit hyperactivity disorder in childhood. *Environment International*, 99, 221-227. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.11.022>
- Ministerio de Sanidad. (s. f.). *Ministerio de Sanidad, Consumo y Bienestar Social—Portal Estadístico del SNS - Estadísticas y Estudios—Informes y Recopilaciones*. Recuperado 16 de junio de 2021, de <https://www.msbs.gob.es/estadEstudios/estadisticas/inforRecopilaciones/anaDesarrolloGDR.htm>
- Ministerio de Sanidad. (2018). *Ministerio de Sanidad, Consumo y Bienestar Social—Portal Estadístico del SNS - Registro de Altas de los Hospitales del Sistema Nacional de Salud. CMBD*. <https://www.msbs.gob.es/estadEstudios/estadisticas/cmbdhome.htm>
- Ministerio para la Transición Ecológica. (2018). *Evaluación de la calidad del aire en España. Año 2018*. [https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/atmosfera-y-calidad-del-aire/informeevaluacioncalidadaireespana2018\\_tcm30-498764.pdf](https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/atmosfera-y-calidad-del-aire/informeevaluacioncalidadaireespana2018_tcm30-498764.pdf)
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. (2021). *Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico*. <https://www.miteco.gob.es/es/>
- Mustafic, H., Jabre, P., Caussin, C., Murad, M. H., Escolano, S., Tafflet, M., Périer, M.-C., Marjion, E., Vernerey, D., Empana, J.-P., & Jouven, X. (2012). Main air pollutants and myocardial infarction: A systematic review and meta-analysis. *JAMA*, 307(7), 713-721. <https://doi.org/10.1001/jama.2012.126>
- Nielsen-Pincus, M., Sussman, P., Bennett, D. E., Gosnell, H., & Parker, R. (2017). The Influence of Place on the Willingness to Pay for Ecosystem Services. *Society &*



*Natural Resources*, 30(12), 1423-1441.  
<https://doi.org/10.1080/08941920.2017.1347976>

OCDE. (2012). *Mortality Risk Valuation in Environment, Health and Transport Policies—OECD*.

<https://www.oecd.org/environment/mortalityriskvaluationinenvironmenthealthandtransportpolicies.htm>

OCDE. (2016). *The Economic Consequences of Outdoor Air Pollution | READ online*. OECD ILibrary. [https://read.oecd-ilibrary.org/environment/the-economic-consequences-of-outdoor-air-pollution\\_9789264257474-en](https://read.oecd-ilibrary.org/environment/the-economic-consequences-of-outdoor-air-pollution_9789264257474-en)

OCDE & WHO Regional Office for Europe. (2015). *Economic cost of the health impact of air pollution in Europe: Clean air, health and wealth*. 66.

Olalla MT, Medrano-Albero MJ, Sierra MJ, & Almazán J. (1999). Mortalidad por enfermedad cerebrovascular en España. *Rev Neurol* 1999;29 (09):872-878 doi: [10.33588/rn.2909.99342](https://doi.org/10.33588/rn.2909.99342)

Organización Mundial de la Salud (OMS). (2005). *Guías de calidad del aire de la OMS relativas al material particulado, el ozono, el dióxido de nitrógeno y el dióxido de azufre. Actualización mundial. Resumen de evaluación de los riesgos*. [http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/69478/WHO\\_SDE\\_PHE\\_OEH\\_06.02\\_spa.pdf;jsessionid=B4CA3FC1596DCC6D2BBE8091E10B9EB3?sequence=1](http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/69478/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_spa.pdf;jsessionid=B4CA3FC1596DCC6D2BBE8091E10B9EB3?sequence=1)

Ostro, B., Chestnut, L., Vichit-Vadakan, N., & Laixuthai, A. (1999). The impact of particulate matter on daily mortality in Bangkok, Thailand. *Journal of the Air & Waste Management Association (1995)*, 49(9 Spec No), 100-107.

Peden, D. B. (2018). The Unexpected Health Effects of Air Pollution. *North Carolina Medical Journal*, 79(5), 309-311. <https://doi.org/10.18043/ncm.79.5.309>

Pimpin, L., Retat, L., Fecht, D., Preux, L. de, Sassi, F., Gulliver, J., Belloni, A., Ferguson, B., Corbould, E., Jaccard, A., & Webber, L. (2018). Estimating the costs of air pollution to the National Health Service and social care: An assessment and forecast up to 2035. *PLOS Medicine*, 15(7), e1002602. <https://doi.org/10.1371/journal.pmed.1002602>

Pope III, C. A. (2002). Lung Cancer, Cardiopulmonary Mortality, and Long-term Exposure to Fine Particulate Air Pollution. *JAMA*, 287(9), 1132. <https://doi.org/10.1001/jama.287.9.1132>

Prüss-Üstün, A., Wolf, J., Corvalán, C., Bos, R., & Neira, M. (2016). *Preventing disease through healthy environments: A global assessment of the burden of disease from environmental risks* (Second edition). World Health Organization.

Redón J, Cea-Calvo L, Lozano JV, Martí-Canales JC, Llisteri JL, & González-Esteban J. (2007). Presión arterial y riesgo estimado de accidente cerebrovascular en la población española de 60 o más años de edad. Estudio PREV-ICTUS. *Clínica e Investigación en Arteriosclerosis*, 19(6), 308-309. [https://doi.org/10.1016/S0214-9168\(07\)74217-1](https://doi.org/10.1016/S0214-9168(07)74217-1)

- Ritz, B., Lee, P.-C., Hansen, J., Lassen, C. F., Ketznel, M., Sørensen, M., & Raaschou-Nielsen, O. (2016). Traffic-Related Air Pollution and Parkinson's Disease in Denmark: A Case-Control Study. *Environmental Health Perspectives*, 124(3), 351-356. <https://doi.org/10.1289/ehp.1409313>
- Rodríguez, E., Casal, B., & Rivera, B. (2019). *El coste social de la adicción*. Ministerio de Sanidad, Consumo y Bienestar Social, Secretaría de Estado de Servicios Sociales
- Roy, R., & Braathen, N. A. (2017). *The Rising Cost of Ambient Air Pollution thus far in the 21st Century: Results from the BRIICS and the OECD Countries*. <https://doi.org/10.1787/d1b2b844-en>
- Samoli, E., Stafoggia, M., Rodopoulou, S., Ostro, B., Alessandrini, E., Basagaña, X., Díaz, J., Faustini, A., Gandini, M., Karanasiou, A., Kelesis, A. G., Le Tertre, A., Linares, C., Ranzi, A., Scarinzi, C., Katsouyanni, K., Forastiere, F., & MED-PARTICLES Study group. (2014). Which specific causes of death are associated with short term exposure to fine and coarse particles in Southern Europe? Results from the MED-PARTICLES project. *Environment International*, 67, 54-61. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.02.013>
- Shah, A. S. V., Lee, K. K., McAllister, D. A., Hunter, A., Nair, H., Whiteley, W., Langrish, J. P., Newby, D. E., & Mills, N. L. (2015). Short term exposure to air pollution and stroke: Systematic review and meta-analysis. *BMJ*, 350, h1295. <https://doi.org/10.1136/bmj.h1295>
- Stafoggia, M., Cesaroni, G., Peters, A., Andersen, Z. J., Badaloni, C., Beelen, R., Caracciolo, B., Cyrus, J., de Faire, U., de Hoogh, K., Eriksen, K. T., Fratiglioni, L., Galassi, C., Gigante, B., Havulinna, A. S., Hennig, F., Hilding, A., Hoek, G., Hoffmann, B., ... Forastiere, F. (2014). Long-Term Exposure to Ambient Air Pollution and Incidence of Cerebrovascular Events: Results from 11 European Cohorts within the ESCAPE Project. *Environmental Health Perspectives*, 122(9), 919-925. <https://doi.org/10.1289/ehp.1307301>
- Su, S.-Y., Liaw, Y.-P., Jhuang, J.-R., Hsu, S.-Y., Chiang, C.-J., Yang, Y.-W., & Lee, W.-C. (2019). Associations between ambient air pollution and cancer incidence in Taiwan: An ecological study of geographical variations. *BMC Public Health*, 19(1), 1496. <https://doi.org/10.1186/s12889-019-7849-z>
- Viscusi, W. K. (2010). The heterogeneity of the value of statistical life: Introduction and overview. *Journal of Risk and Uncertainty*, 40(1), 1-13. <https://doi.org/10.1007/s11166-009-9083-z>
- Ward-Caviness, C. K., Nwanaji-Enwerem, J. C., Wolf, K., Wahl, S., Colicino, E., Trevisi, L., Kloog, I., Just, A. C., Vokonas, P., Cyrus, J., Gieger, C., Schwartz, J., Baccarelli, A. A., Schneider, A., & Peters, A. (2016). Long-term exposure to air pollution is associated with biological aging. *Oncotarget*, 7(46), 74510-74525. <https://doi.org/10.18632/oncotarget.12903>

- Weisskopf, M. G., Kioumourtzoglou, M.-A., & Roberts, A. L. (2015). Air Pollution and Autism Spectrum Disorders: Causal or Confounded? *Current environmental health reports*, 2(4), 430-439. <https://doi.org/10.1007/s40572-015-0073-9>
- WHO Regional Office for Europe. (2013). *Health effects of particulate matter. Policy implications for countries in eastern Europe, Caucasus and central Asia (2013)*. World Health Organization. <https://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air-quality/publications/2013/health-effects-of-particulate-matter.-policy-implications-for-countries-in-eastern-europe,-caucasus-and-central-asia-2013>
- Wong, C. M., Tsang, H., Lai, H. K., Thomas, G. N., Lam, K. B., Chan, K. P., Zheng, Q., Ayres, J. G., Lee, S. Y., Lam, T. H., & Thach, T. Q. (2016). Cancer Mortality Risks from Long-term Exposure to Ambient Fine Particle. *Cancer Epidemiology, Biomarkers & Prevention: A Publication of the American Association for Cancer Research, Cosponsored by the American Society of Preventive Oncology*, 25(5), 839-845. <https://doi.org/10.1158/1055-9965.EPI-15-0626>
- Zhang, R., Liu, G., Jiang, Y., Li, G., Pan, Y., Wang, Y., Wei, Z., Wang, J., & Wang, Y. (2018). Acute Effects of Particulate Air Pollution on Ischemic Stroke and Hemorrhagic Stroke Mortality. *Frontiers in Neurology*, 9. <https://doi.org/10.3389/fneur.2018.00827>