

Doble Grado: Administración y Dirección de Empresas + Derecho

**Grado en Administración y Dirección de Empresas**

TRABAJO DE FIN DE GRADO

Curso 2019/2020

# **EL EFECTO DE LA CALIDAD DEL AIRE SOBRE LA SALUD EN LA UNIÓN EUROPEA**

Autora: Enara Iglesias Giménez

Directora: M<sup>o</sup> Pilar González Casimiro

Bilbao, a 26 de junio de 2020





## ÍNDICE

1.	Introducción .....	2
2.	Normativa en materia de calidad ambiental en la Unión Europea.....	4
3.	Exposición a la contaminación ambiental en la Unión Europea.....	8
4.	Incidencia de la contaminación ambiental sobre la salud.....	15
4.1.	Incidencia en términos de mortalidad prematura .....	17
4.2.	Incidencia en términos de calidad de vida (DALY).....	19
4.3.	Valoración económica de la incidencia de la contaminación en la salud. ....	21
5.	Efecto de la calidad del aire sobre la mortalidad: modelo econométrico .....	27
6.	Conclusiones .....	34
	Referencias bibliográficas .....	37
	ANEXO 1. Construcción de la base de datos .....	43
	ANEXO 2. Relación entre las variables explicativas y la tasa de mortalidad.....	47

## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1.</b> Regulación para la reducción de la exposición a PM <sub>2.5</sub> . Directiva 2008/50/CE.....	5
<b>Tabla 2.</b> Variables explicativas del modelo de regresión .....	29
<b>Tabla 3.</b> Resultados del modelo de regresión por MOC.....	30
<b>Tabla 4.</b> Resultados de la regresión robustos a la heterocedasticidad .....	33
<b>Tabla A1.</b> Exposición media anual estimada a la PM <sub>2.5</sub> .....	44
<b>Tabla A2.</b> Método de imputación para el PIB per cápita de Cork.....	46

## ÍNDICE DE GRÁFICOS

<b>Gráfico 1.</b> Exposición anual media a la PM <sub>2.5</sub> en las regiones de la ONU. 2016. ....	9
<b>Gráfico 2.</b> Evolución del total de emisiones de los contaminantes atmosféricos en la UE.11	
<b>Gráfico 3.</b> Evolución de las emisiones de PM <sub>2.5</sub> por millón de euros de PIB en la UE. ....	12
<b>Gráfico 4.</b> Porcentaje de población expuesta a niveles de PM <sub>2.5</sub> . 2017.....	13
<b>Gráfico 5.</b> Exposición anual media a la PM <sub>2.5</sub> . 2017.....	14
<b>Gráfico 6.</b> Mortalidad prematura atribuida a la PM <sub>2.5</sub> . 2017. ....	17
<b>Gráfico 7.</b> Exposición media a PM <sub>2.5</sub> y mortalidad prematura. 2017. ....	18
<b>Gráfico 8.</b> DALYs por cada 1.000 habitantes por exposición a PM <sub>2.5</sub> . 2017.....	20
<b>Gráfico 9.</b> Exposición media a PM <sub>2.5</sub> y DALYs. 2017.....	21
<b>Gráfico 10.</b> VSL en millones de USD (base 2010). 2017.....	24
<b>Gráfico 11.</b> PIB per cápita y VSL. 2017.....	25
<b>Gráfico 12.</b> Coste de bienestar de la mortalidad prematura por PM <sub>2.5</sub> como porcentaje del PIB. 2017.....	26
<b>Gráfico 13.</b> Evolución de la mortalidad prematura y del VSL en la UE .....	26

## AGRADECIMIENTOS

Me gustaría agradecer de manera especial a la que ha sido mi profesora y directora de este trabajo, Pilar González, por su cercanía, dedicación y compromiso. Aún en estas circunstancias excepcionales he podido contar con ella en todo momento. Por todo esto, me siento muy afortunada de haber trabajado con una persona tan comprometida y generosa.

Agradezco también sinceramente a todas las personas que me han acompañado y han hecho de estos seis años un camino más fácil.

## RESUMEN

La contaminación del aire, y especialmente, la exposición al contaminante ambiental  $PM_{2.5}$  constituye un importante factor de riesgo para la salud en la Unión Europea. Sin embargo, no afecta de igual manera a todas las personas, sino que la situación se ve agravada en los países de menor renta y en las zonas urbanas. Este trabajo introduce el marco normativo que rige en materia de calidad ambiental y analiza la incidencia de la exposición al contaminante  $PM_{2.5}$  en la salud y en la economía en el contexto de la Unión Europea. Asimismo, propone un modelo de regresión lineal con el que se analiza el efecto de la exposición a las partículas de  $PM_{2.5}$  sobre la tasa de mortalidad en las regiones metropolitanas situadas en territorio comunitario, controlando por variables demográficas y económicas. Los resultados obtenidos indican que la exposición a la  $PM_{2.5}$  afecta a la tasa de mortalidad en las regiones metropolitanas, de forma no lineal, así que a medida que aumenta el nivel de exposición de los habitantes de las regiones metropolitanas a este contaminante, se reduce el crecimiento marginal de la mortalidad prematura.

## ABSTRACT

Air pollution, and the exposure to the environmental pollutant  $PM_{2.5}$  in particular, is a major risk factor in terms of health in the European Union. However, it does not affect all individuals equally, but the risk is exacerbated in lower income countries and urban areas. This paper introduces the legal framework for air quality and analyses the impact of exposure to the pollutant  $PM_{2.5}$  on both health and the economy in the European Union. A linear regression model to analyse the effect of exposure to  $PM_{2.5}$  particles, controlled by demographic and economic variables, on the mortality rate in metropolitan regions located within the European Union is also suggested. The results obtained indicate that exposure to this pollutant impacts on the mortality rate of the metropolitan regions in a non-linear way, so that, as the level of exposure of the inhabitants of the metropolitan regions to this pollutant increases, the marginal increase in premature mortality diminishes.

## LABURPENA

Airearen kutsadura eta, bereziki,  $PM_{2.5}$  ingurumen-kutsatzailearekiko esposizioa arrisku faktore garrantzitsua da Europar Batasunean. Hala ere, ez die pertsona guztiei modu berean eragiten, egoera larriagotu egiten baita errenta baxuko herrialdeetan eta hiriguneetan. Lan honek Europar Batasunaren testuinguruan ingurumen-kalitatea arautzen duen esparru arautzailea aurkezten du, eta  $PM_{2.5}$  kutsatzailearekiko esposizioak osasunean eta ekonomian duten eragina aztertzen du. Halaber, erregresio lineal ekologiko eredu bat proposatzen du. Honekin, aldagai demografiko eta ekonomikoekin batera  $PM_{2.5}$  partikulen esposizioak Europar Batasunean kokatzen diren metropoli-eskualdeetako heriotza-tasan duen eragina aztertzen da. Lortutako emaitzek adierazten dutenez, metropoli-eskualdeetan  $PM_{2.5}$  kutsatzailearekiko esposizioak heriotza-tasan modu ez lineal batean eragiten du. Beraz, metropoli-eskualdeetan kutsatzaile honekiko biztanleek duten esposizio-maila handitzen doan heinean, hilkortasun goiztiarraren hazkunde marjinala murrizten da.

## 1. Introducción

Nuestra salud se ve influenciada por el aire que respiramos. Una mala calidad del aire se ha asociado con la mortalidad prematura, a causa de enfermedades respiratorias y cardiovasculares, y con la pérdida de calidad de vida por aumentar la morbilidad (enfermedad). A nivel mundial, la contaminación ambiental se sitúa como el quinto factor de riesgo de mortalidad, por delante de otros factores de riesgo más conocidos como la malnutrición, el uso de alcohol y la inactividad física [1]. A falta de medidas más restrictivas de las emisiones de contaminantes a la atmósfera, la calidad del aire ambiental se puede convertir en uno de los principales retos sanitarios a nivel mundial. En este sentido, la OCDE afirma que para el año 2050, la contaminación del aire se convertirá en la principal causa ambiental de mortalidad prematura a nivel mundial [2].

La contaminación ambiental afecta a todos los sectores de la población y a todas las regiones del mundo, pues, en efecto, se ha constatado que más del 90% de la totalidad de la población global habita en áreas en las que los valores de contaminación ambiental superan los recomendados por la OMS [3]. No obstante, existen diferencias económicas y socio-demográficas en la distribución mundial de la exposición a la contaminación ambiental, habiendo evidencias de que son los países en vías de desarrollo, donde la normativa en materia de calidad ambiental es menos rigurosa y las centrales termoeléctricas de carbón son más prevalentes, los que presentan mayores niveles de contaminación atmosférica [4]. A modo de ilustración, en el año 2017, países como Papúa Nueva Guinea y la República Centroafricana, donde no se han regulado estándares de calidad del aire ni se han implantado sistemas de monitorización de la calidad del aire, registraban las tasas de mortalidad más elevadas atribuidas a la contaminación ambiental [5, 6]. Por otro lado, la contaminación ambiental es un problema que se agrava en las áreas urbanas edificadas, donde la calidad del aire es generalmente peor. En este sentido, únicamente el 20% de la población mundial que habita en las ciudades respira un aire que se encuentra dentro de los estándares de calidad de la OMS siendo, de nuevo, las ciudades menos desarrolladas las que peores niveles de calidad de aire presentan [7]. Por ejemplo, las ciudades que mayores índices de contaminación registraron en el año 2014 son las de Arabia Saudí, China, Bangladesh, Iraq y Kuwait, mientras que las 20 ciudades menos contaminadas se encontraban en Estados Unidos, Finlandia, Francia e Irlanda.

El contaminante considerado como el indicador principal de la contaminación ambiental es la partícula fina  $PM_{2.5}$ , que es el material particulado suspendido en el aire que mide menos de 2,5 micrómetros de diámetro aerodinámico ( $<2,5 \mu m$ ) [1]. La materia particulada se trata de una compleja mezcla de partículas sólidas y líquidas de sustancias orgánicas e inorgánicas suspendidas en el aire, cuyos componentes principales son los sulfatos, los nitratos, el amoníaco, el cloruro de sodio, el hollín, los polvos minerales y el agua [8]. La exposición a este tipo de partículas afecta a un mayor número de personas que otros contaminantes ambientales y la exposición a las mismas ha sido asociada con la mortalidad prematura por enfermedades cardiorrespiratorias y el cáncer de pulmón. En concreto, la partícula fina  $PM_{2.5}$  es particularmente perjudicial para la salud humana, debido a que su tamaño reducido les permite atravesar la barrera pulmonar y alcanzar el sistema sanguíneo [8]. Además, aún no se ha podido fijar un umbral por debajo del cual la exposición a este contaminante resulte inofensivo [9].

En lo que a la Unión Europea (UE) respecta, se estima que cerca de 400000 personas fallecieron de forma prematura en 2016 a causa de las concentraciones excesivas de contaminantes atmosféricos [10]. En este contexto, aunque la primera normativa reguladora en materia de calidad del aire se adoptó hace más de 20 años, según el Tribunal de Cuentas la regulación en materia de emisiones y calidad ambiental ha resultado ser insuficiente para lograr unos niveles adecuados de exposición a la  $PM_{2.5}$  [11]. A pesar de que la calidad del aire haya mejorado en los últimos años en la UE, sigue siendo inadecuada en muchas áreas [10, 11]. Además, la exposición al contaminante  $PM_{2.5}$  en las áreas metropolitanas sigue siendo uno de los retos pendientes para las ciudades europeas, puesto que se estima que en el año 2017 alrededor de un 77% de la población de las mismas respiró un aire de calidad inferior a los valores recomendados por la OMS en lo que a  $PM_{2.5}$  respecta [10].

El objetivo del presente trabajo es analizar la exposición a la contaminación ambiental, en concreto a la partícula fina  $PM_{2.5}$ , y las consecuencias que de ella se derivan sobre la salud humana en el contexto de la UE. Para realizar este análisis se han seguido varios enfoques que se han ido desarrollando a lo largo del trabajo. En primer lugar, en la sección 2 se presenta el marco normativo comunitario actual en materia de calidad ambiental explicando las limitaciones que impone a los países miembros en términos de emisión de contaminantes. A continuación, en la sección 3 se lleva a cabo un análisis descriptivo para mostrar la situación de los distintos países que integran la UE en términos de contaminación ambiental, atendiendo a los niveles de exposición media al contaminante

PM<sub>2.5</sub> que estos registraron en el año 2017. En la sección 4 se examina la incidencia de la exposición a las concentraciones de este contaminante ambiental en la salud europea, en términos de mortalidad y de afectación a la calidad de vida, junto con una estimación de su valoración económica. Finalmente, la sección 5 propone estudiar el efecto de la calidad del aire en la mortalidad mediante el uso de un modelo econométrico, el modelo de regresión lineal para contrastar la hipótesis de si la calidad del aire tiene sobre la mortalidad en las regiones metropolitanas de la UE. La sección 6 resume las principales conclusiones de este trabajo.

El software utilizado para manejar las distintas bases de datos, hacer los gráficos y los mapas y estimar el modelo econométrico ha sido R.

## 2. Normativa en materia de calidad ambiental en la Unión Europea

Desde la década de 1970 la política medioambiental de la UE ha procurado la mejora de la calidad del aire a través de distintos instrumentos de intervención. En la actualidad, el marco legal comunitario que regula la emisión de contaminantes a la atmósfera por parte de los Estados Miembros queda establecido por la Directiva 2008/50/CE, relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa [12]. El contenido de esta Directiva es obligatorio y vincula a todos los Estados Miembros pero, sin embargo, corresponde a cada país elaborar su propia normativa a nivel interno para alcanzar los objetivos en ella exigidos [12, 13]. Su entrada en vigor se produjo en junio de 2008 pero su transposición por parte de los Estados Miembros a su Derecho interno podía demorarse en un plazo de dos años [12].

La Directiva 2008/50/CE sustituyó a las Directivas 1996/62/CE, de 27 de septiembre de 1996 sobre evaluación y gestión de la calidad del aire ambiente; 1999/30/CE, de 22 de abril de 1999, relativa a los valores límite de dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno y óxidos de nitrógeno, partículas y plomo en el aire ambiente; 2000/69/CE, de 16 de noviembre de 2000, sobre los valores límite para el benceno y el monóxido de carbono en el aire ambiente, y 2002/3/CE, de 12 de febrero de 2002, relativa al ozono en el aire. La nueva Directiva actualiza los valores límite de exposición anual media para los contaminantes atmosféricos referidos en la normativa derogada y establece un nuevo sistema para la medición de la exposición media de la ciudadanía a los distintos contaminantes regulados en la misma, el *indicador medio de exposición* (IEM), expresado en microgramos por metro cúbico ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). El IEM se define como el “*nivel medio determinado a partir de las*

mediciones efectuadas en ubicaciones de fondo urbano de todo el territorio de un Estado miembro, que refleja la exposición de la población” [12], y es utilizado para referirse a los valores límite y a los valores objetivo regulados para cada uno de los contaminantes.

**Tabla 1.** Regulación para la reducción de la exposición a PM<sub>2.5</sub>. Directiva 2008/50/CE.

<b>VALORES LÍMITE (de carácter obligatorio)</b>	
<b>PRIMERA FASE</b> valor límite: 25µg/m <sup>3</sup>	<b>SEGUNDA FASE</b> valor límite 20µg/m <sup>3</sup>
junio de 2008	1 de enero de 2020
entrada en vigor de la Directiva	fecha límite para alcanzar los
	25µg/m <sup>3</sup>
	20 µg/m <sup>3</sup>
<i>Margen de tolerancia</i> del 20% a ser reducido en periodos de 12 meses hasta desaparecer en enero de 2015	
<b>VALOR OBJETIVO (a alcanzar en la medida de lo posible)</b>	
valor objetivo: 25µg/m <sup>3</sup>	
junio de 2008	1 de enero de 2010
entrada en vigor de la Directiva	
<b>OBJETIVO NACIONAL DE REDUCCIÓN (a alcanzar en la medida de lo posible)</b>	
el objetivo nacional de reducción para cada Estado Miembro se calcula en función del IEM del año 2010.	objetivo nacional de reducción
	1 de enero de 2020
	fecha límite para alcanzar el objetivo nacional de reducción

Fuente: Elaboración propia a partir de la Directiva 2008/50/CE.

El tratamiento del contaminante PM<sub>2.5</sub> en la normativa, resumido en la Tabla 1, es algo especial. Debido a que en los años que preceden a este instrumento legal se evidenció la especial peligrosidad del contaminante PM<sub>2.5</sub> para la salud humana, la Directiva 2008/50/CE regula, por primera vez, los valores límite para este contaminante ambiental. Asimismo, a diferencia de lo dispuesto para los demás contaminantes que regula la Directiva, la intención de minimizar el impacto del PM<sub>2.5</sub> sobre la salud hace que se establezcan también unos *objetivos nacionales* de reducción de la exposición al mismo [12]. Los valores límite de exposición al PM<sub>2.5</sub> estipulados por la Directiva 2008/50/CE, se estructuran en dos fases distintas: en la primera fase el valor límite es de 25 µg/m<sup>3</sup> y, en la segunda, de 20 µg/m<sup>3</sup>, con el objetivo de ser alcanzados en enero de 2015 y de 2020 respectivamente. Para reforzar la consecución del valor límite de la primera fase, se previó también para este contaminante un valor objetivo intermedio de 25 µg/m<sup>3</sup>, que los Estados Miembros debían intentar alcanzar en la medida de lo posible en 2010.

Una vez alcanzados los valores límite de exposición anual media que la Directiva 2008/50/CE impone para cada uno de los contaminantes regulados, los países de la UE

quedan obligados a mantener sus niveles de contaminación por debajo de dichos valores. Para algunos contaminantes, como es el caso del PM<sub>2.5</sub>, se prevé un margen de tolerancia durante la primera fase, que permitía a los Estados Miembros superar el valor límite de exposición de 25 µg/m<sup>3</sup> en un 20% desde la entrada en vigor de la Directiva en junio de 2008, debiéndose reducir este porcentaje de manera progresiva en periodos anuales hasta desaparecer definitivamente en enero de 2015 con la finalización de la primera fase regulada para los valores límite.

Finalmente, la Directiva 2008/50/CE establece *objetivos nacionales* de reducción de la exposición al contaminante PM<sub>2.5</sub>, que los Estados Miembros deberán tratar de alcanzar para el 1 de enero de 2020 siempre que les sea posible y en la medida que no implique un gasto excesivo para sus economías nacionales, lo que proporciona a los países una amplia flexibilidad para que estos adopten medidas dirigidas a reducir sus IME por debajo de los valores límite obligatorios. Para la determinación de los objetivos nacionales de reducción, se utiliza el IME de cada Estado Miembro en el año 2010, en función del cual se regula una escala porcentual.

El marco normativo comunitario en materia de calidad ambiental se completa con la Directiva 2284/2016/CE relativa a la reducción de las emisiones nacionales de determinados contaminantes atmosféricos [14] y la Directiva 2004/107/CE, relativa al arsénico, el cadmio, el mercurio, el níquel y los hidrocarburos aromáticos policíclicos en el aire [15]. Asimismo, el intercambio de información y la notificación sobre la calidad del aire ambiente por cada Estado Miembro ha de atender a lo estipulado por la Decisión 2011/850/UE [16].

La consecución de los objetivos que impone la normativa comunitaria en materia de calidad ambiental recae en gran parte en medidas nacionales y locales adaptadas a las necesidades específicas de cada territorio [17], de acuerdo con los principios de subsidiariedad y de proporcionalidad reguladores del ejercicio de las competencias de la UE en aquellos ámbitos en los que los Estados Miembros no le hayan atribuido la competencia exclusiva, como sucede en el ámbito de protección del medio ambiente que se trata de una competencia compartida entre los Estados Miembros y la UE [13]. En virtud de los principios referidos, la intervención de la UE queda legitimada cuando la actuación individual de los Estados Miembros resulte insuficiente para alcanzar los objetivos de una acción determinada y la dimensión de los efectos de la acción pretendida requiera de una actuación conjunta, a través de las instituciones de la UE. En su actuación, la UE no deberá

excederse de lo necesario para alcanzar los objetivos acordados para la materia que se trate [18]. Esta realidad podría explicar en gran medida las diferencias que existen en la calidad del aire ambiental de los Estados Miembros que conforman la UE.

La UE sostiene que la regulación en materia de calidad ambiental ha contribuido a la mejora de la calidad del aire exterior en el conjunto de los países que la integran [17] si bien, no todos ellos cumplen con los valores límite de exposición a  $PM_{2.5}$  fijados en la Directiva 2008/50/CE. Este incumplimiento se atribuye a la incapacidad de implementación de la regulación comunitaria por parte de estos, y no tanto a los fallos en la normativa relativa a la calidad del aire [19]. Sin embargo, la Directiva marco 2008/50/CE ha sido criticada por su escasa rigidez [11], pues cabe destacar, que en virtud de los principios de subsidiariedad y proporcionalidad antes referidos, cada país es libre de regular las medidas dirigidas a la consecución de los distintos índices de exposición a los contaminantes regulados en ella a la hora de trasponer la normativa comunitaria a Derecho interno, y que, además, el régimen sancionador por incumplimiento de los índices de exposición de cumplimiento obligatorio queda en manos de cada Estado Miembro [12, 13].

Por su parte, la OMS ha venido recomendado valores guía para cada contaminante en sus Guías de Calidad del Aire [20] en las que indica los niveles límite por encima de los cuales la exposición implica un riesgo agravado para la salud [21]. A pesar de no ser de obligatorio cumplimiento, estos valores guía son actualizados en función de la evidencia científica existente en cada momento, por lo que se pretende que sirvan como base para el establecimiento de estándares o valores límite para los contaminantes del aire por las autoridades competentes [20]. Cabe subrayar que los valores remitidos por la OMS son más estrictos que los valores límite regulados por la Directiva 2008/50/CE [12]. En lo que al nivel de exposición al contaminante  $PM_{2.5}$  se refiere, la OMS aconsejó ya en el año 2005 que la media anual no excediese los  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . En consecuencia, atendiendo a lo recomendado por la OMS, el cumplimiento del valor límite de  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  que impone la Directiva 2008/50/EC para el año 2020 no implica la eliminación del riesgo que supone la exposición al contaminante en cuestión.

Ante el incumplimiento por parte de los Estados Miembros de la UE de las normas de calidad del aire y atendiendo a las consecuencias sobre la salud evidenciadas en las últimas décadas [9, 10, 20, 22], en el año 2013 la Comisión Europea impulsó el paquete de medidas: “*Aire Puro: Mejorar la calidad del aire en Europa (2013)*” [23]. De entre las iniciativas propuestas, cabe destacar la adopción de una nueva Directiva con la que

contribuir notoriamente a la reducción de emisiones procedentes de la combustión [24] y la actualización de los techos nacionales de emisión para determinados contaminantes a través de la Directiva 2016/2284 CE [14], por la que se adoptan compromisos nacionales de reducción de emisiones a la atmósfera para todos los Estados Miembros para 6 contaminantes a partir del año 2020 y 2030, entre los que se incluye por primera vez el PM<sub>2.5</sub>. Cabe apuntar, que la normativa previa en materia reguladora de los techos nacionales de emisión, la Directiva 2001/81/CE [25], no limitaba las emisiones de este contaminante.

Pues bien, la Directiva 2016/2284 CE [14] que entró en vigor el 31 de diciembre de 2016, y que debía ser traspuesta a Derecho interno por los Estados Miembros en un plazo máximo de dos años desde la fecha, regula unos porcentajes de reducción de las emisiones de PM<sub>2.5</sub> con respecto a los del año 2005 para cada uno de los Estados Miembro a alcanzar entre los años 2020 y 2030, que van desde un 10% para Italia hasta un 46% para Chipre. Los porcentajes de reducción para después del año 2030 son aún más ambiciosos. Para su consecución, cada Estado Miembro ha de elaborar, adoptar y aplicar un programa nacional de control de la contaminación atmosférica. De esta forma, este instrumento legal refuerza el cumplimiento de los objetivos de calidad del aire dispuestos en la Directiva 2008/50/CE.

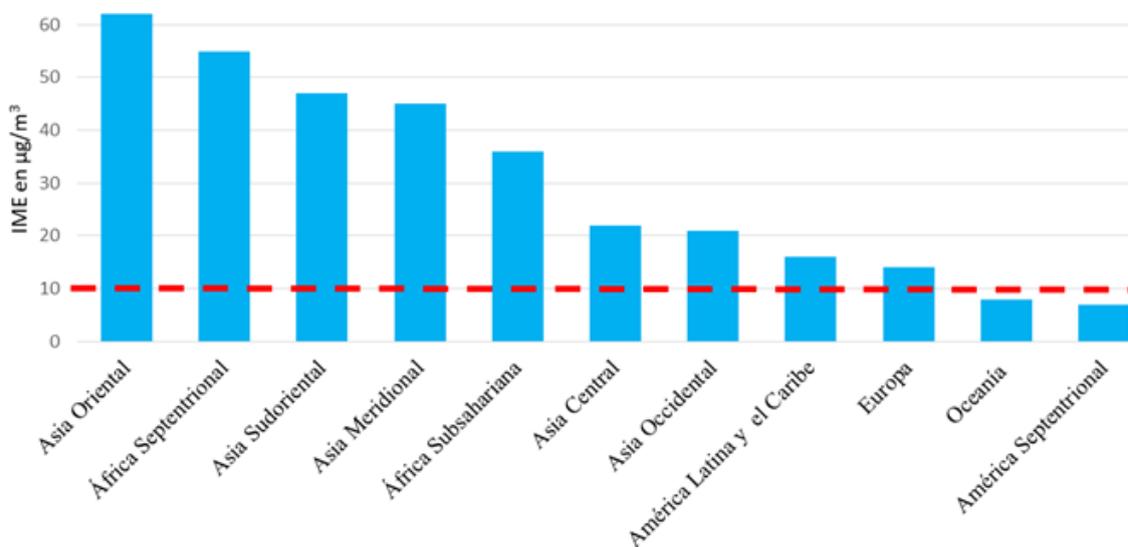
### **3. Exposición a la contaminación ambiental en la Unión Europea**

Siendo la contaminación del aire exterior el principal factor de riesgo ambiental para la salud humana, la carga de la enfermedad a ella atribuida ha sido objeto de preocupación por parte de los gobiernos e instituciones de todo el mundo en los últimos años [1, 22]. A pesar de que son escasos los estudios que analizan la evolución en las emisiones de los contaminantes atmosféricos a nivel global, los estudios regionales en materia de calidad ambiental demuestran que en la mayoría de las regiones del mundo el crecimiento económico es cada vez más sostenible, ya que por lo general, este se consigue emitiendo cada vez menos sustancias contaminantes a la atmósfera [10, 26].

Como hemos venido avanzando, el contaminante PM<sub>2.5</sub>, objeto fundamental de este trabajo, es uno de los indicadores más utilizados para medir calidad del aire exterior [1]. De hecho, el índice de exposición a largo plazo a este contaminante es considerado el predictor más robusto y consistente de la mortalidad prematura y de enfermedades cardiovasculares y respiratorias a causa de la contaminación del aire exterior [1, 2, 8].

La partícula fina  $PM_{2.5}$  puede tener un origen natural, antropogénico o mixto [10]. Además, puede emitirse directamente a la atmósfera como contaminante primario, o de manera indirecta o secundaria, formándose entonces la materia particulada en la atmósfera a partir de la mezcla de sustancias precursoras. Los principales precursores gaseosos del  $PM_{2.5}$  son el dióxido de azufre ( $SO_2$ ), los óxidos de nitrógeno ( $NO_x$ ), el amoníaco ( $NH_3$ ) y los compuestos orgánicos volátiles (VOC) emitidos a consecuencia del tráfico, los procesos industriales y los combustibles de azufre [27, 28]. Una vez en la atmósfera, los compuestos a los que las reacciones de las sustancias precursoras dan lugar, se adhieren y aumentan las concentraciones de las partículas ya existentes o forman nueva partícula [10]. El tamaño y la composición química de cada partícula van a depender por tanto de sus fuentes concretas de emisión, además de otros factores atmosféricos [2, 10]. Esta realidad podría explicar, en parte, las diferencias estatales y regionales en los niveles de exposición media anual al contaminante  $PM_{2.5}$ .

**Gráfico 1.** Exposición anual media a la  $PM_{2.5}$  en las regiones de la ONU. 2016.



Fuente: Elaboración propia a partir de datos del Global Health Observatory data repository de la OMS.

<https://apps.who.int/gho/data/view.main.SDGPM25UNREGION6v?lang=en>

El Gráfico 1 presenta la exposición media estimada al contaminante  $PM_{2.5}$  en las distintas regiones del mundo. Cabe apuntar que no en todo el mundo se conducen mediciones específicas para este contaminante, siendo esta información más escasa en los países de ingresos medios y bajos donde la densidad de medidores por habitante es considerablemente menor [1, 29, 30]. En estos casos la exposición media a  $PM_{2.5}$  se estima a partir de los factores de conversión disponibles, que parten de las concentraciones de

PM<sub>10</sub><sup>1</sup>. A modo de ilustración, en el año 2016 casi todos los países de las regiones de la OMS de ingresos altos (Europa y Mediterráneo Oriental) tenían datos de PM<sub>2.5</sub> mientras que en los países pertenecientes a las regiones de ingresos medios y bajos (Pacífico Oriental y en África Subsahariana) el porcentaje de medidores fue del 19,05% y del 21,28% respectivamente [29]. A primera vista, puede observarse en el Gráfico 1 que las regiones económicamente más desarrolladas son las que registraron un menor índice de exposición a este contaminante, mientras que las que han experimentado sus procesos de industrialización en un periodo posterior, tienen niveles de exposición considerablemente más elevados. Asimismo, podemos ver, que únicamente en América Septentrional y en Oceanía los niveles de exposición media anual son inferiores a los 10µg/m<sup>3</sup> recomendados en las guías de calidad del aire de la OMS.

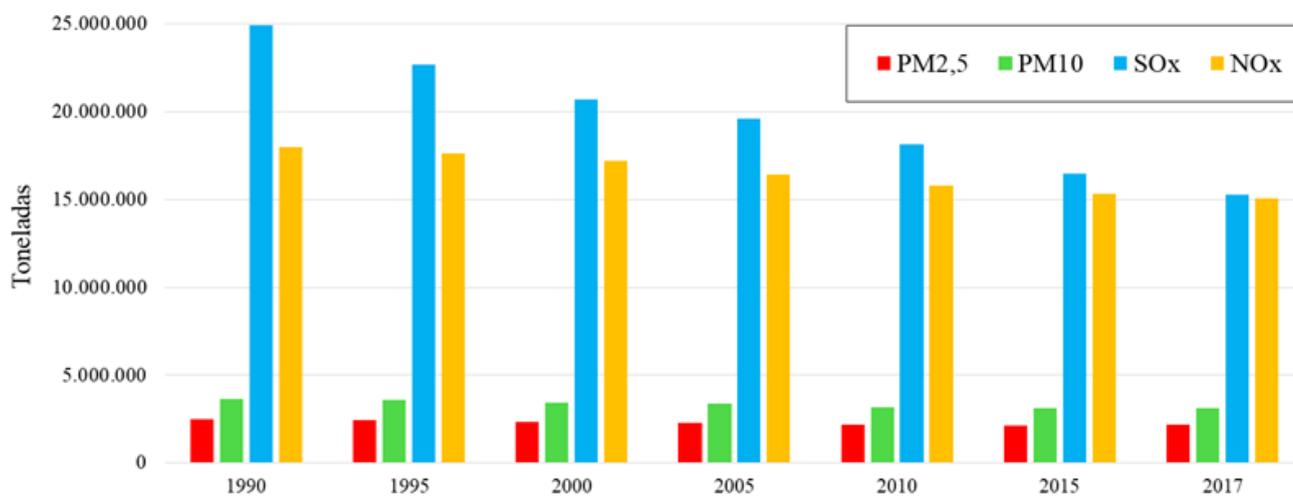
En este sentido, parece que las evidencias indican que las diferencias socioeconómicas entre los distintos países y regiones del mundo pueden explicar parte de las disparidades en los niveles de exposición a las partículas de PM<sub>2.5</sub> [1, 29]. La OMS ha afirmado, en coherencia con lo ilustrado en el Gráfico 1, que los países que se encuentran en proceso de urbanización e industrialización sufren una severa contaminación ambiental [30], por lo que cabría pensar que la industrialización y la construcción contribuyen a la formación y la acumulación de partículas y, por lo tanto, podrían explicar las diferencias entre las distintas regiones [31]. No obstante, es también cierto que en aquellas regiones donde la concentración de partículas es más elevada, como en las regiones de África o el Mediterráneo Oriental, esta se atribuye en parte a factores naturales como las tormentas de arena en zonas próximas a desiertos [29].

En los últimos años, la composición de la partícula PM<sub>2.5</sub> y la magnitud de la contribución de sus fuentes de origen han variado entre las distintas zonas geográficas a nivel global. Ello se debe a que algunos países han restringido determinadas actividades y fuentes de emisión que originan este contaminante con la intención de reducir la contaminación ambiental. Sin embargo, otros países continúan aumentando su dependencia hacia el carbón y otras fuentes que contribuyen al aumento de la exposición al PM<sub>2.5</sub> [1]. A modo de ilustración, en países como China o India, donde se encuentra el mayor número de centrales eléctricas de carbón a nivel mundial [32] se ha estimado que el total de su población estuvo expuesta a niveles de PM<sub>2.5</sub> superiores a los 35µg/m<sup>3</sup> en el año 2017.

---

<sup>1</sup> Material particulado suspendido en el aire que mide menos de 10 micrómetros de diámetro aerodinámico (<10 µm).

**Gráfico 2.** Evolución del total de emisiones de los contaminantes atmosféricos en la UE.



Fuente: elaboración propia a partir de los datos de Eurostat sobre emisiones.

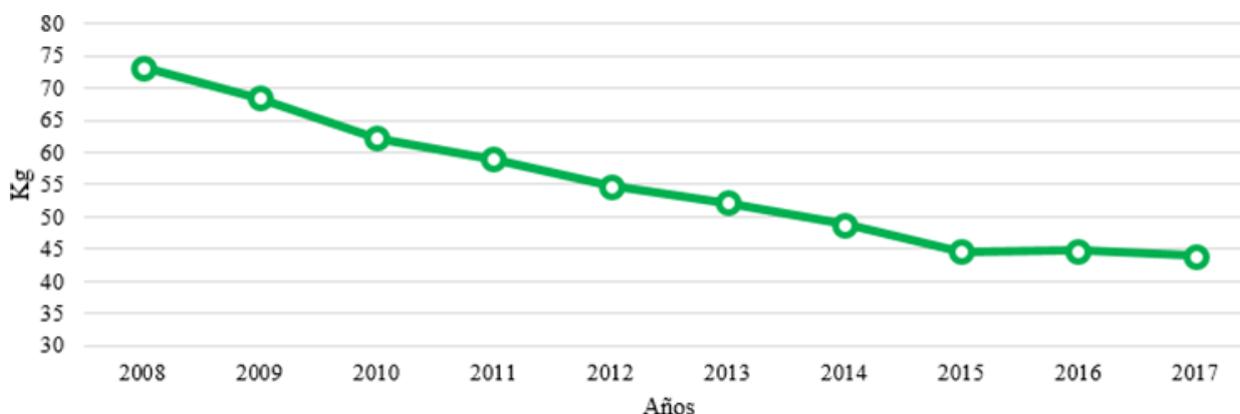
En lo que se refiere al ámbito geopolítico de la UE, el Gráfico 2 muestra que se ha producido un descenso significativo de las emisiones de contaminantes y de su concentración en la atmósfera durante las últimas dos décadas. En efecto, si tomamos como referencia los datos más recientes disponibles, el año 2017, se observa que desde 1990 se han reducido considerablemente las emisiones primarias de los contaminantes considerados más perjudiciales para la salud humana: las partículas PM<sub>2,5</sub> y PM<sub>10</sub>, los óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>) y los óxidos de azufre (SO<sub>x</sub>)<sup>2</sup>. El descenso más significativo, de un 38,72%, se ha producido en los SO<sub>x</sub><sup>2</sup>, seguido de los NO<sub>x</sub> (16,27%). Por su parte, las emisiones de partículas en sus dimensiones PM<sub>10</sub> y PM<sub>2,5</sub> se han reducido en un 13,35% y 12,87%, siendo por tanto el PM<sub>2,5</sub> el contaminante ambiental que menor variación ha experimentado.

En las últimas décadas, en la totalidad de los países que componen la UE las emisiones de PM<sub>2,5</sub> han seguido una tendencia denominada de “*desacoplamiento*” del crecimiento económico, tal y como muestra el Gráfico 3 [10, 34]. Esto significa que las emisiones de

<sup>2</sup> El ozono troposférico (O<sub>3</sub>), se incluye junto con el PM<sub>2,5</sub> dentro de los contaminantes atmosféricos más perjudiciales para la salud [1], pero sin embargo, no se incorporan las emisiones de este contaminante, por tratarse de un contaminante secundario que se forma con la reacción de otros gases como los NO<sub>x</sub> y VOCs con la luz solar en vez de emitirse de manera directa [10, 33].

PM<sub>2.5</sub> a la atmósfera por cada unidad de PIB producido son menores cada año [10, 34]. Este desacoplamiento podría explicarse por una combinación de factores como la intervención normativa de la UE y la adopción de políticas favorables a la mejora de la calidad del aire por parte de los Estados Miembros, la transición hacia el uso de combustibles más favorables con el medio ambiente, el desarrollo tecnológico y las mejoras en el sector energético y la eficiencia en los procesos y también por el aumento del consumo de bienes producidos en industrias de fuera de la UE [10].

**Gráfico 3.** Evolución de las emisiones de PM<sub>2.5</sub> por millón de euros de PIB en la UE.

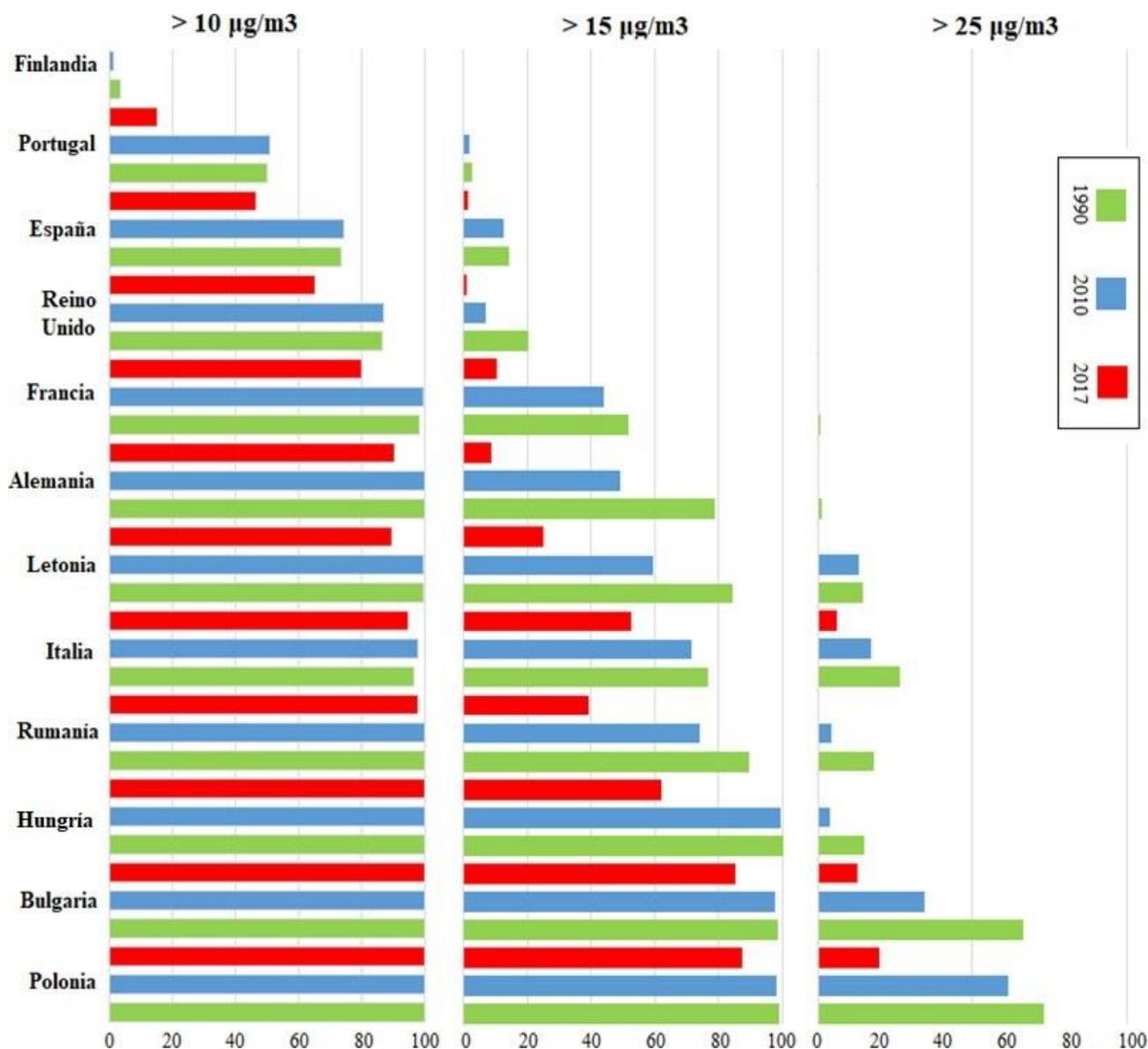


Fuente: elaboración propia a partir de los datos de Eurostat sobre emisiones y PIB.

A pesar de los avances experimentados en los últimos años en lo que a las emisiones de PM<sub>2.5</sub> respecta, como muestra el Gráfico 4, en el año 2017 gran parte de los ciudadanos comunitarios estuvo expuesto a niveles de PM<sub>2.5</sub> superiores a los recomendados por la OMS, e incluso en algunos de los Estados Miembros, al valor límite de 25µg/m<sup>3</sup> que imponía la Directiva 2008/50/CE para ese año [12, 34, 35]. El mapa del Gráfico 5, por su parte, muestra que existen diferencias considerables en los niveles medios de exposición de los países de la UE en 2017 [11].

El análisis conjunto de estos dos gráficos lleva a las conclusiones expresadas por la Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA) en el sentido de que en las regiones de Europa del Este (Polonia, Bulgaria, Hungría y Rumanía) donde los ingresos y la educación son más bajos y las tasas de desempleo superan la media europea, mayores porcentajes de población están expuestos a niveles muy altos de contaminación, incluidas las partículas PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> [35].

**Gráfico 4.** Porcentaje de población expuesta a niveles de PM<sub>2.5</sub>. 2017.

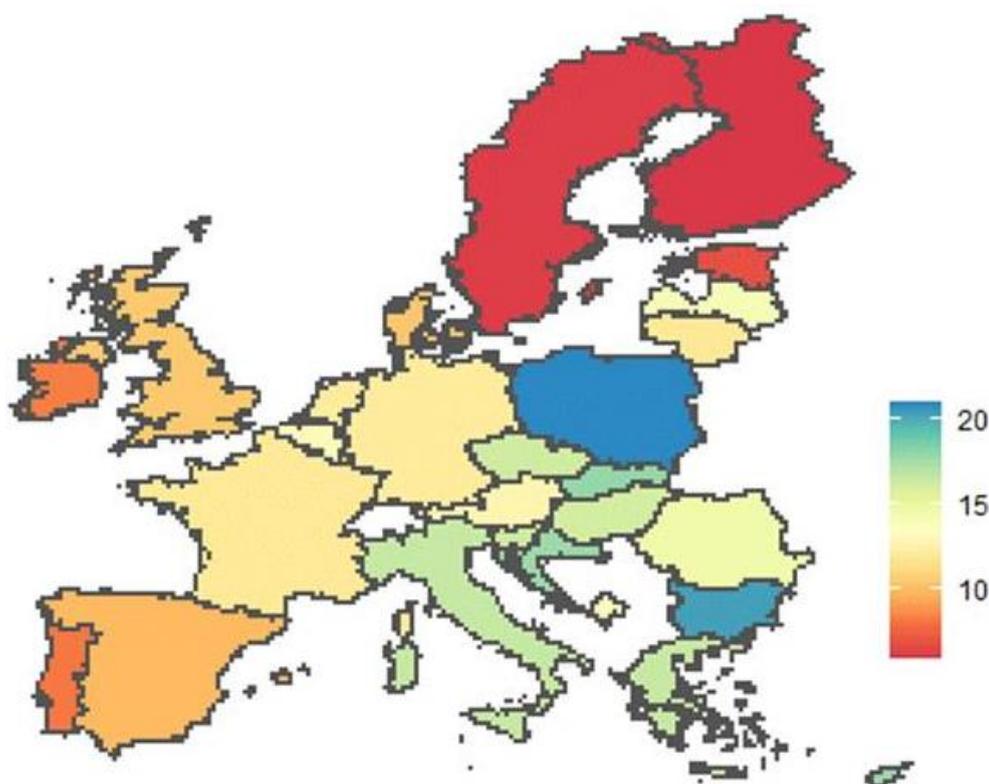


Fuente: elaboración propia a partir de los datos medioambientales de la OCDE.

Hasta la fecha, Polonia ha sido el país en el que se han venido registrando los peores índices de exposición a los contaminantes regulados en la Directiva, triplicándose en algunas de sus regiones el índice medio de exposición de 10µg/m<sup>3</sup> recomendado por la OMS para el PM<sub>2.5</sub>. En lo que a la exposición a este contaminante se refiere, desde el año 1990 ha sido el Estado Miembro con niveles de exposición más elevados, y a pesar de haber conseguido reducir estos niveles en un 30,31% desde entonces, la situación del país

continúa siendo crítica en la actualidad. El 77,03% de las regiones comunitarias que en el año 2017 registraron niveles de exposición a  $PM_{2.5}$  superiores a los  $25\mu g/m^3$  pertenecían a Polonia. En esta línea, la revisión de la implementación medioambiental llevada a cabo por la Comisión Europea en el año 2019 afirma que no ha habido un progreso real en los niveles de calidad del aire en este país, y que los altos niveles de  $PM_{2.5}$ , benceno y óxidos de nitrógeno ( $NO_x$ ) se explican principalmente por el uso de calderas de combustión de carbón de calidad deficiente para calentar los hogares y el alto volumen de tráfico por carretera, con un número significativo de vehículos antiguos [36].

**Gráfico 5.** Exposición anual media a la  $PM_{2.5}$ . 2017.



Fuente: elaboración propia a partir de los datos de la OCDE.

Después de Polonia, Bulgaria es el Estado Miembro que desde 1990 ha venido recogiendo los índices más altos de exposición a las partículas de  $PM_{2.5}$ . A pesar de que este país ha logrado un avance significativo en los niveles de exposición, reduciéndose en un 29,25% de 1990 a 2017, la mortalidad asociada a la contaminación ambiental es objeto de preocupación. Así se refleja en el informe de revisión de la implementación medioambiental de la Comisión Europea, en el que se especifica que los altos niveles de

exposición a las partículas en Bulgaria se deben también a los sistemas de calefacción de los hogares y al tráfico [37]. En este documento se expone además que el país en 2019 no había implementado medidas sectoriales específicas que permitan mejorar la calidad del aire y alinear los niveles de exposición con los objetivos de calidad del aire detallados en la normativa comunitaria.

Debido al incumplimiento continuado de la normativa comunitaria en materia de calidad ambiental por parte de Polonia y Bulgaria, la Comisión Europea decidió iniciar en 2015 un procedimiento de infracción de la Directiva 2008/50/CE ante el Tribunal de Justicia de la Unión Europea (TJUE) contra ambos países [38, 39]. El TJUE falló a favor de la Comisión Europea afirmando que ambos países incumplieron, de forma sistemática y continuada, los valores límite diarios y anuales aplicables a las concentraciones de partículas, y por no haber adoptado las medidas adecuadas para que el plazo en el que se superaron los valores límite fuese el más breve posible. Además de estas acciones, la Comisión Europea ha venido tomando medidas para hacer frente al incumplimiento persistente de los límites de calidad del aire y especialmente de aquellos que son más nocivos para la salud, como las partículas y el dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>) [40]. Entre los años 2008 y 2012, la Comisión Europea inició procedimientos de infracción favorables ante el TJUE contra Italia, Portugal, Eslovenia y Suecia por el incumplimiento de los límites de exposición al contaminante PM<sub>10</sub> impuestos en la anterior normativa marco reguladora de la calidad del aire, la Directiva 1999/30/CE. En una segunda oleada, la Comisión inició procedimientos de infracción ante el TJUE de los límites de calidad del aire establecidos en la Directiva 2008/50CE [12], por el contaminante SO<sub>2</sub> contra Bulgaria, por el NO<sub>2</sub> contra Francia, Alemania, Italia y Reino Unido, y por excederse en los valores límite de PM<sub>10</sub> contra Hungría, Italia, Polonia y Rumanía [28].

#### **4. Incidencia de la contaminación ambiental sobre la salud**

La exposición a la contaminación ambiental, y en particular al contaminante PM<sub>2.5</sub>, se asocia a un amplio espectro de consecuencias perjudiciales sobre la salud. Los resultados de los estudios epidemiológicos que han estimado la incidencia de la exposición al PM<sub>2.5</sub> sobre la salud coinciden en las graves consecuencias de este contaminante y en que la exposición a este durante un largo período de tiempo implica una mayor probabilidad de sufrir enfermedades crónicas y de mortalidad prematura a consecuencia de enfermedades respiratorias, cardiovasculares o de cáncer de pulmón [1, 41, 42].

Hoy en día no puede afirmarse que se conozca la carga de la enfermedad global de la contaminación del aire exterior, por no haberse realizado en algunas regiones del mundo, en concreto en determinados países en vías de desarrollo donde los niveles de exposición exceden los  $100\mu\text{g}/\text{m}^3$ , estudios epidemiológicos que expliquen la mortalidad prematura por enfermedades cardiovasculares y respiratorias a causa de la exposición a largo plazo a distintos niveles de  $\text{PM}_{2.5}$  [1, 41, 42]. En el contexto europeo, la mayor investigación realizada sobre los efectos adversos de la exposición a la contaminación del aire a largo plazo, el proyecto ESCAPE<sup>3</sup>, puso de manifiesto que, en su mayoría, los estimadores del impacto de la exposición a la materia particulada sobre la salud se basaban en metodologías desarrolladas en estudios norteamericanos, y que para una mayor precisión en la evaluación del impacto en el continente europeo era urgente contar con estudios sobre exposiciones recientes en esta región. Posteriormente en 2013, como resultado del proyecto “*Health risks of air pollution in Europe*” (HRAPIE), la OMS recomendó a la UE medir la incidencia de la exposición al contaminante  $\text{PM}_{2.5}$  en la salud a través del riesgo relativo (RR), un índice de especial relevancia en el ámbito epidemiológico que indica la probabilidad de mortalidad prematura por cada aumento en la exposición media a este contaminante en  $10\mu\text{g}/\text{m}^3$  [42, 43, 44]. El RR estimado para Europa en el proyecto HRAPIE para la exposición anual media al  $\text{PM}_{2.5}$  es de 1,062, lo que significa que la probabilidad anual de mortalidad prematura es un 6,2% más elevada para los grupos de personas expuestas a este contaminante en comparación con aquellas personas no expuestas [42, 43, 44]. El RR presupone una relación lineal entre la exposición y la mortalidad prematura por lo que el estudio HRAPIE ha sido objeto de críticas ya que otros estudios defienden que, en la realidad, a medida que aumenta el nivel de exposición medio, el crecimiento marginal de la mortalidad prematura es cada vez menor y proponen la utilización de modelos no lineales más complejos [42, 43, 44].

En esta sección vamos a analizar la incidencia de la contaminación ambiental sobre la salud en términos de mortalidad prematura y calidad de vida, para dar, por último, una valoración económica a este tipo de incidencia.

---

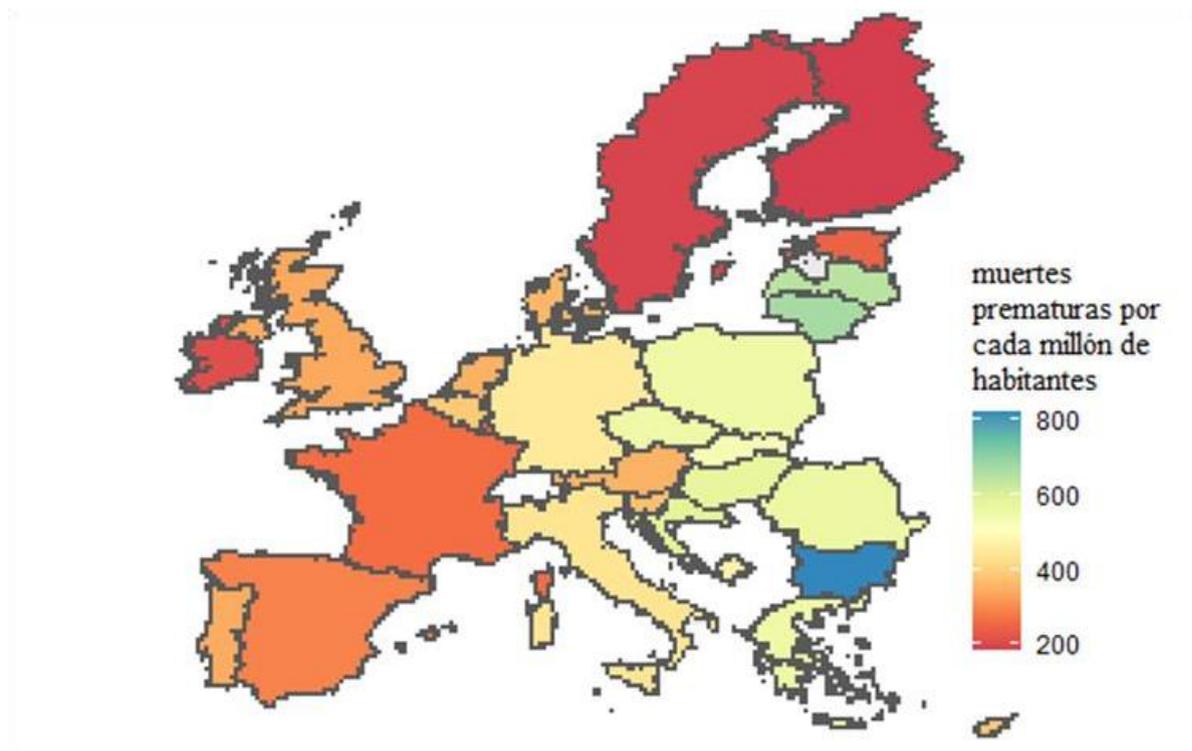
<sup>3</sup> ESCAPE. *European Study of cohorts for air pollution Effects* European Union's Seventh Framework Programme Theme. 2008-2012. <http://www.escapeproject.eu/>

#### 4.1. Incidencia en términos de mortalidad prematura

Los efectos de la contaminación ambiental sobre la salud se reportan en términos de morbilidad y mortalidad [1, 45, 46].

En lo que a la morbilidad se refiere, la contaminación ambiental puede agravar cualquier fase de una enfermedad clínica previa y acentuar la afectación de esta a la calidad de vida, existiendo numerosos estudios epidemiológicos que han aportado estimadores que permiten calcular el impacto de la exposición [1, 45]. En base a estos estudios epidemiológicos, la OMS ha publicado una lista de patologías directamente asociadas a la exposición a la contaminación ambiental como, por ejemplo, la enfermedad cardiaca isquémica o la enfermedad pulmonar obstructiva crónica [1, 45].

**Gráfico 6.** Mortalidad prematura atribuida a la PM<sub>2.5</sub>. 2017.



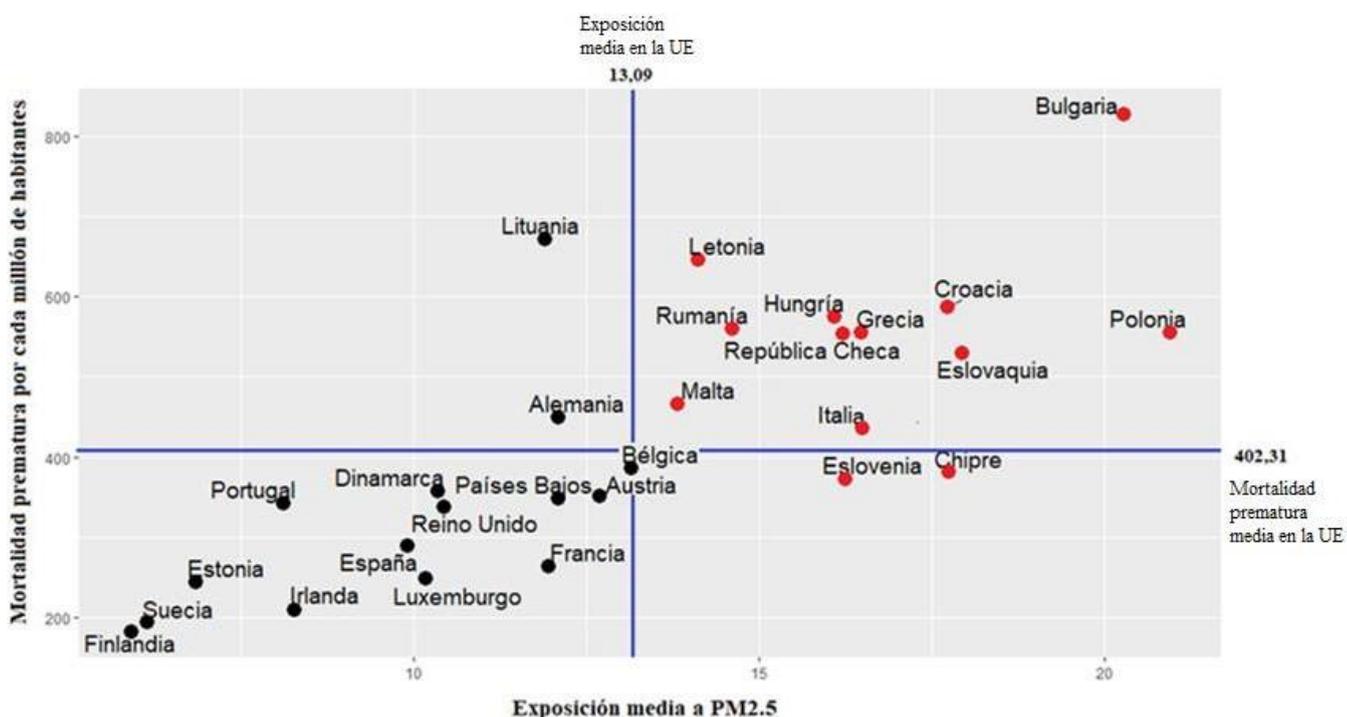
Fuente: elaboración propia a partir de los datos de la OCDE.

En lo que a la mortalidad se refiere, el Gráfico 6 muestra la mortalidad prematura atribuida a PM<sub>2.5</sub> en la UE para todas las causas de mortalidad. Presento este indicador en vez de las tasas de mortalidad por causas específicas asociadas a la PM<sub>2.5</sub>, disponible a nivel de país, porque es el que vamos a utilizar en la sección siguiente para datos metropolitanos. Además, estos datos son más fiables que los relativos a la mortalidad por una causa específica, en relación a la clasificación y registro de estas [45]. Aunque la mortalidad

prematura por cada millón de habitantes ha descendido en un 24,71% desde el año 1990, se observa en este gráfico que la PM<sub>2.5</sub> sigue siendo responsable de un gran número de muertes cada año en la UE. Se estima que en 2017 un total de 204757 personas fallecieron de forma prematura a causa de la exposición a este contaminante ambiental.

En el Gráfico 6 se evidencia además, que existen importantes desigualdades en la distribución de la mortalidad prematura entre los distintos países. En el año 2017, las mayores cifras de mortalidad prematura atribuidas a la exposición al PM<sub>2.5</sub> se concentraron en los Estados Miembros situados en el este del continente europeo. Entre estos países, Bulgaria ha venido registrando desde el año 1995 las mayores tasas de mortalidad prematura, siendo en el año 2017 de 826,715 personas. Así, este Estado Miembro superó en este año la tasa del conjunto de la UE en un 54,88%. Asimismo, si seleccionamos los países de la UE en los que la mortalidad prematura por cada millón de habitantes fue mayor en el año 2017 (en rojo en el Gráfico 7), podemos comprobar que gran parte ellos se corresponde con los 13 Estados Miembros que desde el año 2000 han venido registrando niveles de exposición a PM<sub>2.5</sub> superiores a la media de la UE. Cabe matizar, sin embargo, que a la hora de asociar la incidencia de la exposición a la contaminación ambiental sobre los efectos a largo plazo en la salud, debemos tener en cuenta que existe un lapso de tiempo entre la exposición y el resultado [46].

**Gráfico 7.** Exposición media a PM<sub>2.5</sub> y mortalidad prematura. 2017.



Fuente: elaboración propia a partir de los datos de la OCDE.

#### 4.2. Incidencia en términos de calidad de vida (DALY)

La exposición a las partículas de PM<sub>2.5</sub> ha sido asociada a efectos adversos variados, y por lo tanto, su medición en términos de mortalidad prematura no ofrece una visión completa de la carga de la enfermedad de este contaminante [45]. Por este motivo, los estudios que miden la carga de la enfermedad de la contaminación ambiental han reflejado el impacto de esta en la salud utilizando distintos índices, entre los que destaca el DALY (Disability Adjusted Life Years) por ser el más extendido a nivel global [45]. Este índice expresa los años de vida ajustados por discapacidad a causa de un factor de riesgo.

Los estudios que miden la carga de la enfermedad han venido haciendo uso de los DALYS para conocer la diferencia en términos de calidad de vida entre la situación en un momento determinado y la situación ideal en la que toda la población considerada vive la esperanza de vida estándar y lo hace además en perfecto estado de salud [1, 42]. Los DALY se calculan sumando los años de vida potencialmente perdidos por la mortalidad prematura (YLL) y los años vividos con discapacidad (YLD) atribuida al factor de riesgo considerado para una población concreta, que en nuestro caso sería la exposición al contaminante PM<sub>2.5</sub> [46].

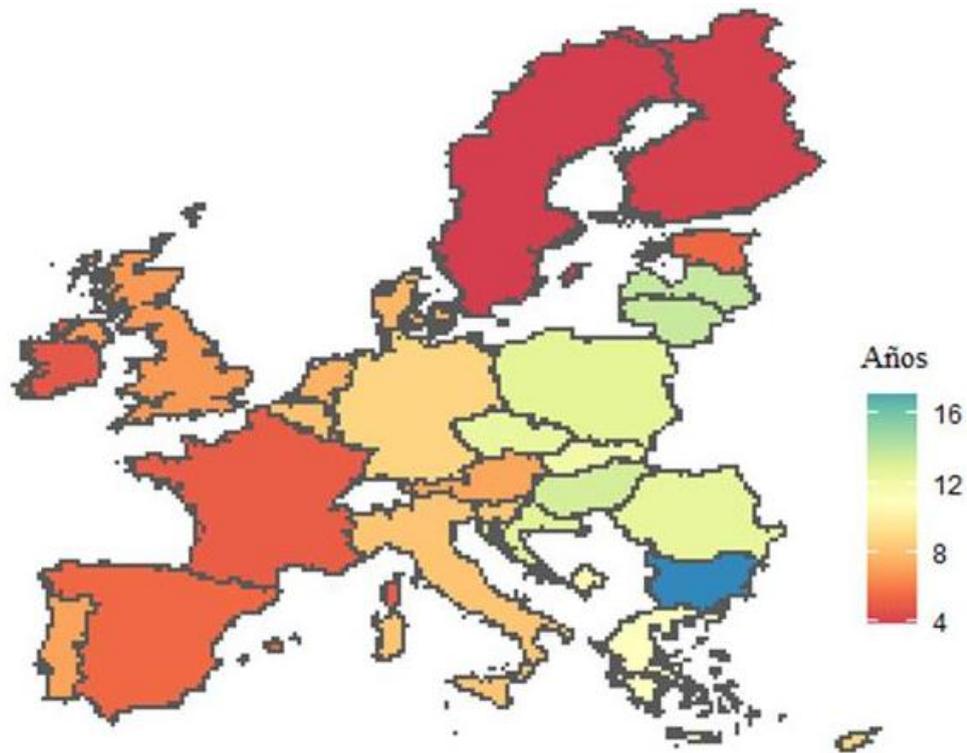
$$DALYs = YLL + YLD$$

Los YLL se obtienen de multiplicar el número total de fallecimientos prematuros por la esperanza de vida estándar en el momento en el que sucede el fallecimiento. La esperanza de vida estándar, calculada en base a unas tablas de vida, es de 80 años para los hombres y de 82,5 para las mujeres. Para la estimación de los YLD de una población concreta, se multiplica el número total de casos de discapacidad asociados al factor de riesgo considerado, por la medida de duración de la enfermedad determinada y por un índice entre 0 y 1 que mide la gravedad de esta enfermedad [46].

Tal y como ilustra el Gráfico 8, en el contexto de la UE la mayor afectación a la calidad de vida se concentra en aquellos países que mayores niveles de exposición han venido presentando en la última década, mayoritariamente en la zona del este de Europa. De nuevo, es Bulgaria el país en el que sus ciudadanos ven afectada su calidad de vida en mayor medida, con un DALY de 18,09 años por cada mil habitantes en el año 2017. Esta cifra es 2,19 veces mayor que la tasa para el conjunto de la UE para este año, que fue de 8,26 años. Por el contrario, en los países comunitarios del norte y del noroeste de Europa se produjo el menor impacto relativo de la exposición a la contaminación ambiental en términos de

mortalidad prematura y DALYs. De entre los países de la UE, Suecia Finlandia e Irlanda fueron los que menor incidencia registraron [11]. Puede observarse además, que los países que presentaban tasas de mortalidad prematura más elevadas (véase Gráfico 6), se corresponden también con los que mayor afectación sufren en su calidad de vida como consecuencia de la exposición al contaminante PM<sub>2.5</sub>. La correlación entre la mortalidad prematura y los DALYs no debe sorprendernos, ya que los YYL suponen la mayor parte de los DALYS, lo que se explica en parte, porque los datos de mortalidad prematura son más completos que los datos de morbilidad [45, 47].

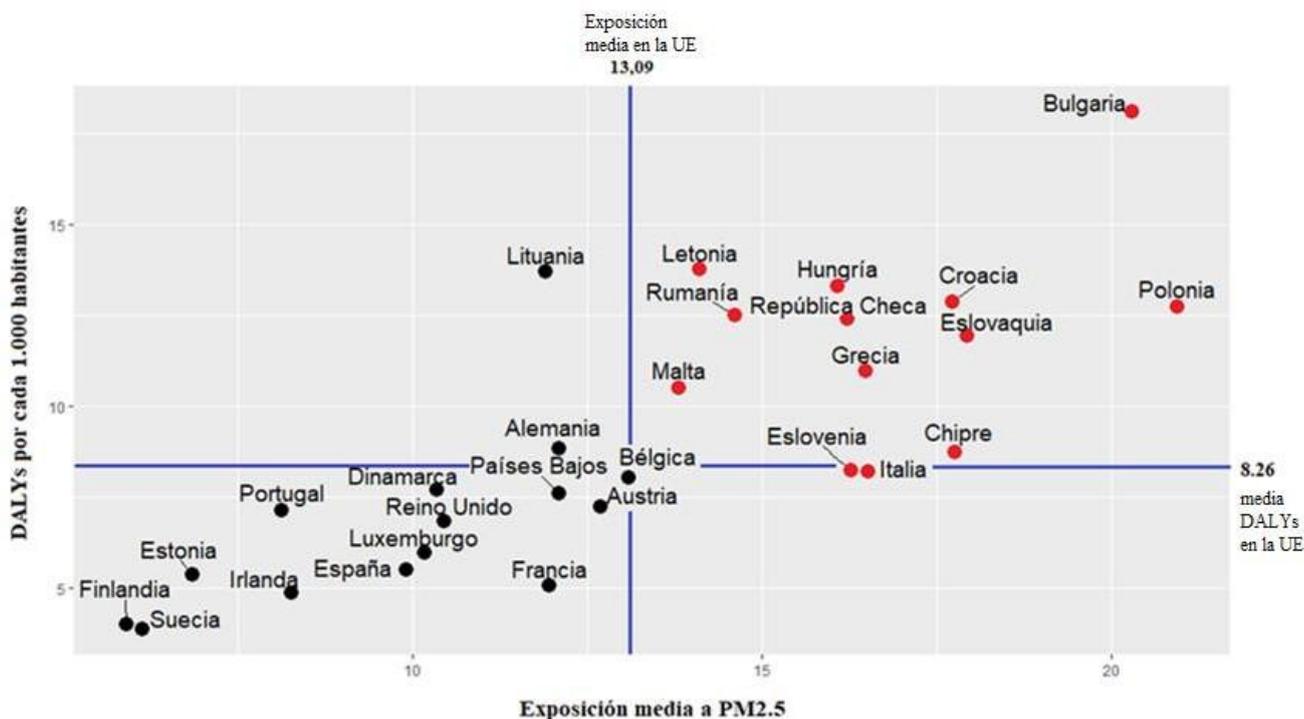
**Gráfico 8.** DALYs por cada 1.000 habitantes por exposición a PM<sub>2.5</sub>. 2017.



Fuente: elaboración propia a partir de los datos de la OCDE.

Adicionalmente, tal y como puede comprobarse en el Gráfico 9, en aquellos Estados Miembros en los que históricamente la exposición a PM<sub>2.5</sub> ha sido comparativamente mayor, la incidencia sobre los DALY es también mayor. Parece observarse por lo tanto, al igual que ocurría con la mortalidad prematura (Gráfico 7), que en aquellos países que registraron niveles de exposición a la PM<sub>2.5</sub> superiores (marcados en rojo en el Gráfico 9), la calidad de vida se ve más afectada que en aquellos países en los que la calidad del aire fue mejor.

**Gráfico 9.** Exposición media a PM<sub>2.5</sub> y DALYs. 2017



Fuente: elaboración propia a partir de los datos de la OCDE.

### 4.3. Valoración económica de la incidencia de la contaminación en la salud.

Hasta ahora hemos analizado cómo la exposición a la partícula fina PM<sub>2.5</sub> está asociada a la mortalidad prematura y a la pérdida de calidad de vida. Este impacto de la contaminación ambiental en la salud se puede valorar desde el punto de vista económico desde dos perspectivas:

- **Coste de mercado**, a consecuencia de un descenso en la productividad debido a la morbilidad o al aumento del gasto sanitario, entre otras causas.
- **Coste de bienestar**, traduciendo a términos monetarios la mortalidad prematura, o las consecuencias de la morbilidad como el dolor, o el cuidado de personas que enferman a consecuencia de la contaminación ambiental. La medición de este coste de bienestar ha adquirido especial relevancia ya que ha demostrado tener consecuencias significativas en la economía [47].

Conocer los resultados obtenidos desde ambos puntos de vista resulta interesante a la hora de analizar el beneficio de intervenir en la disminución de la exposición a la contaminación ambiental, aunque la utilización de uno u otro depende en gran medida del contexto [43]. Desde el punto de vista de la economía de la salud se prioriza conocer el

coste de mercado del factor de riesgo considerado, con la intención de maximizar el presupuesto sanitario a él asignado. Por su parte, la economía ambiental se centra en medir el coste de bienestar, para lo que se utilizan indicadores que miden cuánto valora una determinada sociedad la intervención en la mejora de su calidad de vida, en nuestro caso, por la reducción de la exposición a la  $PM_{2.5}$ .

Para medir la incidencia económica real de la contaminación ambiental hay que dejar de lado lo que se conoce como “*ilusión chrysohedonística*” por la que la riqueza equivale al dinero, y comprender que la pérdida de riqueza atribuida al factor de riesgo considerado, la contaminación ambiental en nuestro caso, es el coste de bienestar [41, 47]. Es importante comprender a la hora de medir el impacto económico de la contaminación ambiental, que el coste del fallecimiento prematuro de una persona desde la perspectiva del PIB podría incluso suponer una reducción en el gasto estatal, si, por ejemplo, esta persona fuera beneficiaria de un subsidio. Sin embargo, en términos del coste de bienestar el impacto económico del fallecimiento prematuro de una persona es el propio valor de su vida [47]. Por este motivo, vamos a medir la incidencia de la contaminación ambiental sobre la economía haciendo uso del índice Valor de la Vida Estadística (Value of Statistical Life, VSL), que incorpora la valoración económica de la sociedad de evitar las consecuencias asociadas a un factor de riesgo concreto.

El VSL es el método estándar del que se hace uso en Economía para medir la preferencia de las personas en la asignación de recursos para proteger la vida. En concreto este índice se fundamenta en la idea de que la ciudadanía ha de ponderar la asignación de su presupuesto entre el consumo, el ocio, la salud y la vida en función del valor que otorgue a cada uno [41, 47]. El VSL parte de la base de que si los individuos quieren destinar parte de ese presupuesto a la mejora de su salud y a preservar sus vidas, han de sacrificar la adquisición de bienes de consumo y de ocio. Por lo tanto, hay que conocer la disposición de los individuos a pagar (*Willingness-To-Pay*, WTP) por asegurar una reducción marginal del riesgo de fallecer de forma prematura, en nuestro caso, a causa de la exposición a las partículas de  $PM_{2.5}$  [41, 47].

Antes de nada, conviene apuntar que cuando se trata de un factor de riesgo como es la exposición a la contaminación ambiental, debe tenerse en cuenta que la carga de asumir el coste de las soluciones para minimizar el impacto de esta amenaza recae sobre los estados y no depende de las decisiones individuales de las personas [41], como sucedería en el caso de otros factores de riesgo como el consumo de tabaco o alcohol. Esto no quiere decir que

la contaminación ambiental sea un problema nacional, sino que, generalmente, la responsabilidad en la toma de decisiones en la asignación del presupuesto destinado a reducir la incidencia de la contaminación ambiental en la salud, recae en última instancia, en los gobiernos a nivel nacional [47]. Es por esta razón, que, aun siendo conscientes de que dentro de un mismo país existen diferencias considerables en la exposición al contaminante  $PM_{2.5}$  y en el WTP de sus habitantes, agregar el valor del VSL a nivel estatal, es un índice representativo del impacto económico de la contaminación ambiental [47].

Para determinar el VSL de cada país, se asume que cada individuo tiene una función de utilidad esperada  $UE(y, r)$  que pondera la utilidad del consumo de bienes  $U(y)$  y el riesgo de mortalidad prematura ( $r$ ) en un determinado periodo de tiempo [41, 47]. La utilidad esperada del individuo aumentará en mayor medida cuanto menor sea su probabilidad de fallecer en el periodo de tiempo considerado.

$$UE(y, r) = (1 - r) U(y)$$

Si queremos tener en cuenta cuánto valoran los individuos de una sociedad la vida, hemos de introducir en la utilidad esperada la disposición a pagar (WTP) del individuo por reducir el riesgo de  $r$  a  $r'$ :

$$UE(y, r) = UE(y - WTP, r')$$

En base a esta idea, los VSL se definen como la tasa de sustitución marginal de reasignación del presupuesto de bienes a una mejora de la salud. Esto es, un VSL representa el valor que los individuos asignan a una mayor longevidad por cada unidad de presupuesto que deciden destinar a  $r$  y no a  $y$  [42].

$$VSL = \frac{\partial WTP}{\partial r}$$

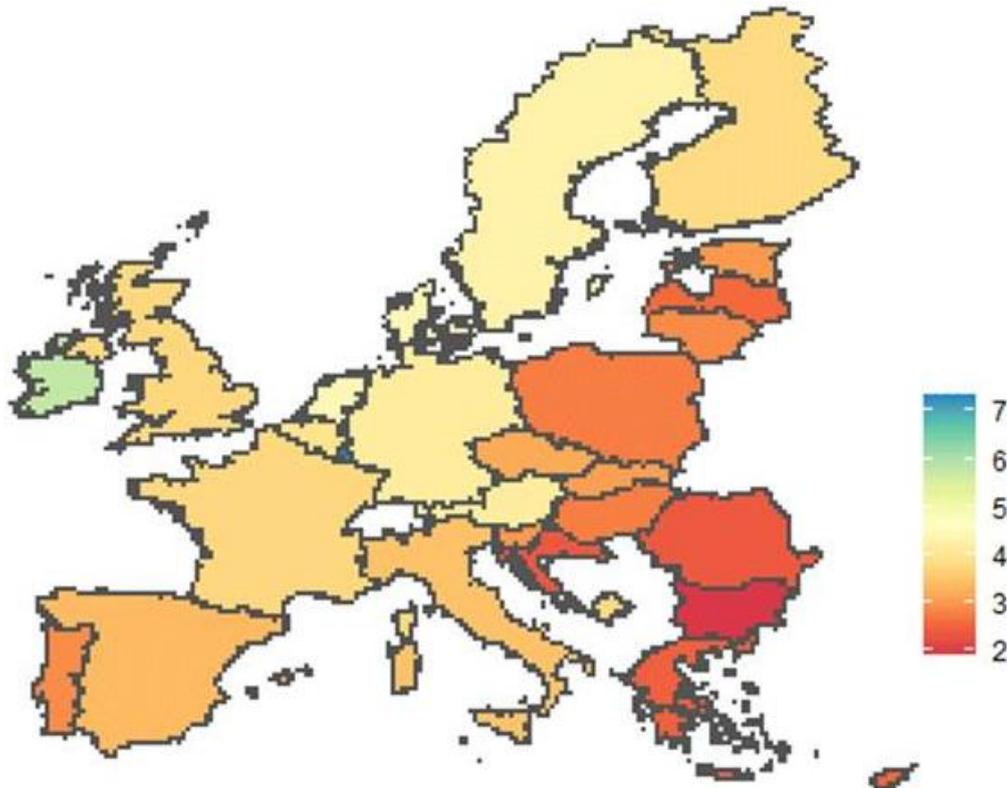
A través del VSL resulta posible asignar un valor monetario a un factor de riesgo determinado, en nuestro caso la contaminación ambiental por  $PM_{2.5}$ , y entender la verdadera dimensión económica de la mortalidad prematura que se atribuye al mismo [40, 47]. Para conocer el coste de bienestar de la mortalidad prematura a causa de la exposición al contaminante  $PM_{2.5}$ , se multiplica el VSL por el total de muertes prematuras que se han dado en el país durante el periodo de tiempo considerado [41].

Sin embargo, hemos de tener en cuenta que el VSL únicamente va a incluir las consecuencias económicas de la mortalidad prematura y no de la morbilidad, ni tampoco incluye la totalidad de costes de mercado [41, 47]. Por estos motivos, algunos estudios

sugieren que el índice del valor de un año de vida (VOLY) es más representativo del coste de bienestar de la contaminación ambiental, por incluir también la incidencia de la morbilidad. No obstante, no existe en la actualidad un índice estándar con el que medir el coste de la morbilidad, aunque se ha estimado que esta representa aproximadamente entre un 9% y un 10% del coste económico de la contaminación ambiental [47].

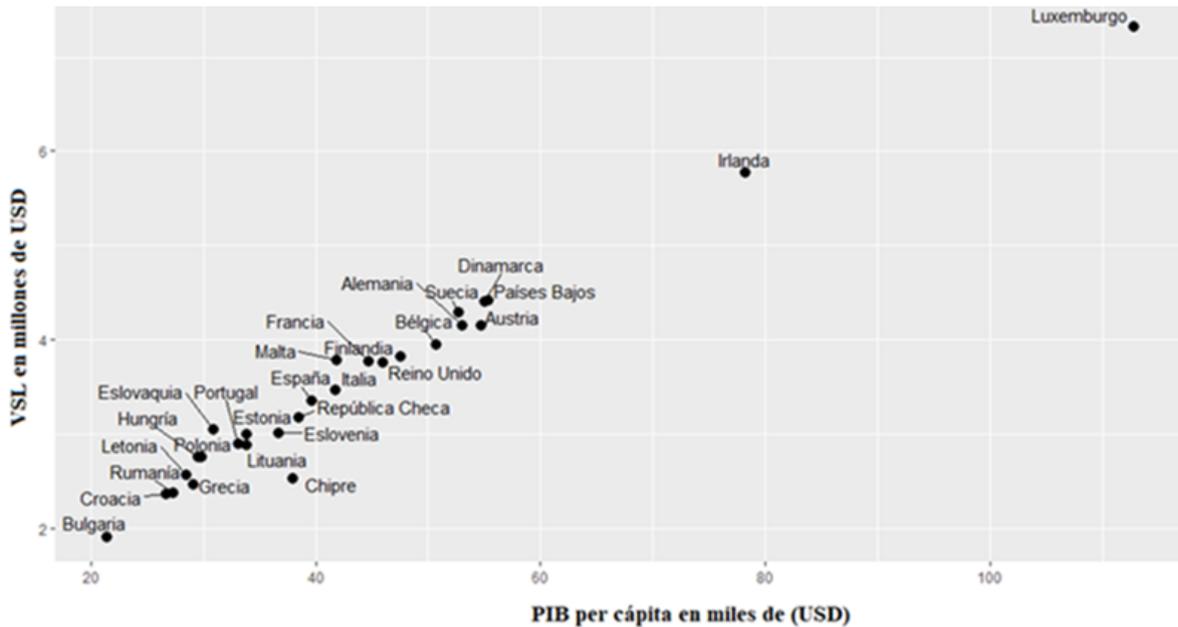
En el contexto de la UE podemos comprobar, de acuerdo con lo que nos muestra el Gráfico 10, que en líneas generales, los Estados Miembros que mayores niveles de exposición a PM<sub>2.5</sub> registraron en el año 2017, y que a su vez presentaron las tasas más elevadas de mortalidad prematura y DALYs (Gráficos 6 y 8 respectivamente) son los que tienen un índice menor de VSL. Asimismo, tal y como ilustra el Gráfico 11, en el mismo año el PIB per cápita de estos Estados Miembros registró los menores valores de la UE.

**Gráfico 10.** VSL en millones de USD (base 2010). 2017



Fuente: elaboración propia a partir de los datos de la OCDE.

**Gráfico 11.** PIB per cápita y VSL. 2017.

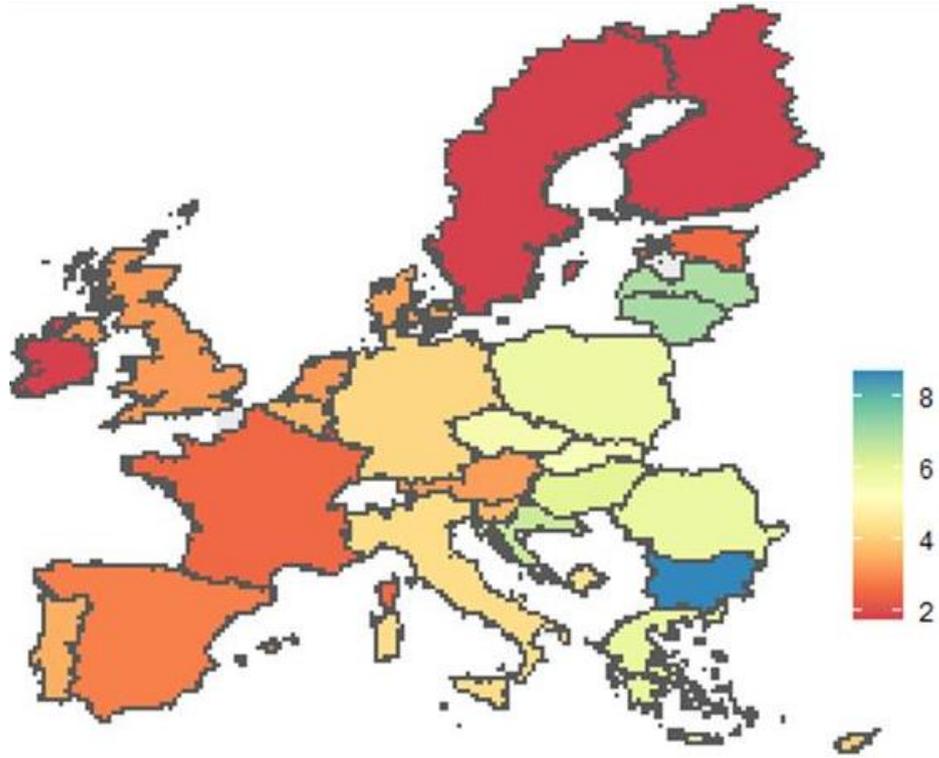


Fuente: elaboración propia a partir de los datos de la OCDE.

En efecto, cuando se pregunta a las personas por su WTP para reducir la probabilidad de fallecer a consecuencia de la exposición a las partículas de PM<sub>2.5</sub>, no resulta complicado comprender que su respuesta dependerá de su nivel ingresos. Así, cuanto menor sea la renta disponible de las familias tras satisfacer los gastos en los bienes de consumo que les permiten satisfacer sus necesidades básicas, será también menor el importe que valoren destinar a la disminución de la contaminación ambiental [41]. Esta idea queda reflejada en el Gráfico 11, donde se ilustra que la valoración agregada del presupuesto que las personas destinarían para eliminar el riesgo que el PM<sub>2.5</sub> implica para su salud, es mayor en aquellos Estados Miembros en los que la renta por habitante es superior.

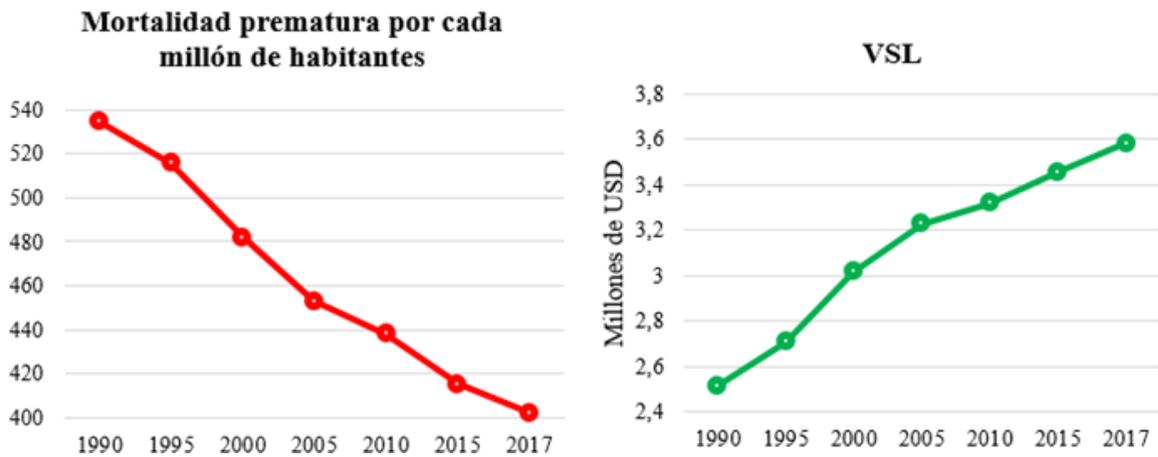
No podemos olvidar sin embargo, que el VSL se trata de un valor agregado de la percepción de los ciudadanos de un país, que depende en gran medida del nivel de renta disponible y del nivel de vida de los habitantes del mismo. Por ello, para conocer la verdadera dimensión del problema que supone la exposición al PM<sub>2.5</sub> en cada Estado Miembro, conviene traducir los VSL como porcentaje del PIB total, tal y como queda reflejado en el Gráfico 12. Así, según la OCDE, en el conjunto de países que integran la UE, en el año 2017 el coste de bienestar de la mortalidad prematura asociada al PM<sub>2.5</sub> fue del 30,78% del total de su PIB, lo que se traduce a 704891,1 millones de USD.

**Gráfico 12.** Coste de bienestar de la mortalidad prematura por PM<sub>2.5</sub> como porcentaje del PIB. 2017.



Fuente: elaboración propia a partir de los datos de la OCDE.

**Gráfico 13.** Evolución de la mortalidad prematura y del VSL en la UE



Fuente: elaboración propia a partir de los datos de la OCDE.

Si comparamos el Gráfico 12 con el Gráfico 10, podemos observar que en aquellos Estados Miembros que reportaron menores índices de VSL para año 2017, el coste de bienestar de la mortalidad prematura a causa del contaminante  $PM_{2.5}$  como porcentaje del PIB, fue considerablemente superior al de aquellos países con mayores índices de VSL. Esta realidad no es de extrañar, ya que la incidencia de este contaminante sobre la salud fue mayor (Gráficos 6 y 8). En efecto, en el año 2017, mientras que en Finlandia y en Suecia el coste de bienestar de la mortalidad prematura atribuida al  $PM_{2.5}$  fue del 1,6 % y del 1,8% de su PIB, en Bulgaria y en Lituania esta cifra alcanzó un 8,70% y un 7% respectivamente.

Por otro lado, en el contexto de la UE llama la atención, tal como ilustra el Gráfico 13, que a medida que la mortalidad prematura ha descendido desde el año 1990 en un 24,71%, el VSL ha aumentado en un 42,4 % en el conjunto de los Estados Miembros de la UE. Esto se puede interpretar como una mayor preocupación de los ciudadanos comunitarios por mejorar su calidad de vida, sacrificando parte del presupuesto destinado a bienes de consumo para garantizar una reducción de la exposición al contaminante  $PM_{2.5}$  y mejorar su calidad de vida.

## **5. Efecto de la calidad del aire sobre la mortalidad: modelo econométrico**

Como se ha señalado en el apartado anterior, los estudios del campo de la epidemiología constituyen una línea de trabajo muy importante en la estimación del impacto de la calidad del aire en la salud. Para ello utilizan funciones respuesta del tipo del índice de riesgo relativo mencionado anteriormente.

Por otro lado, nuestro análisis de la incidencia de la calidad del aire sobre la salud a través de los indicadores más utilizados como son la tasa de mortalidad o los DALYs, ha detectado la existencia de correlación entre la calidad del aire, medida como la exposición a la partícula  $PM_{2.5}$ , y la tasa de mortalidad. En este apartado se propone utilizar un modelo de regresión lineal para estudiar la relación entre calidad del aire y mortalidad, una vez que se tienen en cuenta en el modelo variables de control demográficas y económicas.

El análisis se ha realizado al nivel geográfico de las regiones metropolitanas definidas por Eurostat en la versión NUTS3-2016<sup>4</sup>. Concretamente, las regiones metropolitanas son una agregación de región/es NUTS 3, en las que al menos el 50% de su población vive en áreas urbanas funcionales (FUAS) con una población superior a los 250000 habitantes. La región metropolitana toma el nombre de la FUA principal situada dentro de sus límites [48]. Ha de tenerse en cuenta, que al trabajar con datos agregados a nivel de regiones metropolitanas, los resultados obtenidos no se pueden extrapolar a ningún otro nivel ni más agregado ni más desagregado, pues de esta forma, se incurriría en lo que se conoce como “*falacia ecológica*” [49].

Los datos necesarios para estimar el modelo de regresión han sido obtenidos de dos fuentes distintas, para el año 2016. Los datos para la tasa de mortalidad y las variables de control demográficas y económicas, se obtuvieron de las estadísticas de regiones metropolitanas de Eurostat<sup>5</sup>. Pero en esta base de datos no hay información sobre la exposición media de los habitantes al contaminante PM<sub>2.5</sub>. Por lo tanto, estos datos proceden de estadísticas medioambientales regionales de la OECD<sup>6</sup>. El Anexo 1 explica con detalle la construcción de la base de datos.

La variable dependiente seleccionada para nuestro trabajo es la tasa de mortalidad por todas las causas debido a la ausencia de datos sobre mortalidad a causa de patologías cardiorrespiratorias a nivel de regiones metropolitanas. De todas formas, quizás no perdemos mucho porque según la OMS, el trabajar con tasas de mortalidad por causas concretas no está libre de inconvenientes debido a la ausencia de homogeneidad a la hora de calificar y registrar las causas de mortalidad, y porque pueden existir causas de mortalidad asociadas a la calidad del aire que no son conocidas todavía. Además, existe la posibilidad de una doble contabilidad por observarse en un mismo individuo más de una patología asociada a la contaminación ambiental [45]. Eurostat no proporciona la tasa de mortalidad bruta a nivel de regiones metropolitanas, por lo que he calculado la tasa de mortalidad por cada 1000 habitantes realizando el cociente entre número de muertes totales y la población a 1 de enero para cada región metropolitana.

---

<sup>4</sup> La clasificación NUTS es una división territorial del territorio de la UE en tres niveles jerárquicos diferentes - nivel NUTS 1, nivel 2 y nivel 3 respectivamente - definiendo unidades territoriales de mayor a menor tamaño. La clasificación NUTS se especifica en el Reglamento (CE) n° 1059/2003 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 26 de mayo de 2003, por el que se establece una nomenclatura común de unidades territoriales estadísticas (NUTS), que se actualiza regularmente [48].

<sup>5</sup> <https://ec.europa.eu/eurostat/web/metropolitan-regions/data/database>

<sup>6</sup> <https://stats.oecd.org/>

En lo que a las variables explicativas corresponde, además de la exposición a la contaminación ambiental, se han introducido en el modelo de regresión variables de control demográficas y económicas, tal y como se realiza en la literatura en esta materia [49]. A la hora de especificar el modelo, se consideró también la inclusión de variables climatológicas y geográficas en línea con los estudios previos que analizan el efecto de la calidad del aire en la mortalidad [49], aunque no pudieron ser contempladas debido a la falta de disponibilidad de datos a nivel de las regiones metropolitanas.

Cómo índice de contaminación ambiental, se ha escogido la exposición anual media al contaminante PM<sub>2.5</sub>, por ser el único contaminante ambiental para el que se encontró información a nivel metropolitano. Dentro de las variables de control del tipo demográfico, se incluye la densidad de la población, proporcionada directamente por Eurostat y un índice de envejecimiento que he tenido que calcular: el porcentaje de la población de edad igual o superior a los 65 años.

Como variables de control económicas se consideran el PIB per cápita en paridad de poder adquisitivo, partiendo de la idea de que donde la riqueza es mayor, las condiciones de vida, la calidad del sistema sanitario y el acceso al mismo, es mejor. Adicionalmente, he calculado la tasa de empleo como el cociente entre el total de personas empleadas en la región metropolitana y el número de personas de edad igual o superior a los 15 años. Por último, he calculado el porcentaje de personas empleadas en la industria con respecto del total de personas empleadas para cada región metropolitana, partiendo de la idea de que en las regiones más industrializadas la exposición a los contaminantes industriales afecta a la esperanza de vida. La Tabla 2, resume las variables explicativas consideradas en el análisis.

**Tabla 2.** Variables explicativas del modelo de regresión

<b>PM</b>	Exposición media anual a la materia particulada (PM <sub>2.5</sub> ) expresada en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .
<b>Tenvejecimiento</b>	Porcentaje de población de edad igual o superior a los 65 años.
<b>densidad</b>	Densidad de población (habitantes por $\text{km}^2$ )
<b>PIBcap</b>	PIB per cápita, en paridad de poder adquisitivo
<b>Templeo</b>	Tasa de empleo
<b>Tindustria</b>	Porcentaje de personas empleadas que trabajan en el sector industria.

Antes de especificar el modelo de regresión, se ha comprobado gráficamente la relación entre la tasa de mortalidad y cada una de las variables explicativas (Anexo 2). Observo que la relación de la exposición media anual a la  $PM_{2.5}$  no presenta una relación lineal con la tasa de mortalidad: a medida que aumenta el nivel de exposición medio, el crecimiento marginal de la tasa de mortalidad prematura es cada vez menor. Este resultado coincide con la propuesta de estudios epidemiológicos de utilizar modelos no lineales para analizar esta relación [42, 43, 44].

En consecuencia, el modelo de regresión lineal introduce una relación funcional no lineal, concretamente cuadrática, entre la tasa de mortalidad y la contaminación:

$$T_{mortalidad_i} = \beta_1 + \beta_2 PM_{2.5_i} + \beta_3 PM_{2.5_i}^2 + \beta_4 densidad_i + \beta_5 Tenvejecimiento_i + \beta_6 PIBcap_i + \beta_7 Templeo_i + \beta_8 Tindustria_i + u_i \quad (1)$$

donde  $\beta$  son los coeficientes de regresión que se suponen constantes y  $u$  es la perturbación que se supone que cumple los supuestos del modelo de regresión lineal, es decir, sigue una distribución normal condicionada con media cero, varianza constante y covarianzas nulas.

Los resultados de estimar el modelo (1) por Mínimos Cuadrados Ordinarios (MCO), con 262 observaciones se encuentran en la Tabla 3.

**Tabla 3.** Resultados del modelo de regresión por MOC

	<b>Coefficiente</b>	<b>Error estándar</b>	<b>Estadístico t</b>
<b>Constante</b>	- 0,3997	0,8430	-0,474
<b>PM</b>	0,0171**	0,0748	2,278
<b>PM<sup>2</sup></b>	- 0,0046**	0,0023	-2,049
<b>densidad</b>	0,0002*	0,0001	1,855
<b>Tenvejecimiento</b>	0,3755***	0,0234	-16,065
<b>PIBcap</b>	- 0,0001***	0,00001	-7,987
<b>Templeo</b>	0,0622***	0,0114	5,473
<b>Tindustria</b>	0,0512***	0,0106	4,849
<b>R- Cuadrado</b>	0,6271		
<b>BP</b>	32,335		

\*, \*\*, \*\*\* significatividad al 10%, 5% y 1%, respectivamente.

Utilizando los resultados de la estimación del modelo de regresión, se quiere contrastar la hipótesis de que la variable de interés, exposición media anual a la  $PM_{2.5}$ , influye en la tasa de mortalidad de las áreas metropolitanas, manteniendo el resto de las variables constantes. El planteamiento habitual del contraste de hipótesis es el siguiente:

$$H_0: \beta_2 = \beta_3 = 0$$

$$H_1: \beta_2 \neq 0 \text{ y/o } \beta_3 \neq 0$$

El estadístico F de diferencia de suma de cuadrados de residuos es:

$$F = \frac{(SCR_R - SCR_{NR})/q}{SCR_{NR}/(N-k)} \sim_{H_0} \mathcal{F}(q, N - k),$$

donde  $SCR_R$  es la suma de cuadrado de residuos del modelo restringido:

$$Tmortalidad_i = \beta_1 + \beta_4 densidad_i + \beta_5 Tenvejecimiento_i + \beta_6 PIBcap_i + \beta_7 Templeo_i + \beta_8 Tindustria_i + u_i \quad (2)$$

$SCR_{NR}$  es la suma de cuadrados de residuos del modelo sin restringir (1), y  $q$  es el número de restricciones, en este caso 2.

No obstante, para que la inferencia anterior sea válida, el modelo de regresión debe cumplir con los supuestos del Modelo de Regresión Lineal. Con el contraste de Breusch-Pagan [50] se comprueba si el modelo de regresión lineal cumple la hipótesis básica de homocedasticidad. El contraste se realiza como sigue:

$$H_0: \text{Homocedasticidad: } Var(u_i|X_i) = \sigma^2$$

$$H_1: \text{Heterocedasticidad: } Var(u_i|X_i) = \sigma_i^2, i = 1, 2, \dots, N$$

1. Se estima el modelo (1) por MCO, se obtienen los residuos ( $\hat{u}_i$ ) y se estima su varianza ( $s^2$ ).
2. Se estima la regresión auxiliar por MCO

$$\hat{u}_i^2/s^2 = \gamma_1 + \gamma_2 PM_i + \gamma_3 PM_i^2 + \gamma_4 Tenvejecimiento_i + \gamma_5 Densidad_i + \gamma_6 PIBcap_i + \gamma_7 Templeo_i + \gamma_8 Tindustria_i + v_i$$

Y se calcula la suma de cuadrados explicada (SCE).

3. El estadístico de contraste y su distribución asintótica bajo la hipótesis nula son:

$$BP = SCE/2 \sim \chi^2(7)$$

4. El resultado del contraste es:

$$BP = 32,335 > 14,0671 = \chi_{0,05} (7)$$

Por lo tanto, se rechaza la hipótesis nula ( $H_0$ ) de homocedasticidad a un nivel de significación del 5%. Se confirma que la varianza de las perturbaciones  $u_i$ , condicional a  $X_i$ , no es constante.

El cumplimiento del supuesto de homocedasticidad es de especial importancia para poder hacer inferencia en el modelo de regresión. Aunque la heteroscedasticidad no afecta la insesgadez de los estimadores sí que tiene implicaciones en su varianza. En este sentido, cumpliéndose el supuesto de homocedasticidad la matriz de covarianzas de los estimadores MCO de  $\beta$  es  $\sigma^2(X'X)^{-1}$ , lo que no es cierto si  $\sigma^2_i \neq \sigma^2$ . Consecuentemente, si ignorásemos la heteroscedasticidad, como la distribución de los estadísticos de contraste t y F se basan en esa matriz de varianzas y covarianzas, los contrastes de hipótesis realizados bajo el supuesto de homocedasticidad no serán válidos.

Podemos hacer inferencia válida estimando el modelo (1) por MCO pero utilizando el estimador para la matriz de covarianzas de los estimadores robusto a la heterocedasticidad de White:

$$\hat{V}_{WHITE}(\hat{\beta}) = (X'X)^{-1}X'SX(X'X)^{-1} \quad (3)$$

Este estimador es consistente asintóticamente (para muestras grandes), lo que nos va a permitir realizar inferencia asintótica utilizando los estadísticos t y F en presencia de heterocedasticidad.

Los resultados obtenidos al estimar el modelo (1) por MCO haciendo uso de las desviaciones típicas robustas a la heterocedasticidad están en la Tabla 4.

En base a estos errores estándar robustos, retomamos el contraste de hipótesis antes planteado para comprobar si la exposición a la  $PM_{2.5}$  afecta a la tasa de mortalidad. Aplicamos el estadístico F anterior pero calculado con la matriz de varianzas de White. El resultado es:

$$F \text{ robusto} = 3,3231 > 3,0313 = F(2, 254)_{0,05}$$

Por lo tanto, rechazaríamos la hipótesis nula con un nivel de significación del 5%, concluyendo que la exposición al contaminante  $PM_{2.5}$  es significativa para explicar la tasa mortalidad en las regiones metropolitanas.

Contrastando si el coeficiente  $\beta_3$  es o no igual a cero podemos concluir si la relación entre la exposición a la  $PM_{2.5}$  y la tasa de mortalidad es o no es lineal.

$$\begin{aligned}
 H_0: \beta_3 &= 0 \\
 H_1: \beta_3 &\neq 0
 \end{aligned}
 \quad
 t = \frac{\hat{\beta}_3 - 0}{\hat{\sigma}_{\hat{\beta}_3}^R} \sim_{H_0} a N(0,1)$$

donde  $\hat{\sigma}_{\hat{\beta}_i}^R$  viene dada por la matriz estimada de varianzas y covarianzas robusta a la heteroscedasticidad de White (3). La regla de decisión es:

$$|t| = 2,2413 > 1,96 = N(0,1)_{0.025}$$

Por lo tanto, se rechaza la hipótesis nula a un nivel de significación del 5%, es decir, la relación entre la calidad del aire y la tasa de mortalidad no es lineal.

**Tabla 4.** Resultados de la regresión robustos a la heterocedasticidad

	<b>Coefficiente</b>	<b>Error estándar Robusto</b>	<b>Estadístico t</b>
<b>Constante</b>	- 0,3997	0,8230	- 0,4856
<b>PM</b>	0,0171**	0,0690	2,4698
<b>PM<sup>2</sup></b>	- 0,0046**	0,0027	- 2,2413
<b>densidad</b>	0,0002*	0,0001	1,8183
<b>Tenvejecimiento</b>	0,3755***	0,0289	12,9979
<b>PIBcap</b>	- 0,0001***	0,0000	- 6,6241
<b>Templo</b>	0,0622***	0,0137	4,5354
<b>Tindustria</b>	0,0512***	0,0113	4,5130

\*, \*\*, \*\*\* significatividad al 10%, 5% y 1%, respectivamente

De los resultados obtenidos podemos concluir que la exposición al contaminante  $PM_{2.5}$  afecta negativamente a la salud, puesto que, a mayor contaminación, mayor es la tasa de mortalidad. Debido a que la relación entre la tasa de mortalidad y la exposición a este contaminante no es lineal, el crecimiento marginal de la mortalidad prematura es cada vez menor a medida que aumentan los índices de exposición a la  $PM_{2.5}$ .

Por último, utilizando el estadístico t anterior, contrastamos la significatividad individual de las variables de control introducidas en el modelo. Obtenemos que salvo la variable densidad de población que es significativa, a un nivel de significación del 10%, el resto, el

índice de envejecimiento, el PIB per cápita, la tasa de empleo y el porcentaje de personas empleadas que trabajan en el sector industria son variables significativas a un nivel de significación del 1%, para explicar la tasa de mortalidad en las regiones metropolitanas de la UE. Estos resultados corroboran algunos de los obtenidos en estudios, similares que, por ejemplo, habían demostrado una relación negativa significativa entre los ingresos de los hogares y la exposición a la contaminación ambiental (PM<sub>10</sub> en concreto) en Europa [51].

## 6. Conclusiones

La exposición a una calidad del aire deficiente se ha calificado como uno de los principales factores de riesgo para la salud en todo el mundo. Concretamente, se destaca la peligrosidad del PM<sub>2.5</sub>, compuesto por partículas de origen y composición variable, pero de reducido tamaño que les permite introducirse en el cuerpo humano con facilidad y afectar al sistema respiratorio y cardiovascular.

En este contexto, en el ámbito de la UE se ha desarrollado un marco legal por el que se limitan las emisiones y se establecen índices de exposición a los contaminantes atmosféricos más peligrosos para la salud humana. Sin embargo, el valor límite de exposición a la PM<sub>2.5</sub> que impone la Directiva 2008/50/CE para el año 2020 (20 µg/m<sup>3</sup>) duplica el valor guía recomendado por la OMS (10 µg/m<sup>3</sup>), aunque, de todas formas, hay expertos que afirman que no existe un valor concreto por debajo del cual la exposición a este contaminante ambiental no suponga un riesgo para la salud. Además, en muchos Estados Miembros se ha incumplido la normativa comunitaria en materia de calidad ambiental, superándose de forma continuada los valores límite de exposición regulados para a la PM<sub>2.5</sub>.

Los niveles de exposición media a este contaminante en el conjunto de la UE han mejorado considerablemente en los últimos años, aunque existen importantes diferencias entre los Estados Miembros de la UE, siendo los países del este los que mayores índices de exposición han venido registrando. Estas diferencias se traducen en la incidencia de la contaminación ambiental sobre la salud, medida en términos de mortalidad prematura y pérdida de calidad de vida (DALYs).

Adicionalmente, la emergencia sanitaria derivada de la COVID-19 ha puesto de manifiesto la interconexión entre la salud y la calidad del aire ambiental. En este sentido, estudios recientes han analizado la relación entre la exposición a largo plazo a la contaminación atmosférica por partículas de  $PM_{2.5}$  y el riesgo de mortalidad prematura por COVID-19, concluyendo que, en aquellas zonas que mayores índices de dicho contaminante han venido reportando, el número de hospitalizaciones y la mortalidad prematura asociada a la pandemia ha sido correlativamente mayor [52, 53].

Por otro lado, la mortalidad prematura asociada a la exposición a la  $PM_{2.5}$  puede traducirse en términos económicos, concretamente como coste de bienestar, atendiendo a la disposición de los habitantes de los países comunitarios a destinar parte de sus ingresos asegurar una reducción marginal del riesgo de fallecer de forma prematura como consecuencia de este factor de riesgo. Esta disposición, está estrechamente vinculada a la renta disponible de los individuos, por lo que en aquellos países donde el PIB per cápita es mayor, la disposición de sus habitantes a invertir en la reducción de la contaminación ambiental es superior. No obstante, cabe destacar, que aunque en los últimos años la mortalidad prematura atribuida a la  $PM_{2.5}$  se haya reducido significativamente, la preocupación del conjunto de los habitantes de los Estados Miembros que integran la UE ha aumentado. Esto puede interpretarse como un aumento de la consciencia del conjunto de los ciudadanos comunitarios de los peligros inherentes a la calidad del aire exterior sobre la salud, y en consecuencia, de una demanda de mejora de su calidad. Es por este motivo, que a través del presente Trabajo de Fin de Grado se ha querido poner en relevancia la importancia de invertir en el desarrollo y accesibilidad a fuentes de energía sostenibles, asequibles y fiables (sobre todo en los Estados Miembros de menor renta per cápita), lo que además de una menor emisión de gases de efecto a la atmósfera, implicaría una considerable reducción de la incidencia en la salud del contaminante  $PM_{2.5}$ .

Adicionalmente, esta propuesta plantea una reflexión sobre cómo se ordena en la actualidad la producción y el consumo de recursos, y de los perjuicios que conlleva la dependencia de combustibles fósiles en los procesos de producción y consumo. La conclusión que cabría extraer del análisis que se presenta, es que resulta necesario desincentivar los combustibles fósiles y apostar por patrones de producción y consumo responsables por los que se emitan menos contaminantes ambientales, desvinculando el crecimiento económico de la degradación medioambiental.

Por su parte, en el contexto de la UE los mayores niveles de exposición a este contaminante se registran en las zonas urbanas. En este Trabajo de Fin de Grado se ha propuesto un modelo de regresión lineal por el que se ha analizado la significatividad de la relación entre la exposición a la  $PM_{2.5}$  y la tasa de mortalidad de las regiones metropolitanas comunitarias en el año 2016, teniendo en cuenta variables de control económicas y demográficas. Los resultados obtenidos confirman que este contaminante ambiental, controlado por variables demográficas y económicas, afecta a la tasa de mortalidad de las regiones metropolitanas. En concreto, se ha confirmado una relación no lineal entre la exposición a la  $PM_{2.5}$  y la tasa de mortalidad, de manera que a medida que aumenta la exposición a este contaminante, el crecimiento marginal de la mortalidad prematura es cada vez menor.

Podemos concluir por lo tanto, que la contaminación ambiental, y en concreto, la exposición al contaminante  $PM_{2.5}$ , afecta a una parte importante de los habitantes de la UE que residen en áreas metropolitanas. Teniendo presente que más de la mitad de la población mundial reside en ciudades, el presente TFG ha querido poner de manifiesto la necesidad de adoptar políticas de planificación de la urbanización, de las infraestructuras y del transporte que contribuyan a la reducción de las desigualdades socioeconómicas relativas a la exposición a la contaminación existentes dentro de las ciudades.

Consecuentemente, sería conveniente una regulación más restrictiva en materia de emisiones y de exposición a los contaminantes ambientales por parte de las instituciones de la UE, seguida de un mayor compromiso de los Estados Miembros en la adopción de medidas a nivel de derecho interno y de su aplicación, para la consecución de los objetivos impuestos por la normativa comunitaria en todas sus regiones. Ello, nos invita a reflexionar sobre el carácter global de la contaminación ambiental, que constituye una realidad que ha de abordarse desde la cooperación y la construcción de alianzas sólidas entre Estados.

## Referencias bibliográficas

- [1] Health Effects Institute (2019). *State of Global Air 2019. Special Report*. Boston, MA. [https://www.stateofglobalair.org/sites/default/files/soga\\_2019\\_report.pdf](https://www.stateofglobalair.org/sites/default/files/soga_2019_report.pdf)
- [2] OCDE (2012). *Environmental Outlook to 2050: The Consequences of Inaction*. Paris: OCDE Publishing. <https://doi.org/10.1787/9789264122246-en>.
- [3] World Health Organization, WHO (2018). *9 out of 10 people worldwide breathe polluted air, but more countries are taking action*. <https://www.who.int/news-room/detail/02-05-2018-9-out-of-10-people-worldwide-breathe-polluted-air-but-more-countries-are-taking-action>
- [4] United Nations (9 de mayo de 2019). UN Environment Programme. Obtenido de: *Air pollution hurts the poorest most*. <https://www.unenvironment.org/news-and-stories/story/air-pollution-hurts-poorest-most>
- [5] UN environment programme (2015). *Air Quality Policies in Papua New Guinea*. <https://www.unenvironment.org/resources/policy-and-strategy/air-quality-policies-papua-new-guinea>.
- [6] UN environment programme (2015). *Air Quality Policies in Central African Republic*. <https://www.unenvironment.org/resources/policy-and-strategy/air-quality-policies-central-african-republic>
- [7] WHO (12 mayo de 2016). World Health Organization. Obtenido de: *Air pollution levels rising in many of the world's poorest cities*. <https://www.who.int/news-room/detail/12-05-2016-air-pollution-levels-rising-in-many-of-the-world-s-poorest-cities>
- [8] WHO (2 de mayo de 2018). World Health Organization. Obtenido de: *Ambient (outdoor) air pollution*. [https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)
- [9] Organización Mundial de la Salud (2006). *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 2005*. Organización Mundial de la Salud. [https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/69478/WHO\\_SDE\\_PHE\\_OEH\\_06.02\\_spa.pdf?sequence=1](https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/69478/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_spa.pdf?sequence=1)
- [10] European Environmental Agency (2019). *Air quality in Europe - 2019 report*. EEA 10/2019. Luxemburg: Publications Office of the European Union. <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2019>
- [11] Tribunal de Cuentas Europeo (2018). *Informe Especial nº 23/2018: Contaminación atmosférica: nuestra salud no tiene todavía la suficiente protección*. Luxemburgo: [https://www.eca.europa.eu/Lists/ECADocuments/SR18\\_23/SR\\_AIR\\_QUALITY\\_ES.pdf](https://www.eca.europa.eu/Lists/ECADocuments/SR18_23/SR_AIR_QUALITY_ES.pdf)

- [12] Unión Europea (2008). 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. Diario Oficial de la Unión Europea, L 152, 11 de junio de 2008. <http://data.europa.eu/eli/dir/2008/50/oj>
- [13] Unión Europea (2012). Tratado de Funcionamiento de la Unión Europea. Versión consolidada. Diario Oficial de la Unión Europea, C 326, 26 de octubre de 2012. [http://data.europa.eu/eli/treaty/tfeu\\_2012/oj](http://data.europa.eu/eli/treaty/tfeu_2012/oj)
- [14] Unión Europea (2016). Directiva 2016/2284 del Parlamento Europeo y del Consejo de 14 de diciembre de 2016 relativa a la reducción de las emisiones nacionales de determinados contaminantes atmosféricos, por la que se modifica la Directiva 2003/35/CE y se deroga la Directiva 2001/81/CE. Diario Oficial de la Unión Europea, L 344, 17 de diciembre de 2016 <http://data.europa.eu/eli/dir/2016/2284/oj>
- [15] Unión Europea (2004) Directiva 2004/107/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 15 de diciembre de 2004, relativa al arsénico, el cadmio, el mercurio, el níquel y los hidrocarburos aromáticos policíclicos en el aire ambiente. Diario Oficial de la Unión Europea, L 23, 26 de enero de 2005. <http://data.europa.eu/eli/dir/2004/107/oj>
- [16] Unión Europea (2011). Decisión 2011/850/UE de Ejecución de la Comisión, de 12 de diciembre de 2011, por la que se establecen disposiciones para las Directivas 2004/107/CE y 2008/50/CE del Parlamento Europeo y del Consejo en relación con el intercambio recíproco de información y la notificación sobre la calidad del aire ambiente. Diario Oficial de la Unión Europea, L 226, 17 de diciembre de 2011. [http://data.europa.eu/eli/dec\\_impl/2011/850/oj](http://data.europa.eu/eli/dec_impl/2011/850/oj)
- [17] Unión Europea (2018). Comunicación (COM)2018/330 final de la Comisión Europea al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones. Una Europa que protege: Aire puro para todos. Bruselas, 17 de mayo de 2018. Documento: 52018DC0330. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/en/TXT/?uri=CELEX:52018DC0330>
- [18] Unión Europea (2012). Tratado de la Unión Europea. Versión consolidada. Diario Oficial de la Unión Europea, C 326, 26 de octubre de 2012. [http://data.europa.eu/eli/treaty/tfeu\\_2012/oj](http://data.europa.eu/eli/treaty/tfeu_2012/oj)
- [19] ClientEarth, EEB, AirClim, HEAL and Transport & Environment (2018). *The first ten years of the EU Ambient Air Quality Directive – an essential tool for protecting our health. Ten recommendations for the future of the EU’s air quality laws from ClientEarth, EEB, AirClim, HEAL and Transport & Environment.* Health and Environment Alliance. <https://www.envhealth.org/?s=The+first+ten+years+of+the+EU+Ambient+Air+Quality+Directive+>
- [20] World Health Organization Europe (2005). *Air Quality Guidelines. Global Update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide.* World Health Organization. <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/107823/E90038.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

- [21] WHO (2014). World Health Organization. Obtenido de: *Air Pollution. Guidelines:* <https://www.who.int/airpollution/guidelines/en/>
- [22] World Health Organization Europe (2017). *Evolution of WHO air quality guidelines: past, present and future*. Copenhagen. World Health Organization. [http://www.euro.who.int/data/assets/pdf\\_file/0019/331660/Evolution-air-quality.pdf?ua=1](http://www.euro.who.int/data/assets/pdf_file/0019/331660/Evolution-air-quality.pdf?ua=1)
- [23] Unión Europea (2013). Comunicación (COM) 2013/0918 final de la Comisión Europea al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones. *Programa «Aire Puro» para Europa*. Bruselas, 18 de diciembre de 2013. Documento: 52013DC0918. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=CELEX:52013DC0918>
- [24] Unión Europea (2013). *Propuesta de Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo sobre la limitación de las emisiones a la atmósfera de determinados agentes contaminantes procedentes de las instalaciones de combustión medianas*. Bruselas, 18 de diciembre de 2013. Documento: 52013PC0919. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/es/TXT/?uri=CELEX:52013PC0919>
- [25] Unión Europea (2001) Directiva 2001/81/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2001, sobre techos nacionales de emisión de determinados contaminantes atmosféricos. Diario Oficial de las Comunidades Europeas, L 309, 27 de noviembre de 2001. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/ALL/?uri=CELEX:32001L0081>
- [26] Amann, Markus, Zbigniew Klimont, y Fabian Wagner (2013). *Regional and Global Emissions of Air Pollutants: Recent Trends and Future Scenarios*. Annual Review of Environment and Resources. Vol. 38. pp 31-55. <https://doi.org/10.1146/annurev-viron-052912-173303>.
- [27] World Health Organization Europe (2006). *Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution*. Copenhagen. World Health Organization [http://www.euro.who.int/data/assets/pdf\\_file/0006/78657/E88189.pdf](http://www.euro.who.int/data/assets/pdf_file/0006/78657/E88189.pdf)
- [28] Unión Europea (2019). *Commission staff working document SWD (2019) 427 final. Fitness of check of the Ambient Air Quality Directives. Directive 2004/107/EC relating to arsenic, cadmium, mercury, nickel and polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air and Directive 2008/50/EC on ambient air quality and cleaner air for Europe*. Bruselas, 28 de noviembre de 2019. [https://ec.europa.eu/environment/air/pdf/SWD\\_2019\\_427\\_F1\\_AAQ%20Fitness%20Check.pdf](https://ec.europa.eu/environment/air/pdf/SWD_2019_427_F1_AAQ%20Fitness%20Check.pdf)
- [29] World Health Organization (2016). *Ambient air pollution: A global assessment of exposure and burden of disease*. Geneva. World Health Organization. <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/250141/9789241511353-eng.pdf?sequence=1>
- [30] WHO (12 de mayo de 2016). World Health Organization. Obtenido de: *Air pollution levels rising in many of the world's poorest cities* <https://www.who.int/news-room/detail/12-05-2016-air-pollution-levels-rising-in-many-of-the-world-s-poorest-cities>

- [31] Xi, Ji, Yao Yixin y Long Xianling (2018). What causes PM2.5 pollution? Cross-economy empirical analysis from socioeconomic perspective. *Energy Policy*. 119: 458-472. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2018.04.040>
- [32] United Nations (29 de noviembre de 2019). UN News. Obtenido de: *Is the world ready to end the coal era and embrace clean energy?* <https://news.un.org/en/story/2019/11/1052271>
- [33] Agencia Europea de Medio Ambiente, AEMA (19 de abril de 2016). Obtenido de: *Ozono troposférico*. <https://www.eea.europa.eu/es/publications/92-828-3351-8/page005.html>
- [34] Unión Europea (2019). Report from the Commission COM (2018) 446 final/2 to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the regions. *The first clean air outlook*. Bruselas, 30 de enero de 2019. [https://ec.europa.eu/environment/air/pdf/clean\\_air\\_outlook.pdf](https://ec.europa.eu/environment/air/pdf/clean_air_outlook.pdf)
- [35] European Environmental Agency (2018). *Unequal exposure and unequal impacts: social vulnerability to air pollution, noise and extreme temperatures in Europe*. doi: 10.2800/32418. Luxemburg: European Environment Agency: <https://www.eea.europa.eu/publications/unequal-exposure-and-unequal-impacts>
- [36] Unión Europea (2019). Commission staff working document SWD (2019) 128 final. *The EU Environmental Implementation Review 2019 Country Report – Poland*. Bruselas, 4 de abril de 2019. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/en/TXT/?uri=CELEX:52019SC0128>
- [37] Unión Europea (2019). Commission staff working document SWD (2019) 113 final. *The EU Environmental Implementation Review 2019 Country Report – Bulgaria*. Bruselas, 4 de abril de 2019. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/en/TXT/?uri=CELEX:52019SC0113>
- [38] Unión Europea (2018) Sentencia del Tribunal de Justicia de la Unión Europea (Sala Tercera) de 22 de febrero de 2018. *Asunto C-336/16: European Commission v Republic of Poland*. ECLI:EU:C:2018:94. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:62016CJ0336&from=EN>
- [39] Unión Europea (2017). Sentencia del Tribunal de Justicia de la Unión Europea (Sala Tercera) de 5 de abril de 2017. *Asunto C-488/15.: European Commission v Republic of Bulgaria*. ECLI: EU:C:2017:267. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:62015CJ0488&from=ES>
- [40] Unión Europea (17 de mayo de 2018). Commission Europea. Obtenido de: *Air quality: Commission takes action to protect citizens from air pollution*. [https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/IP\\_18\\_3450](https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/IP_18_3450)
- [41] Comisión Europea (2018). *Science for Environment Policy. Future Brief: What are the health cost of environmental pollution?* Publications Office of the European Union. Luxemburgo. <https://doi.org/10.2779/733278>

- [42] Burnett, R.T, Pope III, C.A, Ezzati, M., Olives, C., Lim, S.S., Mehta, S., Shin, H.H., Singh, G., Hubbell, B., Brauer, M. & Anderson, H.R. (2014). An integrated risk function for estimating the global burden of disease attributable to ambient fine particulate matter exposure. *Environmental Health Perspectives*, 3: 397-404. <https://doi.org/10.1289/ehp.1307049>
- [43] WHO Regional Office for Europe (2014) WHO Expert Meeting: Methods and tools for assessing the health risks of air pollution at local, national and international level. Meeting report Bonn, Germany, 12-13 May 2014. WHO Regional Office for Europe. Copenhagen. <http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air-quality/publications/2014/who-expert-meeting-methods-and-tools-for-assessing-the-health-risks-of-air-pollution-at-local,-national-and-international-level>
- [44] WHO Regional Office for Europe (2013). *Health risks of air pollution in Europe - HRAPIE project. Recommendations for concentration-response functions for cost - Benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide*. WHO Regional Office for Europe. Copenhagen. <http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air-quality/publications/2013/health-risks-of-air-pollution-in-europe-hrapie-project.-recommendations-for-concentrationresponse-functions-for-costbenefit-analysis-of-particulate-matter,-ozone-and-nitrogen-dioxide>
- [45] European Centre for environment and health (2000) *Quantification of the Health Effects of Exposure to Air Pollution. Report of a WHO Working Group*. Bilthoven. World Health Organization. <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/108463/E74256.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- [46] Prüss-Üstün, A, C Mathers, C Corvalán, A Woodward, eds. (2003). *Introduction and methods: Assessing the environmental burden of disease at national and local levels*. Environmental Burden of Disease Series, No.1. World Health Organization. <https://www.who.int/docstore/peh/burden/9241546204/9241546204chap3.htm>
- [47] WHO Regional Office for Europe, OECD (2015). *Economic cost of the health impact of air pollution in Europe: Clean air, health and wealth*. Copenhagen. WHO Regional Office for Europe. <http://www.euro.who.int/en/media-centre/events/events/2015/04/ehp-mid-term-review/publications/economic-cost-of-the-health-impact-of-air-pollution-in-europe>
- [48] Eurostat (2019). *Methodological manual on territorial typologies* (2018 ed.). Luxembourg, Luxembourg: European Union. <https://doi.org/10.2785/22845>
- [49] Selvin, S., Merrill, D., Wong, L., & Sacks, T. (1984). Ecologic Regression Analysis and the Study of the Influence of Air Quality on Mortality. *Environmental Health Perspectives*, 54, 333-340. <https://ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1568150/>
- [50] Gujarati, D. N., & Porter, D. C. (2009). *Econometría* (5.ªed.). México: Mc Graw Hill.
- [51] Richardson, Elizabeth A., Jamie Pearce, Helena Tunstall, Richard Mitchell y Niamh K. Shortt (2013). Particulate air pollution and health inequalities: a Europe-wide ecological

analysis. *International Journal of Health  
Geographics*, 12,34. <https://doi.org/10.1186/1476-072X-12-34>

- [52] Cole, M. A., Ozgen, C. y Strobl, E. (2020). Air Pollution Exposure and COVID-19. *Institute of Labor Economics*, 13367.
- [53] Wu, X., Nethery, R. C., Sabath, M. B., Braun, D., & Dominici, F. (2020). Air pollution and COVID-19 mortality in the United States: Strengths and limitations of an ecological regression analysis. *Science Advances*, 6(45), eabd4049. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abd4049>

## ANEXO 1. Construcción de la base de datos

A la hora de estudiar la incidencia de la exposición al contaminante  $PM_{2.5}$  en la mortalidad, pensamos en trabajar a un nivel de desagregación NUTS3. Sin embargo, en la base de datos de exposición anual media a este contaminante ambiental de la OCDE, la división territorial utilizada para las regiones no siempre se corresponde con las unidades territoriales utilizadas por el sistema NUTS3. Así, los datos de calidad del aire relativos a Austria, República Checa, Irlanda, Letonia y Polonia, están presentados de forma más desagregada que la de la Unidad territorial de NUTS 3. A modo de ilustración, la información para Irlanda se presenta para condados y la de Austria o Polonia para ciudades. Por otro lado, en Bélgica, Alemania y Reino Unido, la base de datos de la OCDE presenta una desagregación territorial equivalente a NUTS2. En consecuencia, se descartó esta primera idea y se decidió trabajar al nivel territorial de regiones metropolitanas, para las que se cuenta con información tanto en la OCDE como en Eurostat.

La OCDE tiene datos de exposición al contaminante  $PM_{2.5}$  hasta 2017. La elección del 2016 como año de referencia se debe a que, para las demás variables consideradas, tanto la tasa de mortalidad como las demás variables explicativas del modelo, la información disponible correspondiente al año 2017 era menor que para el año 2016.

La base de datos elaborada para nuestro modelo econométrico contiene información sobre las regiones metropolitanas de los Estados Miembros de la UE que forman parte de la OCDE que es de donde se obtienen los datos sobre la exposición media anual a la  $PM_{2.5}$ . Por lo tanto, no contiene información relativa a Bulgaria, Croacia, Chipre, Malta y Rumanía, lo que habría sido deseable, ya que se observó a lo largo del trabajo que los niveles de exposición media al contaminante en cuestión son elevados en Bulgaria. Tampoco se encontraron datos sobre exposición media a este contaminante para las regiones metropolitanas de Kirklees (UK501M) y Liberec (CZ007M).

Con el fin de completar algunos huecos en algunas variables para algunas metrópolis ha sido necesaria la imputación de algunos valores.

### Exposición media a la $PM_{2.5}$

Aunque las dos fuentes, Eurostat y OECD, utilizan el mismo nombre “*metropolitan regions*”, la división territorial en regiones metropolitanas utilizada en la base de datos de la OCDE no se corresponde exactamente con las regiones metropolitanas de Eurostat. Esta última define las regiones metropolitanas como una agregación de regiones NUTS 3, en las

que al menos el 50% de su población vive en áreas urbanas funcionales (FUAS) con una población superior a los 250000 habitantes. La región metropolitana toma el nombre de la FUA principal situada dentro de sus límites. La OCDE define regiones metropolitanas como en áreas urbanas funcionales (FUAS) con una población superior a 250000 habitantes.

Esto ha dado lugar a algunos desajustes. Por ejemplo, la OCDE ofrece datos para Málaga y Marbella y la región metropolitana Eurostat es Málaga-Marbella. Como la mayoría de los datos se obtienen de Eurostat, hemos elegido esta división territorial y a ella hemos ajustado la información de la OCDE.

**Tabla A1.** Exposición media anual estimada a la PM<sub>2.5</sub>

Región Metropolitana	FUA	Población FUA	EMA anual	EMA estimada
<b>Málaga - Marbella</b>	Málaga	855.380	12,46	<b>11,83</b>
	Marbella	312.572	10,12	
<b>Murcia - Cartagena</b>	Murcia	621.113	12,46	<b>12,46</b>
	Cartagena	-	-	
<b>Alicante/Alacant - Elche/Elx</b>	Alicante	462.008	10,32	<b>10,84</b>
	Elche	258.968	11,77	
<b>Guipúzcoa</b>	San Sebastián	337.436	7,67	<b>7,67</b>
	Irún	-	-	
<b>Oviedo - Gijón</b>	Oviedo	310.601	10,15	<b>10,36</b>
	Gijón	298.700	10,57	
<b>Lille - Dunkerque - Valenciennes</b>	Lille	905.049	14,83	<b>14,40</b>
	Dunkerque	136.883	12,58	
	Valenciennes	103.431	13,05	
<b>Arnhem - Nijmegen</b>	Arnhem	418.251	13,10	<b>12,98</b>
	Nijmegen	293.332	12,82	
<b>Bydgoszcz - Torún</b>	Bydgoszcz	499.302	17,16	<b>16,98</b>
	Torún	322.543	16,71	
<b>Blackburn - Blackpool - Preston</b>	Blackburn with Darwen	285.983	9,50	<b>9,07</b>
	Blackpool	327.046	8,70	
	Preston	-	-	

Para estimar la exposición media a la  $PM_{2.5}$  en estos casos, he calculado la media ponderada en función de los habitantes de las FUAS (tabla A1):

$$EMA_{RM} = \frac{\sum_{i=1}^k EMA_{Fi} \cdot hab_{Fi}}{\sum_{i=1}^k hab_{Fi}}$$

donde EMA es la exposición media anual al contaminante  $PM_{2.5}$ , hab el número de habitantes en la FUA, RM la región metropolitana y F la FUA.

Los casos de las regiones metropolitanas EUROSTAT *Murcia-Cartagena* y *Guipúzcoa* (San Sebastián e Irún) son distintos. La base de datos de exposición al  $PM_{2.5}$  OCDE contiene información solo para San Sebastián y Murcia, no para Cartagena e Irún. Se ha estimado la exposición del área metropolitana en base a los datos de solo una de las FUA.

### Tasas de mortalidad

Para algunas regiones metropolitanas como la alemana *Göttingen* (DE021M), las irlandesas *Dublín* (IE001MC) y *Cork* (IE002M) y las británicas *Glasgow* (UK004M), *Edimburgh* (UK007M) y *Belfast* (UKk012M) no había datos para el número de fallecimientos correspondientes al año 2016, por lo que he estimado el modelo con la tasa de mortalidad para 2017.

### Empleo en la industria

La base de datos de Eurostat para regiones metropolitanas no recoge observaciones sobre el número de personas empleadas en la industria para *West Midlands urban area* (UK002M), *Liverpool* (UK006M), *Cardiff* (UK009M), *Leicester* (UK014M), *Coventry* (UK025M), *Stoke-on-Trent* (UK027M), *Nottingham* (UK029M), *Derby* (UK518M) y *Blackburn - Blackpool - Preston* (UK553M). Como los datos para las regiones metropolitanas son los correspondientes a la/las región/es NUTS3 que comprenden, hemos utilizado información sobre el empleo en la industria de la base de datos a nivel NUTS3 para estimar estos datos.

## PIB per cápita

El PIB per cápita en paridad de poder adquisitivo no se contiene en la base de datos de Eurostat para la región metropolitana de *Cork* (IE002M). El último dato es de 2014. Como se observa que el PIB per cápita ha crecido mucho en Irlanda en los últimos años, hemos estimado el PIB per cápita para 2016, aplicando a Cork la misma tasa de crecimiento que se observa para la otra metrópolis irlandesa, Dublín (tabla A2.).

**Tabla A2.** Método de imputación para el PIB per cápita de Cork

	<b>2014</b>	<b>2015</b>	<b>2016</b>
<b>Cork</b>	46000	-	-
<b>Dublín</b>	49000	56000	59000
<b>Tasa crecimiento Dublín</b>		12,5%	5,357%
<b>Cork estimación</b>		<b>51750</b>	<b>54522</b>

## ANEXO 2. Relación entre las variables explicativas y la tasa de mortalidad

