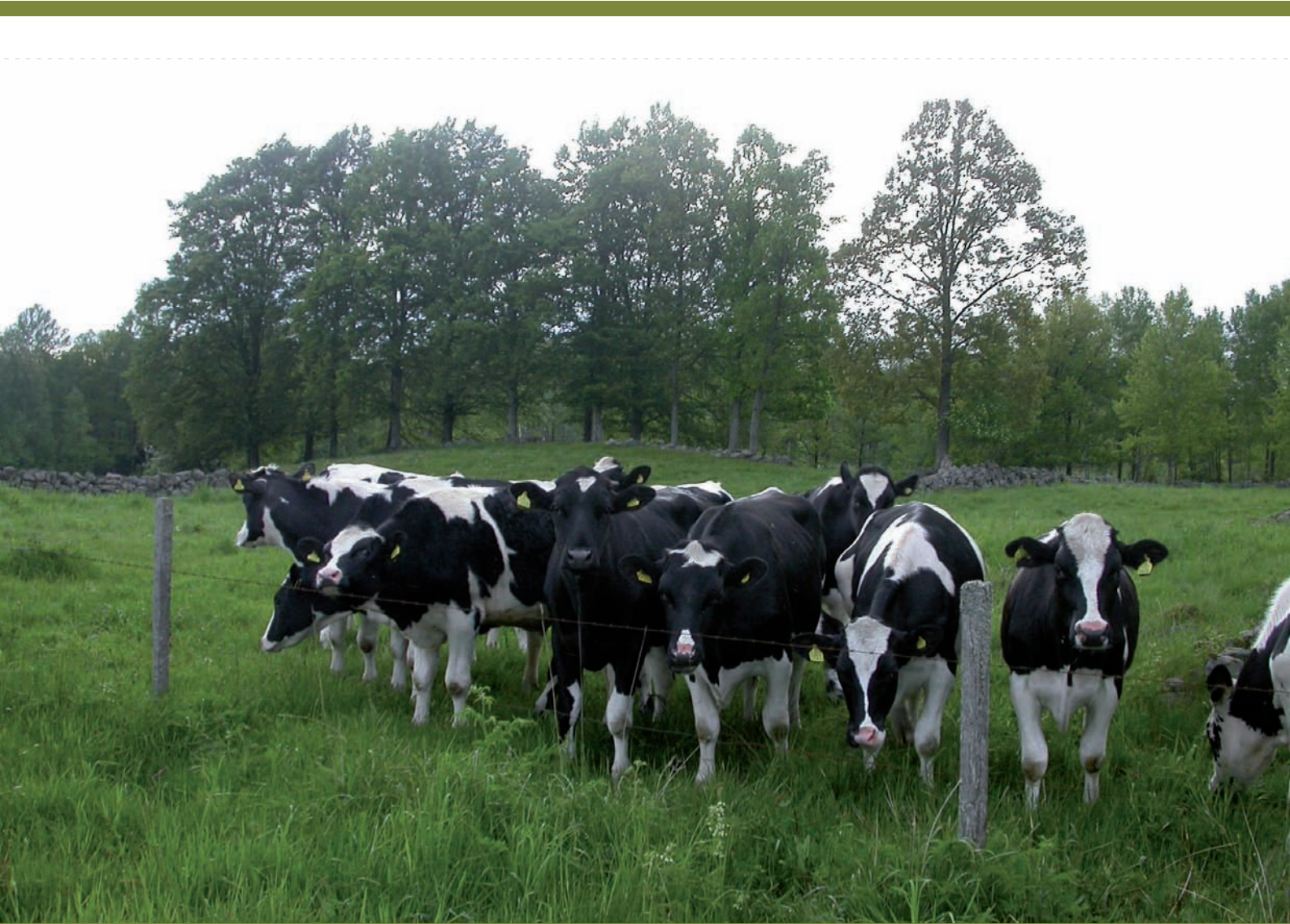




La contaminación atmosférica en Europa 1990–2004





La contaminación atmosférica en Europa 1990-2004



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE MEDIO AMBIENTE
Y MEDIO RURAL Y MARINO

2009

Aviso legal

El contenido del presente informe no refleja necesariamente la opinión oficial de la Comisión Europea ni de otras instituciones de la Comunidad Europea. Ni la Agencia Europea de Medio Ambiente ni ninguna persona o empresa que actúe en su nombre es responsable del uso que pueda hacerse de la información contenida en este informe.

Todos los derechos reservados

Queda prohibida la reproducción total o parcial de la presente publicación con cualquier medio, electrónico o mecánico, inclusive fotocopia, grabación o cualquier sistema de almacenamiento y recuperación de información, sin la autorización por escrito del titular de los derechos de autor. Para derechos de traducción o de reproducción, póngase en contacto con AEMA.

En internet, a través del servidor Europa (www.europa.eu), pueden consultarse otras informaciones sobre la Unión Europea.

Revisión científica de la edición en español

Este trabajo ha sido realizado por TAU Consultora Ambiental por encargo de la Subdirección General de Calidad

del Aire y Medio Ambiente Industrial (Punto Focal Nacional de la AEMA), Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM).

Supervisión, coordinación y control (MARM):

Javier Cachón de Mesa
Montserrat Fernández-San Miguel

Coordinador (TAU Consultora Ambiental)

Laura Romero Vaquero

Equipo de revisión

Miguel Ángel Alario Franco, Catedrático de Química Inorgánica, Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Complutense de Madrid

Manuel Álvarez Arenas Bayo, TAU Consultora ambiental
Título original en inglés: *Air pollution in Europe 1900-2004*

© Agencia Europea de Medio Ambiente, 2007

Publicada mediante un convenio con la AEMA y con la Oficina de Publicaciones de la CE (OPOCE). El Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino se responsabiliza por completo de la revisión científica de la traducción.



MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO

Secretaría General Técnica: Alicia Camacho García. **Subdirector General de Información al ciudadano, Documentación y Publicaciones:** José Abellán Gómez. **Director del Centro de Publicaciones:** Juan Carlos Palacios López. **Jefa del Servicio de Producción y Edición:** M^a Dolores López Hernández.

Edita:

© Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino
Secretaría General Técnica
Centro de Publicaciones

Distribución y venta

Paseo de la Infanta Isabel, 1
Teléfono: 91 347 55 51 - 91 347 55 41
Fax: 91 347 57 22

Plaza San Juan de la Cruz, s/n
Teléfono: 91 597 60 81
Fax: 91 597 66 01

Tienda virtual: www.marm.es
e-mail: centropublicaciones@marm.es

Corrección de estilo y maquetación: Tina Guillem

Diseño de portada: AEMA

Foto de portada © Anke Lükewille

Foto izquierda © Pawel Kazmierczyk

Foto derecha © Maciej Lewandowski/stock.xchng

Maquetación: Diadies, AEMA

Impresión: DIN Impresores, S.L.

NIPO: 770-09-276-9

ISBN: 978-84-491-0948-5

Depósito Legal: M-38185-2009

Catálogo General de publicaciones oficiales:

<http://www.060.es> (servicios en línea/oficina virtual/Publicaciones)

Datos técnicos: Formato: 21 x 29,7 cm. Caja de texto: 17,5 x 25 cm. Composición: dos columna. Tipografía: Palatino a cuerpo 10. Encuadernación: Rustica. Papel: Interior en couché reciclado 100% de 115 g. Cubierta en cartulina gráfica de 300g. Tintas a 4/4.

Presentación de la edición española

Uno de los avances más significativos de la política ambiental europea es la disminución de contaminantes atmosféricos, disminución que aparece con claridad reflejada en este informe del Centro Temático Europeo de Calidad del Aire y Cambio Climático (CTE/ACC). La región europea considerada, en la que se ha producido la mejora en la calidad del aire, abarca a los 32 países miembros de la AEMA. Los datos utilizados provienen de más de 2.300 estaciones de vigilancia de los 32 países, que han proporcionado datos de manera sistemática, periódica, desde hace años.

El avance conseguido en los contaminantes clásicos (dióxido de azufre, óxidos de nitrógeno, amoníaco, compuestos orgánicos volátiles no metánicos) tiene repercusiones directas en la mejora de la salud de los ciudadanos, así como en la evolución de los ecosistemas.

Hay todavía caminos importantes que se deben recorrer: entre el 20 y el 30% de la población europea vive en ciudades en las que las estaciones apreciaron superaciones de los valores límite para las partículas, entre los años 1997 y 2004. Las concentraciones ambientales de partículas y ozono en la atmósfera permanecieron estables, aunque las emisiones hayan disminuido. Las reducciones conseguidas en las emisiones de precursores de partículas no se reflejan de manera directa en las concentraciones de PM₁₀, lo que se atribuye en parte a las variabilidades meteorológicas, así como al incremento producido en el transporte a larga distancia de los contaminantes. Otros factores que se tienen en cuenta son la disminución de precipitaciones, las temperaturas primaverales y la posible estabilidad atmosférica, factores todos que pueden contribuir a una mayor o menor concentración de contaminantes.

Los países miembros de la UE tenemos el compromiso de conseguir reducciones sustanciales de las emisiones nacionales totales de los cuatro contaminantes cruciales (SO₂, NO_x, COVNM y NH₃) para 2010. Para conseguirlo, las políticas puestas en marcha se han dirigido esencialmente a reducir las emisiones en los sectores de generación de electricidad/calor, la industria y el transporte por carretera.

En España junto a las políticas nacionales puestas en marcha desde el Gobierno, las Comunidades Autónomas y las entidades locales se han sumado al esfuerzo para conseguir un modelo de crecimiento bajo en carbono. Los Planes Nacionales de Asignación de derechos de emisión de gases de efecto invernadero (el segundo de ellos tiene una vigencia entre los años 2008 y 2012) han mostrado eficacia para reducir las emisiones de la industria. Junto a ellos, destaca la Estrategia Española de Cambio Climático y Energía Limpia 2007-2012-2020, que consolida el compromiso de España con el protocolo de Kioto, y busca preservar la competitividad de la economía española, el empleo, la estabilidad económica y presupuestaria y el abastecimiento energético.

Desde noviembre de 2007, la Ley de Calidad del Aire y Protección de la Atmósfera (Ley 34/2007) establece obligaciones que deben cumplir, en determinadas condiciones, los municipios con más de 100.000 habitantes. Por encima de determinados límites de contaminación, las Comunidades Autónomas y Ayuntamientos deben poner en marcha medidas concretas que prevengan y eviten las afecciones en la salud de la población.

Los resultados de todas estas políticas comienzan ya a ofrecer resultados esperanzadores. Las cifras, aún provisionales, de emisiones de CO₂, en el año 2009 pueden significar el mayor descenso conseguido en la historia desde que se han comenzado a medir los contaminantes a la atmósfera.

María Jesús Rodríguez de Sancho
Directora general de Calidad y Evaluación Ambiental
Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino

Índice

Agradecimientos	4
Resumen general	5
1. Introducción	14
1.1 Objetivos y alcance	14
1.2 La contaminación atmosférica como problema ambiental europeo	14
1.3 Datos e indicadores.....	15
1.4 Fuerzas motrices de la contaminación atmosférica.....	15
1.5 Resumen de los instrumentos políticos y legislativos relevantes.....	16
1.6 Esquema del informe.....	17
2. Desarrollo de las emisiones de contaminantes atmosféricos; avances hacia los objetivos	18
2.1 Sinopsis	18
2.2 Emisiones de partículas primarias (PM) y precursores de PM.....	20
2.3 Precursores de ozono	21
2.4 Contaminantes acidificantes y eutrofizantes.....	23
3. Evaluación de la contaminación atmosférica en relación con la salud	28
3.1 Sinopsis	28
3.2 Ozono troposférico.....	29
3.3 Partículas.....	36
3.4 NO ₂	48
3.5 Benceno	54
3.6 Otros compuestos: metales pesados, HAP y monóxido de carbono.....	56
4. Evaluación de la contaminación atmosférica en relación con los ecosistemas	62
4.1 Sinopsis	63
4.2 Ozono troposférico.....	63
4.3 Acidificación	64
4.4 Eutrofización	66
4.5 Efectividad de las medidas políticas de reducción de la acidificación y la eutrofización causada por la contaminación atmosférica	71
Abreviaturas.....	72
Bibliografía.....	73
Anexo A - Fuerzas motrices de la contaminación atmosférica	75
Anexo B - Legislación	78

Agradecimientos

El presente informe ha sido elaborado por el Centro Temático de Calidad del Aire y Cambio Climático de la Agencia Europea de Medio Ambiente (CTE/ACC). Los coordinadores de la contribución del CTE/ACC han sido Steinar Larssen y Kevin Barrett, del Instituto Noruego de Investigación del Aire (NILU).

Los autores del informe han sido Martin Adams (AEA Technology, Reino Unido), Kevin Barrett (NILU, Noruega), Maarten van het Bolscher (TNO, Países Bajos), Steinar Larssen (NILU, Noruega), Frank de Leeuw (MNP, Países Bajos), Tinus Pulles (TNO, Países Bajos), Maarten van Loon (MetNo, Noruega), Addo van Pul (TNO, Países Bajos) y Rob Swart (MNP, Países Bajos).

Queremos dar las gracias a Maximilian Posch, Centro de Coordinación de Efectos (CCE en MNP, Países Bajos) de ICP M&M por proporcionar a la AEMA datos básicos necesarios para elaborar los

mapas de cargas críticas incluidos en este informe. Además queremos agradecer a Chris Heyes, EMEP Centre for Integrated Assessment Modelling (Centro para la modelización de la evaluación integrada en el Instituto Internacional para el Análisis de Sistemas Aplicados, IIASA, Austria) por facilitar a la AEMA datos básicos necesarios para elaborar los mapas de escenarios del modelo RAINS presentados en este informe.

Los directores de proyecto de la AEMA han sido Anke Lükewille y Andreas Barkman.

La AEMA agradece los comentarios recibidos sobre el borrador del informe de los Puntos Focales Nacionales de los países miembros de la AEMA y la Comisión Europea (DG Medio Ambiente). Estos comentarios se han incorporado en la versión final del informe en la medida de lo posible.

Resumen general

Panorámica general

Este informe analiza y expone las variaciones de las emisiones de contaminantes atmosféricos y sus posibles impactos en la salud o los ecosistemas en Europa durante el periodo 1990-2004.

Las emisiones de contaminantes atmosféricos disminuyeron sustancialmente durante el periodo 1990-2004 en los 32 países miembros de la AEMA (AEMA-32), con la consiguiente mejora de la calidad del aire en la región. No obstante, las concentraciones ambientales de partículas y ozono en la atmósfera no han experimentado ninguna mejora desde 1997, a pesar de la disminución en las emisiones. Esto puede deberse a la variabilidad meteorológica y el aumento del transporte a larga distancia de los contaminantes.

Pocos discuten en la actualidad que las partículas finas con un diámetro inferior a 2,5 micras ($PM_{2,5}$) constituyen la principal amenaza para la salud humana derivada de la contaminación atmosférica. Dado que las emisiones de azufre han disminuido, el amoníaco emitido por la actividad agrícola y los óxidos de nitrógeno de los procesos de combustión se han convertido en los agentes acidificantes y eutrofizantes que más afectan a los ecosistemas.

Los problemas de la contaminación atmosférica en Europa

Los principales contaminantes atmosféricos clásicos emitidos a la atmósfera en Europa son el dióxido de azufre (SO_2), los óxidos de nitrógeno (NO_x), el amoníaco (NH_3), los compuestos orgánicos volátiles no metánicos (COVNM) y las partículas (PM). Los contaminantes atmosféricos tienen efectos directos e indirectos en la salud humana (véase la figura 1).

Los compuestos de azufre y nitrógeno emitidos a la atmósfera son potencialmente acidificantes y pueden causar daños cuando se depositan en sistemas terrestres o acuáticos sensibles. Los compuestos del nitrógeno son también potencialmente eutrofizantes, es decir, pueden dar lugar a un exceso de nutrientes en los suelos y en las masas de agua (figura 1).

Las emisiones de partículas incluyen las PM primarias y las partículas secundarias, formadas a partir de los denominados gases precursores de PM (SO_2 , NO_x , NH_3 , COV y COVNM). Las PM

primarias representan la fracción de PM que se emite directamente a la atmósfera, mientras que las PM secundarias constituyen la fracción de PM generadas en la atmósfera por la oxidación de gases precursores, por ejemplo de SO_2 y NO_x , formando ácido sulfúrico (líquido) y ácido nítrico (gaseoso), respectivamente. Las PM orgánicas secundarias también se pueden formar a partir de la oxidación de compuestos orgánicos volátiles (COV).

El ozono (O_3) se forma en la atmósfera por reacción entre los gases NO_x y COVNM en presencia de calor y luz solar. De esta forma, la contaminación por ozono es un problema importante durante los meses de verano.

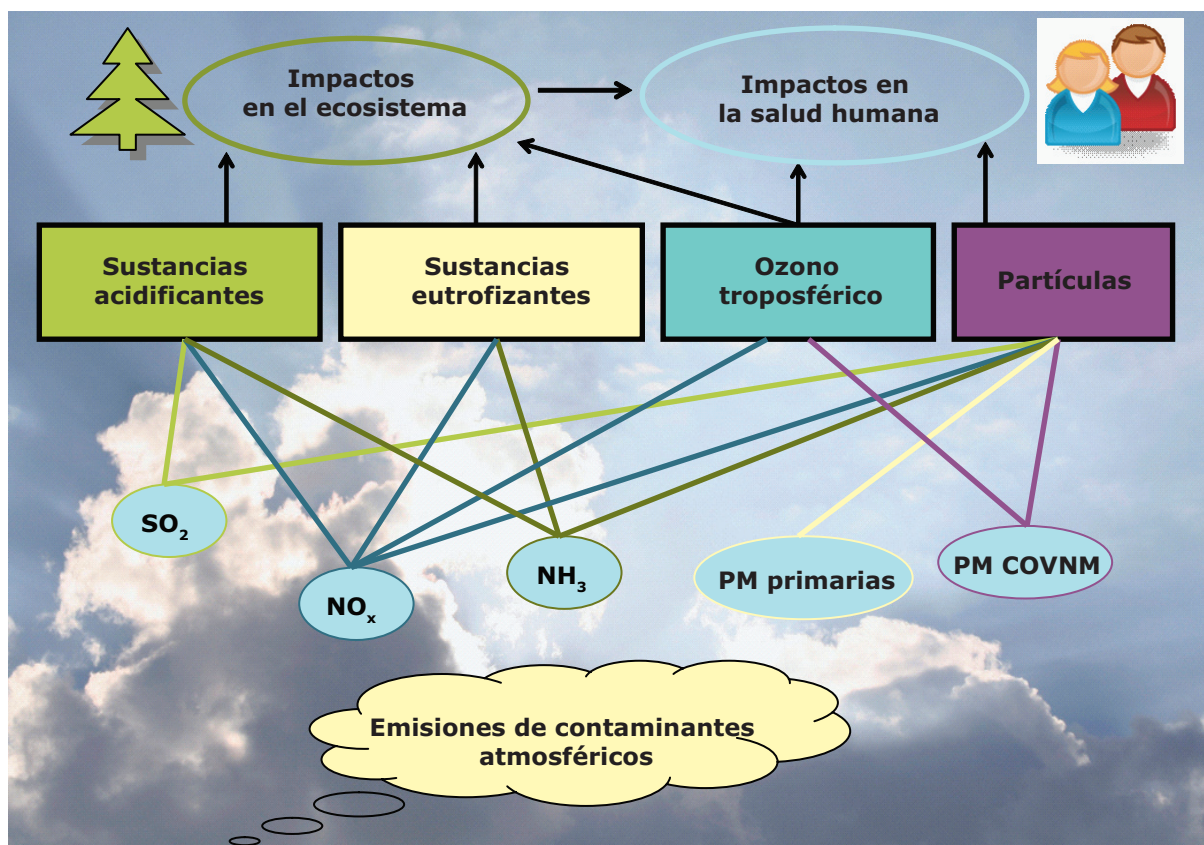
Actualmente, más de 2.300 estaciones de vigilancia de la calidad del aire transmiten datos sobre la contaminación atmosférica a la AEMA. Las observaciones extendidas a escala europea comenzaron a estar disponibles en 1996/1997. En 2004, 32 países miembros de la AEMA remitieron observaciones que se pudieron utilizar en los análisis presentados en este informe.

Partículas

- Las reducciones significativas de las emisiones de precursores de PM no se reflejan en las concentraciones observadas de PM_{10} , que no han mostrado ningún cambio entre 1997 (cuando empezaron a estar disponibles observaciones extendidas) y 2004. Esto se puede explicar (en parte) por la variabilidad meteorológica que ha afectado a las concentraciones de un 15 a un 20% en los últimos años.
- Del 20 al 30% de la población urbana europea vive en ciudades en las que se superaron los valores límite de calidad del aire de la UE para las partículas (PM_{10}) en las estaciones de vigilancia de fondo urbano entre los años 1997 y 2004.

Las pequeñas partículas en suspensión son inhaladas por las personas. Ello puede reducir su esperanza de vida y aumentar la cifra de muertes prematuras, hospitalizaciones y visitas a los servicios de urgencias (por ejemplo, por enfermedades respiratorias, aumento del riesgo de ataques cardíacos). La fracción gruesa de las PM_{10} penetra en la parte superior de las vías respiratorias y los pulmones (PM_{10} = partículas con un diámetro de hasta 10 μm). La fracción fina de PM_{10} es

Figura 1 Principales contaminantes atmosféricos en Europa agrupados según su impacto en la salud humana y los ecosistemas⁽¹⁾



Fuente: AEMA (CTE/ACC).

más peligrosa, ya que penetra más profundamente en los pulmones (PM_{2,5} = partículas con un diámetro de hasta 2,5 µm).

Los efectos perjudiciales para la salud se producen tras una exposición breve a concentraciones elevadas o tras la exposición prolongada a concentraciones de PM relativamente bajas. No obstante, todavía no está claro el mecanismo por el cual las PM afectan a la salud.

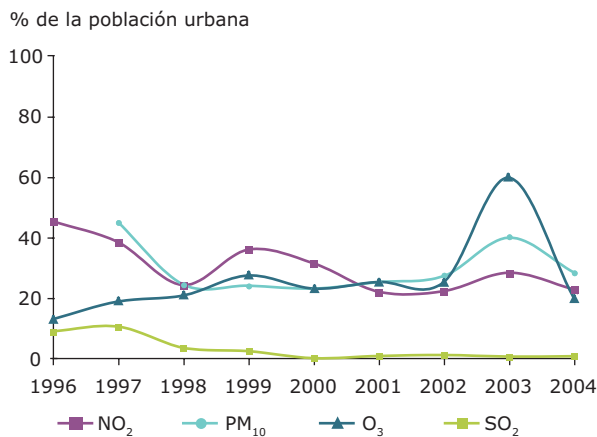
En el periodo de 1990-2004 las emisiones de precursores de PM y de PM primarias descendieron aproximadamente un 45%. Sin embargo, entre un 23% y un 45% de la población urbana estuvo expuesta a concentraciones atmosféricas de PM₁₀ superiores al valor límite de la calidad del aire fijado por la UE durante el periodo 1997-2004. En este mismo periodo no se pudo discernir ninguna tendencia a la baja (véase la figura 2).

Las máximas concentraciones urbanas de PM₁₀ se observaron en Bélgica, Bulgaria, la República Checa, Grecia, Hungría, Italia, Luxemburgo, los Países Bajos, Polonia, Portugal, Rumanía y España, así como en las ciudades de los países de los Balcanes occidentales.

Algunas concentraciones elevadas de PM₁₀ y ozono, en especial las observadas en 2003, pueden explicarse en parte por la variabilidad meteorológica. La disminución de las precipitaciones, las altas temperaturas primaverales y la estabilidad atmosférica comportaron una reducción de la deposición de contaminantes atmosféricos y el aumento de las concentraciones de contaminantes en la atmósfera. Este factor suele causar variaciones anuales del 15 al 20% y se cree que ha enmascarado parcialmente el efecto del descenso de las PM y las emisiones de precursores del ozono.

⁽¹⁾ Los contaminantes atmosféricos se pueden agrupar en función de sus posibles efectos en la salud humana y el medio ambiente. Las emisiones de sustancias acidificantes se pueden agregar calculando la suma ponderada de gases precursores SO₂, NO_x y NH₃ emitidos. Los factores de ponderación reflejan la conversión de las unidades de masa en unidades equivalentes de ácidos. Las emisiones de PM₁₀ agregadas suponen las emisiones de PM₁₀ primarias totales y una suma ponderada total de los gases precursores SO₂, NO_x y NH₃ emitidos. Partes de las emisiones de precursores no se convierten en aerosol secundario (PM), sino que se eliminan de la atmósfera mediante procesos como la deposición seca de PM en las superficies de las plantas. Los factores de ponderación reflejan la fracción que se convierte en PM secundarias. Se aplica un enfoque similar a las emisiones agregadas de los gases precursores del ozono. En este caso, los factores de ponderación suponen el número de moléculas de ozono formadas durante la oxidación de una molécula del precursor.

Figura 2 Porcentaje de la población urbana de la AEMA-32 potencialmente expuesta a concentraciones de contaminantes superiores a los valores límite/objetivo seleccionados



Fuente: AEMA (CTE/ACC).

Se ha estimado que la exposición a las PM₁₀ causa una reducción media de la esperanza de vida de 9 meses en los 32 países de la AEMA (UE25). Las zonas más afectadas son los países de Benelux, Polonia, la República Checa y Hungría, así como el valle del Po en Italia y el sur de España.

Ozono troposférico, dióxido de nitrógeno y otros contaminantes

- La exposición humana al dióxido de azufre (SO₂), el monóxido de carbono y a concentraciones de plomo en la atmósfera disminuyeron notablemente gracias a la eficacia de las políticas europeas de calidad del aire. Esto es especialmente cierto en relación con las políticas encaminadas a reducir las emisiones de SO₂ procedentes de la generación de electricidad y calor, así como las emisiones de CO y plomo de los automóviles de turismo.
- Las grandes reducciones de emisiones de precursores de ozono todavía no se han reflejado en las concentraciones de O₃, que no mostraron ningún cambio entre 1996 (cuando las observaciones empezaron a estar ampliamente disponibles) y 2004. La excepción la constituye la reducción de los niveles máximos de ozono en Suecia y Noruega.
- Del 20 al 30% de la población urbana europea vive en ciudades en las que se superaron los valores límite de calidad del aire de la UE para ozono y NO₂ en las estaciones de vigilancia de fondo urbano. La exposición de los cultivos y los bosques al ozono superó los valores límites/ críticos de protección en zonas muy extensas del centro y el sur de Europa.

En relación con SO₂, plomo y CO, las emisiones notificadas de hasta una reducción de un 50%

desde mediados de los años noventa fueron corroboradas en gran parte por las observaciones de la calidad del aire de todas las redes de vigilancia de contaminantes atmosféricos en Europa. En general, las concentraciones actuales de SO₂, CO, plomo y benceno en la atmósfera no plantean problemas significativos para la salud humana en Europa. Sin embargo, las fuentes locales específicas pueden causar niveles elevados de exposición local.

Los efectos del ozono (O₃) troposférico o de superficie son diferentes de los del O₃ estratosférico (capa de ozono), que tiene la propiedad beneficiosa de servir de principal filtro protector frente a los rayos ultravioletas nocivos del sol. En la baja atmósfera, el O₃ troposférico actúa como un potente agente oxidante que puede causar efectos adversos en la salud humana (por ejemplo, inflamación e irritación de las vías respiratorias, aumento de la susceptibilidad pulmonar a las toxinas y los microorganismos y muertes prematuras). Igualmente, las altas concentraciones de ozono pueden dañar las plantas sensibles y reducir así la vegetación silvestre, las cosechas y el rendimiento maderero.

Aunque las emisiones de gases precursores disminuyeron un 36% en la AEMA-32 entre 1990 y 2004, la exposición al ozono no ha descendido desde 1996. Las concentraciones máximas registradas en Europa se redujeron a comienzos de la década de 1990. No obstante, desde 1996, cuando empezaron a estar ampliamente disponibles las mediciones de la calidad del aire, del 13 al 60% de la población urbana de Europa estuvo expuesta a concentraciones atmosféricas de O₃ superiores al valor objetivo establecido por la UE para la protección de la salud humana (véase la figura 2). Las altas concentraciones de ozono en zonas rurales son más pronunciadas en los países de la región mediterránea.

Las concentraciones de NO₂ en la atmósfera disminuyeron, al igual que las emisiones de NO_x. Las zonas de tráfico suelen presentar concentraciones superiores que las zonas urbanas, que a su vez suelen estar más afectadas que las zonas rurales. En toda Europa se observan niveles superiores a los recomendados en los puntos de alarma (por ejemplo, carreteras principales).

En el periodo de 1996 a 2004, del 22 al 45% de la población urbana vivía en ciudades donde las concentraciones atmosféricas de NO₂ superaron el valor límite establecido por la UE para la protección de la salud humana (véase la figura 2).

Deposición de azufre y nitrógeno en los ecosistemas

- En toda la UE25, la proporción de ecosistemas (semi)naturales expuestos a deposiciones ácidas superiores a su carga crítica fue de

aproximadamente el 15% en 2004. La tendencia a la baja de las deposiciones se puede atribuir a la reducción en las emisiones de azufre, especialmente de las grandes fuentes puntuales (generación de electricidad y calor). Al disminuir las emisiones de azufre, los compuestos de nitrógeno en forma de amoníaco emitidos por la actividad agrícola y el NO_x de fuentes de combustión se han convertido en los principales agentes acidificantes.

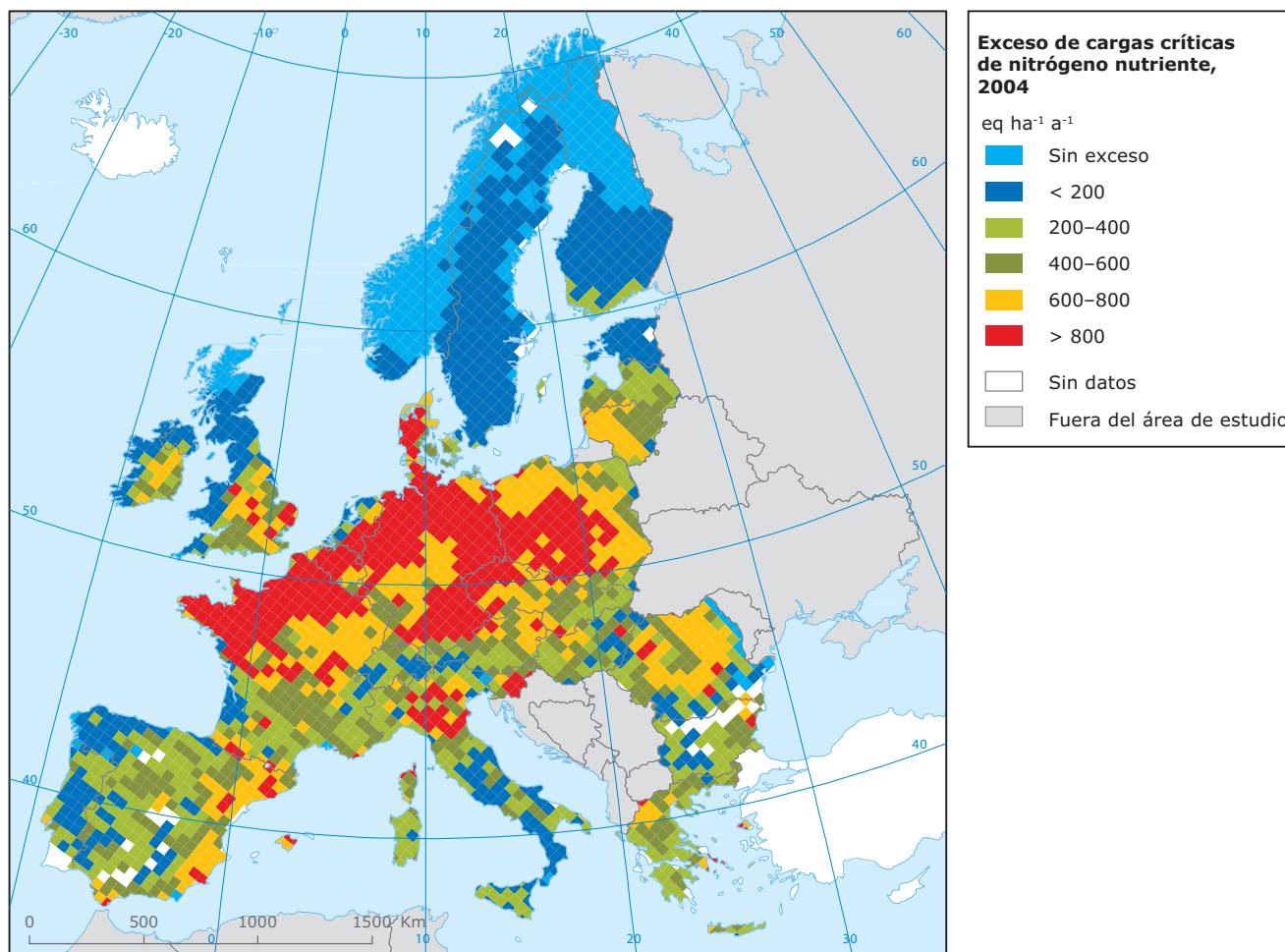
- En los países miembros de la UE25, la proporción de ecosistemas (semi)naturales expuestos a deposiciones de nitrógeno nutriente superiores a su carga crítica fue del aproximadamente el 47% en 2004. Las emisiones de amoníaco procedentes de la ganadería determinan cada vez más la magnitud y el patrón espacial de los casos de superación de las cargas críticas de nitrógeno nutriente.

La definición de las cargas críticas de azufre acidificante (S) y compuestos de nitrógeno (N) puede ser la siguiente: «la deposición más alta de compuestos acidificantes que no causará cambios químicos que originen efectos nocivos a largo plazo en la estructura y la función de los ecosistemas».

Los principales efectos de los compuestos de azufre depositados son la pérdida de capacidad de neutralización de ácidos en el suelo y en el agua, la pérdida de nutrientes como potasio o magnesio de los suelos y la emisión de aluminio tóxico a la solución de suelos y a las aguas. En función de las condiciones biogeoquímicas, el azufre se puede almacenar inicialmente en suelos con una emisión subsiguiente lenta (acidificación aplazada). Por lo tanto, los efectos positivos de las medidas de reducción de las emisiones de SO_2 se pueden retrasar décadas.

Los compuestos del nitrógeno no sólo tienen efectos acidificantes, sino que además son nutrientes importantes. La deposición excesiva de nitrógeno atmosférico puede causar un excedente de nitrógeno nutriente en estos ecosistemas, originando la eutrofización (enriquecimiento excesivo de nutrientes) en ecosistemas terrestres. Igualmente, el nitrato (NO_3) resultante, lixiviado de los suelos a los acuíferos, los ríos, los lagos, las zonas costeras y el mar, puede causar la eutrofización de las masas de agua. El exceso de nitrógeno puede originar alteraciones de comunidades animales y vegetales únicas de

Figura 3 Patrón del exceso de las cargas críticas de nitrógeno nutriente



Nota: El mapa muestra zonas de Europa en las que los ecosistemas están expuestos a cargas atmosféricas de nitrógeno ($\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$) superiores a la carga crítica de los ecosistemas más sensibles en cada celda de 50 x 50 (datos de deposición del EMEP, 2004).

Fuente: CCE (Centro de Coordinación de Efectos).

naturaleza terrestre, acuática o marina, incluida la pérdida de biodiversidad.

En amplias zonas de Europa se observaron claros descensos de la deposición ácida entre 1990 y 2004. La tendencia a la baja se debe a las reducciones de las emisiones de azufre, principalmente de las grandes fuentes puntuales (generación de electricidad y calor). No obstante, en 2004 alrededor del 15% de los ecosistemas de la UE25 sensibles a la acidificación todavía recibieron deposiciones de compuestos acidificantes superiores a las cargas críticas.

Dado que disminuyeron las emisiones de azufre, el nitrógeno se convirtió en el principal agente acidificante. En muchas zonas de Europa, la eutrofización debida a la deposición de nitrógeno atmosférico ya es un problema más grave que la acidificación (véase la figura 3).

En la figura 3 se observan las presiones de nitrógeno nutriente en los ecosistemas más sensibles. En términos más generales, en 2004 alrededor del 47% de la superficie de ecosistemas de la UE25 sensibles al exceso de suministro de nitrógeno recibieron deposiciones excesivas de éste, provocando la eutrofización de ecosistemas sensibles como bosques o aguas. Las emisiones de amoníaco procedentes de la ganadería determinan cada vez más la magnitud y el patrón espacial de los casos de superación de las cargas críticas de nitrógeno nutriente.

Concentraciones de fondo en medio rural, suburbano, urbano y puntos de alarma

- El transporte hemisférico de los contaminantes atmosféricos puede agravar los problemas de contaminación atmosférica en el hemisferio norte y, de esta manera, enmascarar los efectos de la reducción de las emisiones de contaminantes atmosféricos en Europa.

El transporte a larga distancia y la dispersión de los contaminantes, junto con las condiciones meteorológicas (y topográficas), tienen una influencia importante en la contaminación atmosférica local. Las contribuciones de fondo regionales a las concentraciones de fondo urbanas de $PM_{2,5}$ y PM_{10} suelen situarse en el intervalo entre 60-90%⁽²⁾. Los altos niveles de PM de fondo rurales y las concentraciones de O_3 se derivan de las reacciones (bastante lentas) entre los gases precursores emitidos, lo que dificulta el control de las concentraciones de estos contaminantes mediante la sola reducción local. No obstante, las concentraciones urbanas de NO_2 y benceno no están dominadas por los niveles de contaminación regional. Las concentraciones suelen aumentar a medida que se

pasa de las zonas rurales a las urbanas y a los puntos de alarma.

La relación entre niveles de ozono en emplazamientos rurales, urbanos y puntos de alarma es más complicada que en el caso de PM_{10} y NO_2 . Esto se debe a las reacciones químicas implicadas en la formación del ozono. Por una parte, los prolongados períodos de residencia y la fuerte radiación solar en las grandes zonas urbanas, especialmente del sur de Europa, pueden provocar una considerable producción fotoquímica de ozono en dichas zonas y en las situadas en la dirección del viento. En este caso las concentraciones máximas de ozono de fondo urbanas y suburbanas superan en algunas ocasiones las de las zonas rurales cercanas, mientras que las concentraciones en los puntos de alarma, es decir, en las carreteras cercanas, siempre son más bajas (debido a la reacción de NO con el ozono). En general, los niveles de O_3 en los puntos de alarma de tráfico son inferiores en comparación con los emplazamientos de fondo urbano, donde las concentraciones de ozono son a su vez más bajas que en los emplazamientos rurales.

Con el fin de lograr objetivos a largo plazo con una calidad del aire, desde el punto de vista del ozono, que no tenga ningún efecto negativo importante sobre la salud humana y el medio ambiente, sería necesario reducir sustancialmente las emisiones de NO_x y COV a escala local, regional y hemisférica. No se ha identificado un nivel seguro con respecto a las PM. Además, es preciso seguir reduciendo sustancialmente las emisiones de partículas primarias y de precursores de PM como NH_3 , NO_x y SO_2 a fin de rebajar los niveles actuales y paliar de este modo el daño para la salud humana.

Normas de control de las emisiones en Europa

Al fijar objetivos ambientales provisionales, la Unión Europea se ha comprometido a rebajar la contaminación atmosférica de cuatro contaminantes cruciales (SO_2 , NO_x , COVNM y NH_3) por debajo de los niveles que afectan gravemente a la salud humana y a elementos sensibles del medio ambiente (Directiva 2001/81/CE sobre techos nacionales de emisión) para el año 2010. En comparación con la situación de 1990, la superficie en la que se superan las cargas críticas de acidez debe reducirse al menos a la mitad en 2010 en cada celda de 50 x 50 km de la cuadrícula usada en los mapas. Las concentraciones de ozono troposférico superiores al límite crítico para la salud humana deberán reducirse en dos tercios, y los valores superiores al nivel crítico de los cultivos y la vegetación seminatural en un tercio (en todas las celdas; 2010 en comparación con 1990).

(2) Convenio sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a larga distancia: informe preliminar de evaluación de partículas de EMEP, junio de 2007.

Tabla 1 Normas de control de las emisiones en Europa

Directivas comunitarias, instrumentos	Tipo de medida	Contaminantes contemplados
Directiva sobre techos nacionales de emisión (2001/81) (2001)	Techos de emisión vinculantes, que los países miembros de la UE tendrán que cumplir en 2010	SO ₂ , NO _x , COVNM, NH ₃
Directiva de grandes instalaciones de combustión (GIC) (1988, 2001)	Valores límite de emisión	SO ₂ , NO _x , polvo ⁽¹⁾
Directiva de prevención y control integrados de la contaminación (IPPC) (1996)	Autorización integrada basada en las mejores tecnologías disponibles (MTD)	Sin especificar: «Actuación ambiental global»
Normas EURO (1992 ...) para automóviles de turismo e industriales ligeros, vehículos pesados (por ejemplo, camiones, autobuses) y motocicletas	Normas de emisión y pruebas	NO _x , CO, HC ⁽²⁾ , HC + NO _x y PM
	Normas sobre carburantes	
Directiva sobre el contenido de azufre de determinados combustibles líquidos (1999)	Normas sobre carburantes	SO ₂
Directiva sobre la calidad de la gasolina y el gasóleo (1999)	Prohibición de comercializar gasolina con plomo	Sin especificar
	Obligación de comercializar combustibles sin azufre en la UE	Plomo; SO ₂
Límites de emisiones para motores usados en máquinas móviles no de carretera (1997)	Normas de emisión y procedimientos de certificación en relación con estas normas	NO _x y PM
Directiva de incineración de residuos (2000)	Condiciones de explotación rigurosas	Polvo total ⁽¹⁾ , TOC ⁽³⁾ , HCl ⁽⁴⁾ , HF ⁽⁵⁾ , NO _x , metales pesados (por ejemplo, cadmio, plomo, mercurio), dioxinas y furanos, SO ₂ , CO
	Requisitos técnicos mínimos	
Directiva de fase I de COV (1994)	Valores límite de emisión	COV
	Medidas técnicas para reducir las emisiones durante el almacenamiento de gasolina en las terminales y su distribución posterior a las estaciones de servicio	
Directiva de emisiones de disolventes (1999)	Límites basados en productos para las emisiones de COV	COV

Nota: ⁽¹⁾ polvo = partículas totales suspendidas, incluidas PM > PM₁₀; ⁽²⁾ HC = hidrocarburos; ⁽³⁾ TOC = carbono orgánico total; ⁽⁴⁾ HCl = cloruro de hidrógeno; ⁽⁵⁾ HF = fluoruro de hidrógeno.

Además, desde la década de 1990 se han introducido varias medidas de reducción de las emisiones en los principales sectores emisores (véase la tabla 1).

Otra importante vertiente de la política comunitaria de reducción de la contaminación atmosférica fue la adopción de la Directiva marco de calidad del aire (1996) que, a través de las Directivas de desarrollo sobre la calidad del aire, fija objetivos o valores límites para las concentraciones de determinados contaminantes en la atmósfera. Los valores límite de SO₂ y PM₁₀ para la protección de la salud tenían que cumplirse en 2005. Los valores límite de NO₂ y plomo tendrán que lograrse en 2010.

Principales fuentes de emisión y desarrollo de emisiones en Europa

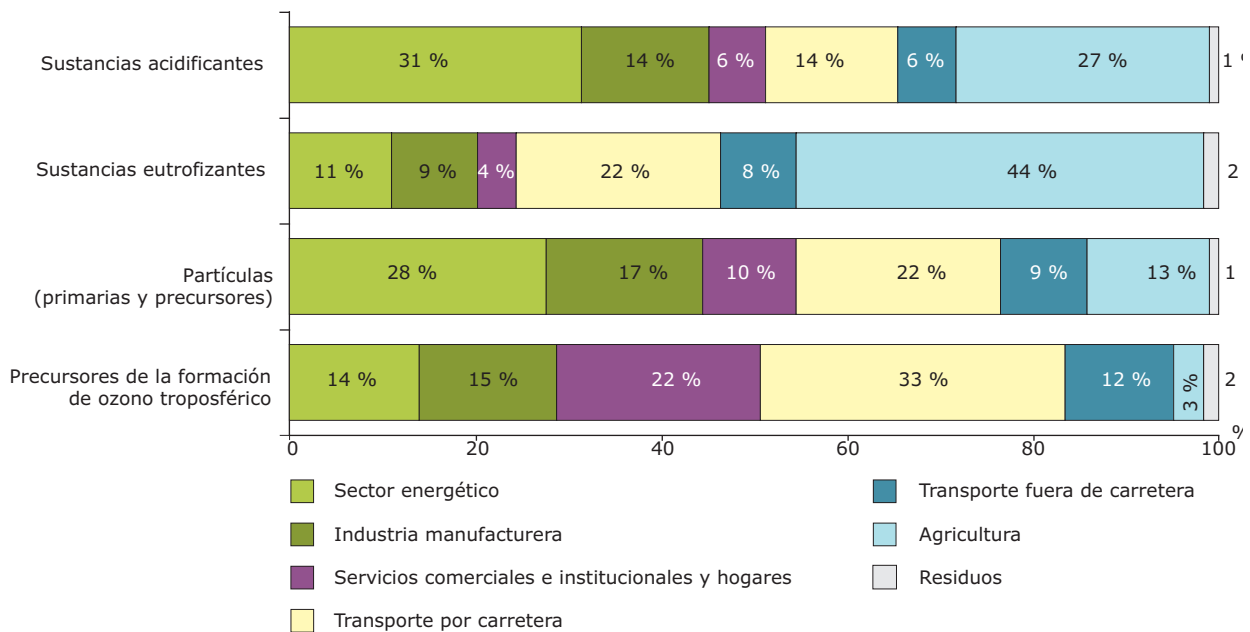
- Los Estados miembros de la UE se han comprometido a lograr reducciones sustanciales de las emisiones nacionales totales de cuatro contaminantes cruciales (SO₂, NO_x, COVNM y NH₃) para 2010. Sin embargo, algunos países miembros tienen que desarrollar medidas adicionales de reducción de las emisiones para

ajustarse a los techos de emisiones acordados y evitar superar los valores límite de calidad del aire.

- Varias políticas efectivas de la UE están orientadas, en particular, a la reducción de las emisiones en los sectores de generación de electricidad/calor, la industria y el transporte por carretera. En la AEMA-32, las emisiones de partículas (PM) primarias y de precursores de PM secundarias, de precursores de ozono y de compuestos acidificantes se redujeron un 45%, 36% y 50%, respectivamente.
- Las emisiones de PM (de diferentes fuentes), las emisiones de NO_x (principalmente del transporte), las emisiones de amoníaco (principalmente de la agricultura) y las emisiones de NO_x y SO₂ del tráfico marítimo deberían seguir rebajándose, a fin de reducir los efectos nocivos para la salud humana y ecosistemas sensibles.

Los sectores principales que contribuyeron a las emisiones de sustancias acidificantes en 2004 fueron el sector energético y la agricultura (véase la figura 3). Para las sustancias eutrofizantes, es decir, las principales emisiones de NH₃ acidificante y nutriente, el sector agrario con el 44%, fue, de lejos, la principal fuente de contaminantes atmosféricos. La industria

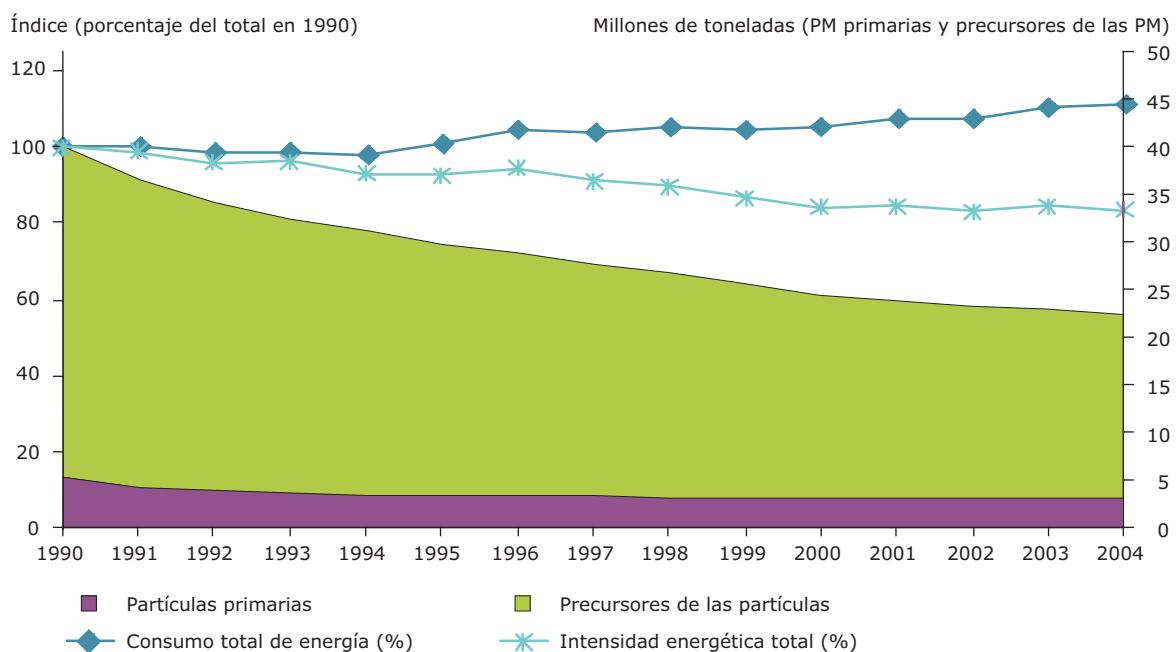
Figura 4 Contribuciones sectoriales en la AEMA-32 a los principales problemas de contaminación atmosférica, 2004



Nota: Las dos primeras barras (de arriba abajo) se refieren a los impactos en el ecosistema, la tercera se refiere a los impactos en la salud humana y la cuarta a los impactos en la salud y vegetación. Sector energético: emisiones de la generación de calefacción pública y electricidad, incluidas las emisiones por fugas; Industria manufacturera: procesos de combustión y sin combustión; Servicios comerciales e institucionales y hogares: Procesos de combustión y sin combustión; Transporte por carretera: vehículos ligeros y pesados, turismos y motocicletas; Transporte fuera de carretera: ferrocarril, navegación interior, ciertos transportes aéreos y máquinas móviles no de carretera usadas en la agricultura y la silvicultura; Agricultura: gestión de abonos, aplicación de fertilizantes; Residuos: incineración, gestión de aguas residuales.

Fuente: AEMA (CTE/ACC).

Figura 5 Emisiones de partículas primarias y secundarias (PM₁₀) en la AEMA-32, 1990-2004



Nota: El consumo total de energía es lo que Eurostat denomina Consumo interior bruto de energía (en millones de toneladas equivalentes de petróleo). El Producto Interior Bruto (PIB) en los países miembros de la UE25 creció a una tasa anual media del 2,1% entre 1990 y 2004 (AEMA, ficha técnica EN17).

Fuente: AEMA (CTE/ACC).

energética y el transporte por carretera fueron los principales sectores que contribuyeron a las emisiones de PM primarias y la formación de PM₁₀ secundarias en 2004. El transporte por carretera y fuera de carretera fueron las principales fuentes de precursores de ozono (aproximadamente el 45%).

Las emisiones de PM primarias y secundarias se redujeron un 45% entre 1990 y 2004 en los 32 países miembros de la AEMA (véase la figura 5). SO₂ y NO_x fueron los principales contaminantes que contribuyeron a la formación de PM₁₀ secundarias.

El sector residencial (sobre todo por la combustión de madera), el transporte por carretera y la producción de electricidad y calefacción pública son las principales fuentes de emisiones de PM primarias. La resuspensión del polvo de las carreteras o de fuentes naturales (polvo del Sáhara, sal marina, carbono orgánico en partículas biogénicas) pueden contribuir considerablemente a las emisiones de PM primarias en algunas regiones europeas.

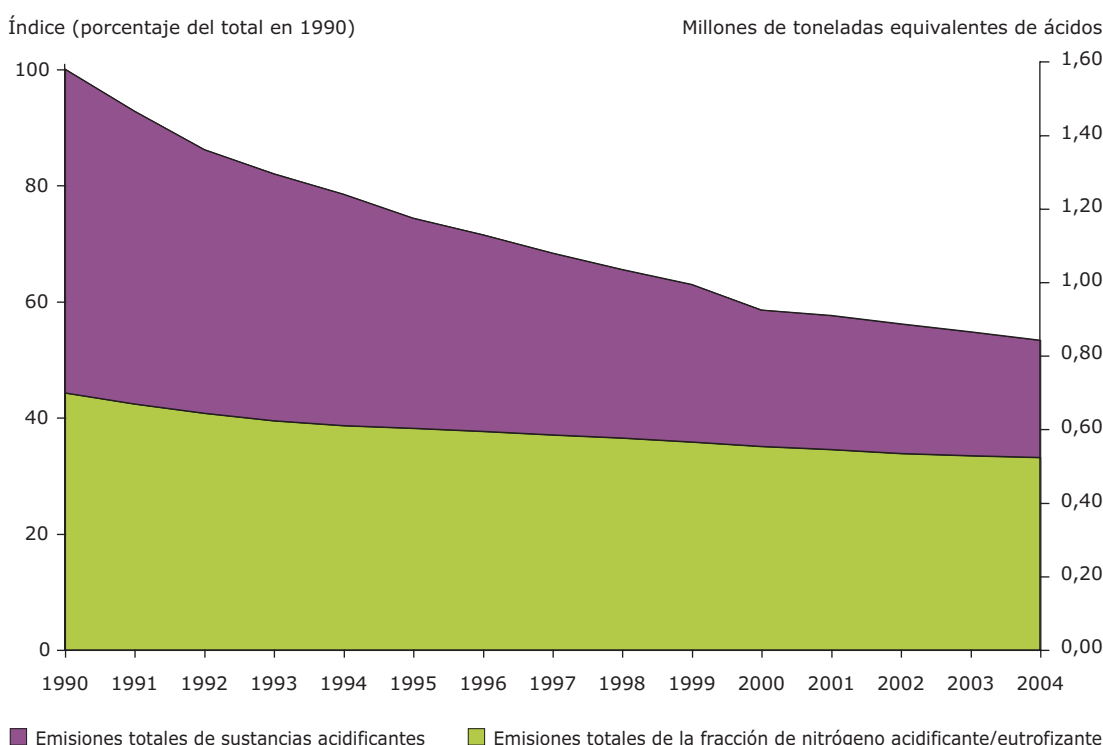
Las reducciones de emisiones entre 1990 y 2004 se lograron principalmente gracias a una combinación del uso de combustibles con menor contenido de azufre, la sustitución del carbón y petróleo por gas natural, el empleo de tecnologías de reducción de emisiones en los sectores energético e industrial y el aumento de la cuota de mercado de los vehículos de carretera equipados con catalizadores.

Las principales opciones disponibles para reducir los gases precursores del ozono han sido la implantación de catalizadores en vehículos nuevos y el aumento de la cuota de automóviles diesel. Las emisiones de precursores de ozono troposférico se redujeron un 36% en los 32 países miembros de la AEMA entre 1990 y 2004. Los compuestos orgánicos volátiles no metánicos (COVNM) y el NO_x, que son precursores del ozono, están contemplados en la Directiva 2001/81. Las reducciones de las emisiones se lograron también gracias a la aplicación de la Directiva de emisiones de disolventes en los procesos industriales y el descenso del consumo de carburante.

Entre 1990 y 2004, las emisiones de sustancias potencialmente acidificantes disminuyeron aproximadamente un 50% gracias a las reducciones sustanciales de las emisiones de SO₂ (figura 6). No obstante, la fracción de nitrógeno acidificante y eutrofizante (NH₃ y NO_x) apenas se modificó (figura 6). El sector energético contribuyó aproximadamente en un 50% a la reducción total de las emisiones de sustancias acidificantes.

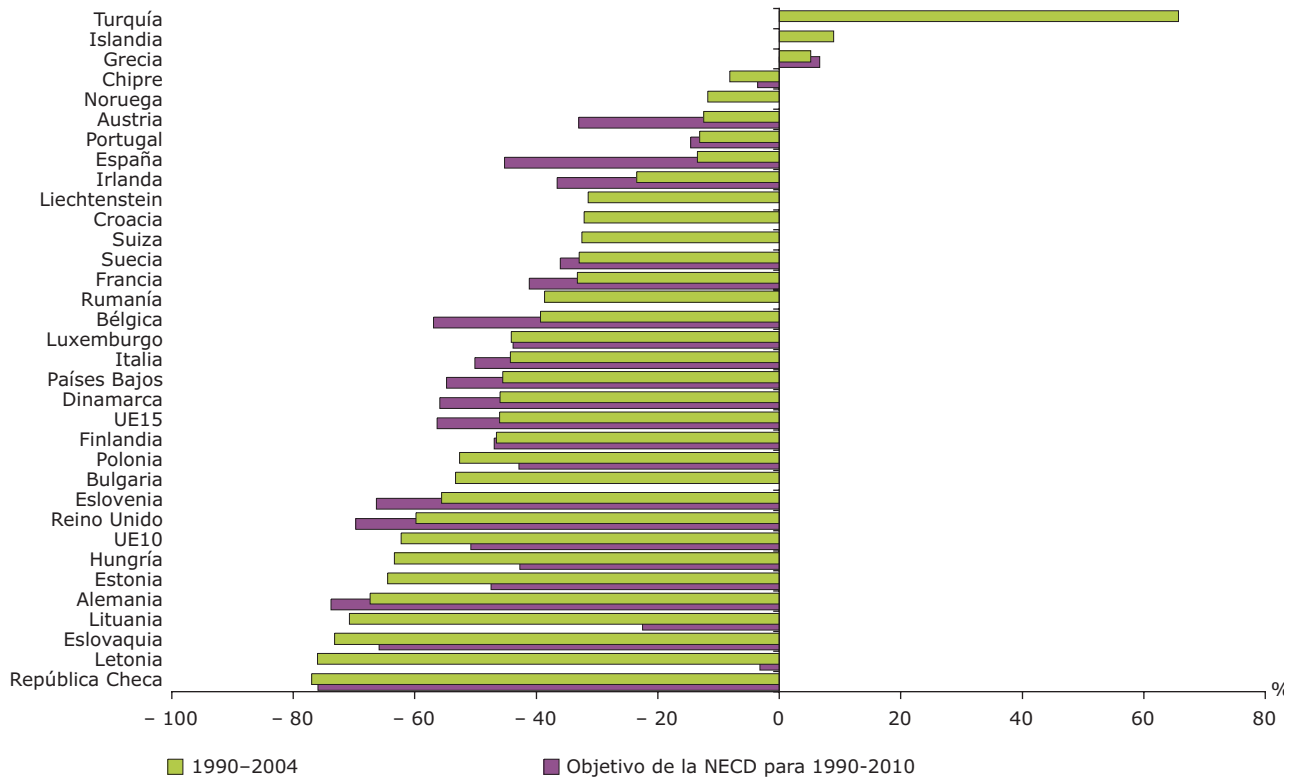
Aunque los Estados miembros de la UE acordaron reducir de forma notable las emisiones nacionales totales de cuatro contaminantes cruciales (SO₂, NO_x, COVNM y NH₃) para 2010, en 2004 una serie de países tuvieron que adoptar todavía medidas complementarias para ajustarse a su techo de emisiones nacionales totales (figura 7).

Figura 6 Emisiones totales de sustancias acidificantes (azufre y nitrógeno) y de nitrógeno eutrofizante en la AEMA-32 entre 1990 y 2004



Fuente: AEMA (CTE/ACC).

Figura 7 Variaciones de las emisiones de contaminantes acidificantes en la AEMA-32 entre 1990 y 2004 y objetivos de reducción restantes según la Directiva de techos nacionales de emisión (2001/81) para los Estados miembros de la UE



Fuente: AEMA (CTE/ACC).

Las emisiones de todos los contaminantes atmosféricos disminuyeron gracias a varias políticas eficaces aplicadas en toda la UE y centradas especialmente en la generación de electricidad/calor, la industria y el transporte por carretera.

No obstante, será necesario adoptar medidas adicionales en estos y otros sectores emisores para lograr los techos acordados de emisiones nacionales y para evitar que se sobrepasen los valores límite de calidad del aire (para 2010).

Contemplada sólo parcialmente en los inventarios oficiales de emisiones internacionales, la cuota de emisiones del transporte marítimo internacional, así como del transporte aéreo, está creciendo de forma constante en Europa. Esto se debe tanto a notables reducciones de las emisiones de origen terrestre y al aumento del crecimiento del comercio mundial.

1 Introducción

1.1 Objetivos y alcance

Este informe refleja una visión general y un análisis de la contaminación atmosférica en Europa durante el periodo 1990-2004. Los cambios de la calidad del aire y de las deposiciones de materias contaminantes se evalúan mediante indicadores de su impacto sobre la salud humana y los ecosistemas. Se establece un contexto de gestión mediante la evaluación de las fuerzas motrices sectoriales subyacentes, las emisiones de contaminantes y la eficacia de las políticas y las medidas.

Las principales cuestiones políticas que aborda el informe son las siguientes:

- ¿Qué tendencias muestran las emisiones de los principales sectores socioeconómicos que contaminan la atmósfera?
- ¿Hasta qué punto se avanza hacia los objetivos en materia de emisiones contemplados en la Directiva sobre techos nacionales de emisión (2001/81) de la UE y el Protocolo de Gotemburgo (CEPE, 1999)?
- ¿Hasta qué punto se avanza hacia el cumplimiento de las Directivas de calidad del aire (DCA) de la UE?
- ¿Qué eficacia han tenido las políticas y medidas encaminadas a reducir la contaminación atmosférica?

Este informe pretende apoyar el desarrollo y la revisión de políticas a escala comunitaria y nacional, pero también se espera que sea relevante para la gestión local de la contaminación atmosférica, así como para el público en general.

En él se examinan problemas de contaminación atmosférica a escala local y regional más amplia en todas las zonas urbanas y rurales de Europa. Las fuentes locales pueden contribuir de una manera tan notable a la exposición humana a la contaminación atmosférica que las medidas locales o nacionales para limitar las emisiones pueden resultar más adecuadas. No obstante, es necesario disponer de un enfoque paneuropeo, no sólo por el transporte a larga distancia de muchas de las materias contaminantes, sino también porque muchas de las medidas económicas y políticas que tienen implicaciones reales para la contaminación atmosférica se adoptan a escala europea. Las políticas y medidas más importantes para combatir la contaminación atmosférica son la Directiva marco sobre la calidad del aire de la UE y sus directivas de desarrollo (AQDD; CE 1996b), la Directiva de techos nacionales de emisión

(2001/81; CE, 2001c) de la UE y los Protocolos sobre emisiones multicontaminantes del CLRTAP de la CEPE (Gotemburgo) y sobre metales pesados y contaminantes orgánicos persistentes (Árhus).

El informe abarca los 32 Estados miembros de la AEMA y Croacia.

- UE15 (Alemania, Austria, Bélgica, Dinamarca, España, Finlandia, Francia, Grecia, Irlanda, Italia, Luxemburgo, Países Bajos, Portugal, Reino Unido, Suecia);
- UE10 (República Checa, Chipre, Eslovaquia, Eslovenia, Estonia, Hungría, Letonia, Lituania, Malta, Polonia);
- AELC4 (Islandia, Liechtenstein, Noruega y Suiza);
- Bulgaria, Rumanía (Estados miembros de la UE desde enero de 2007), Turquía y Croacia.

Se han diferenciado estos grupos de países con objeto de mostrar la evolución de las emisiones de contaminantes atmosféricos (y de la calidad del aire) de los Estados miembros y no miembros de la UE con diferentes características económicas.

1.2 La contaminación atmosférica como problema ambiental europeo

Actualmente, los principales problemas relacionados con la contaminación atmosférica en Europa son:

- a) impacto en la salud humana de la exposición a las partículas y el ozono (y en menor grado a NO_2 , SO_2 , CO, plomo y benceno);
- b) acidificación y eutrofización de los ecosistemas;
- c) daños en los ecosistemas y cultivos causados por la exposición al ozono;
- d) deterioro de los materiales y del patrimonio cultural debido a la exposición a la acidificación y al ozono;
- e) impactos de los metales pesados y contaminantes orgánicos persistentes en la salud humana y los ecosistemas.

Los principales sectores que emiten contaminantes atmosféricos son el transporte por carretera, la generación de electricidad y calor, la industria y la agricultura. La consecuencia es la exposición generalizada de la población humana y de los ecosistemas y los materiales a una calidad adversa del aire y a la deposición.

El sector doméstico (por ejemplo, la calefacción por combustión de madera y carbón) puede ser una fuente importante de contaminantes atmosféricos, especialmente PM, en algunas zonas de Europa (por ejemplo, los países nórdicos, Sternhufvud et al., 2004).

Mientras que las emisiones de contaminantes atmosféricos de la mayoría de los demás sectores han disminuido, el transporte marítimo, fluvial y aéreo se está convirtiendo en una fuente de emisión de SO₂, NO_x y PM cada vez más significativa en Europa.

Las emisiones de contaminantes atmosféricos se dispersan en el aire y se eliminan de la atmósfera mediante reacciones químicas y por la deposición. Las concentraciones resultantes de contaminantes pueden variar mucho en función de la sustancia contaminante, el lugar y el tiempo. Los contaminantes que muestran principalmente altas concentraciones cerca de las fuentes de emisión incluyen el dióxido de azufre (SO₂), el monóxido de carbono (CO), los óxidos de nitrógeno (NO_x y NO₂) y el benceno procedentes de calles y fábricas. Otros contaminantes suelen estar presentes a escala más amplia debido a que se forman y transforman durante el transporte atmosférico. El ozono y la deposición de compuestos acidificantes se incluyen en esta categoría. Estos suelen observarse como niveles de contaminación «de fondo regionales», sometidos tan sólo a alteraciones locales limitadas. En efecto, en ellos puede influir el transporte de contaminantes a escala hemisférica, como por ejemplo el ozono y las PM formadas a partir de contaminantes precursores emitidos en el hemisferio norte (TFHTAP, 2007). Una tercera categoría son materias contaminantes como las partículas (PM, clasificadas en PM_{2,5} y PM₁₀), que presentan altas concentraciones de fondo regionales y a las que se pueden sumar concentraciones notables derivadas de emisiones locales (urbanas).

La Unión Europea ha declarado que el objetivo climático a largo plazo debería limitar el aumento de la temperatura media global a 2 °C por encima de los niveles preindustriales. Las políticas resultantes que combaten el cambio climático contribuirán en gran medida a reducir la contaminación atmosférica. Los beneficios secundarios implicarían un descenso del daño potencial para la salud pública y los ecosistemas causado por los contaminantes atmosféricos y una disminución de los costes globales necesarios para controlar las emisiones de contaminantes atmosféricos (AEMA, 2006).

1.3 Datos e indicadores

Los datos sobre las emisiones que se utilizan en este informe se basan en los datos oficiales notificados al amparo de los Protocolos del CLRTAP de la CEPE. Los datos utilizados que se derivan de observaciones de la calidad del aire son los comunicados oficialmente por AEMA-32 de acuerdo con la Decisión sobre intercambio

de información (EoI; CE, 1997). Las estimaciones a base de modelos informáticos de la deposición de contaminantes y algunos datos adicionales sobre la calidad del aire se han obtenido de la red EMEP. El Centro Temático Europeo de Calidad del Aire y Cambio Climático (CTE/ACC) de la AEMA ha desarrollado un conjunto de indicadores de contaminación atmosférica, y en este informe se utiliza la mayor parte de los que fueron seleccionadas para el conjunto principal. En gran medida, este informe se basa en estos indicadores y los datos subyacentes (AEMA, 2005a).

1.4 Fuerzas motrices de la contaminación atmosférica

Las fuerzas motrices que impulsan la contaminación atmosférica están asociadas de forma directa a la actividad humana, una de cuyas dimensiones prioritarias es el Producto Interior Bruto (PIB). El consumo de energía, las actividades industriales, la demanda de transporte y la agricultura son las fuerzas específicas relacionadas de forma más directa con las emisiones atmosféricas. El desarrollo de estas fuerzas motrices determina la magnitud potencial de las emisiones de contaminantes atmosféricos. A pesar de ello, los niveles reales de emisiones de contaminantes varían en función de los cambios técnicos y sociales producidos como respuesta a la legislación relativa a la calidad del aire y la reducción de las emisiones. En el Anexo A se describe con mayor detalle el desarrollo de las fuerzas motrices de la contaminación atmosférica desde 1990.

Mientras que el crecimiento de la población en Europa ha sido mínimo desde 1990 (ligero aumento en la UE15 y ligera disminución en la UE10), el número de hogares ha crecido rápidamente alrededor de un 11% entre 1990 y 2000 y el PIB ha crecido casi un 33% a precios constantes. En cambio, el consumo total de energía ha aumentado alrededor del 12% hasta 2004, que, junto con el aumento del PIB, representa una mejora sustancial en la eficiencia energética en la producción de bienes y servicios. Otro avance importante que explica la reducción de las emisiones es la sustitución del carbón y el petróleo por derivados del petróleo más ligeros y por gas.

El sector del transporte ha crecido hasta convertirse en el sector que más energía consume, aproximadamente un 31% del consumo total de energía en Europa en 2004. A título comparativo, la industria consumió un 28% y los hogares un 27%. La actividad del transporte por carretera (pasajero-kilómetro y tonelada-kilómetro desplazados sobre carreteras europeas) ha aumentado con mayor rapidez que el crecimiento del PIB. Por lo tanto, ha aumentado la contaminación atmosférica potencial causada por vehículos terrestres y debe compararse con los efectos de la normativa sobre reducción de las emisiones.

Las emisiones de SO_x procedentes del transporte marítimo, debidas a la combustión de carburantes con un alto contenido de azufre, contribuyen notablemente a la contaminación atmosférica. Las emisiones de PM y NO_x procedentes del transporte marítimo también son fuentes importantes de contaminación. Los buques están convirtiéndose rápidamente en la principal fuente de contaminación atmosférica en la UE.

A menos que se tomen medidas, en 2020 generarán más emisiones que todas las fuentes terrestres juntas (CAFE, 2005). Cabe prever efectos nocivos para el medio ambiente (acidificación, eutrofización) y la salud humana especialmente alrededor de las zonas costeras y los puertos. Sin embargo, debido al transporte de contaminantes a larga distancia, también pueden verse afectadas otras regiones europeas. Igualmente, el aumento de la demanda de transporte aéreo está convirtiéndose en una amenaza grave para el medio ambiente, no sólo desde el punto de vista del dióxido de carbono (CO_2), sino también desde el de las emisiones de contaminantes atmosféricos.

El sector agrario contribuye notablemente a la contaminación atmosférica por amoníaco (NH_3) en suspensión y, de esta forma, a la deposición de compuestos acidificantes y eutrofizantes. La ganadería es un subsector clave. El número de aves de corral en la UE25 ha aumentado desde 1995; el número de cerdos se ha mantenido estable, mientras que las cabezas de ganado vacuno han disminuido aproximadamente un 10% desde 1995. En conjunto, las emisiones procedentes de la agricultura no han cambiado apenas durante la década de 1990 hasta el año 2000.

Ante este escenario de fuerzas motrices económicas y sociales, en los siguientes capítulos se describen los niveles de contaminación atmosférica y su impacto ambiental en Europa.

1.5 Resumen de los instrumentos políticos y legislativos relevantes

La legislación europea relativa a la calidad del aire en los últimos años ha tenido por objeto coordinar una estrategia en el seno de la UE basada en la doble vertiente de fijar objetivos de calidad del aire a largo plazo e impulsar medidas de reducción de las emisiones de contaminantes atmosféricos.

En 1996 se adoptó la Directiva marco (CE, 1996b) relativa a la evaluación y la gestión de la calidad del aire (*Air Quality Framework Directive*, AQFD). La AQFD está apoyada por cuatro directivas de desarrollo, en las que se han fijado objetivos y valores límite de calidad del aire para el dióxido de azufre, el dióxido

de nitrógeno, las partículas, el ozono, el benceno, el monóxido de carbono, el arsénico, el plomo, el cadmio, el mercurio, el níquel y los hidrocarburos aromáticos policíclicos. También pretenden armonizar los métodos de vigilancia, medición y evaluación de la calidad con el fin de facilitar la comparabilidad y garantizar que se informe correctamente al público.

El Protocolo de Gotemburgo de 1999 de la CEPE, relativo al Convenio sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Larga Distancia (CLRTAP; CEPE, 1999), establece techos de emisión para 2010 en relación con dióxido de azufre (SO_2), óxido de nitrógeno (NO_x), compuestos orgánicos volátiles (COV) y amoníaco (NH_3). Al amparo de este Convenio, en 1998 se acordaron en Árhús otros dos protocolos específicos para el control de emisiones: uno para los metales pesados (cadmio, plomo y mercurio) y otro para contaminantes orgánicos persistentes (COP), que abarcan las dioxinas, los furanos, PCB, HAP, HCB y una serie de pesticidas más antiguos. Estos protocolos posteriores estipulan una reducción de las emisiones por debajo de los niveles de 1990⁽³⁾.

La Directiva 2001/81 (CE, 2001c) también fija objetivos de emisiones (2010) para los cuatro contaminantes principales responsables de la acidificación, la eutrofización y el ozono troposférico (SO_2 , NO_x , COVNM y NH_3). En general, los techos son ligeramente más estrictos que los negociados en el Protocolo de Gotemburgo y se han concebido para cumplir los objetivos relativos a la acidificación, la eutrofización y el ozono de la forma más eficiente para la Comunidad. La Directiva 2001/81 se apoya en normativas sectoriales específicas, como la orientada hacia las grandes instalaciones de combustión (CE, 2001a), las actividades industriales (CE, 1996a), las restricciones de los niveles de azufre en los carburantes (CE, 1993) y la reducción de los compuestos orgánicos volátiles no metánicos originados por el uso de disolventes (CE, 1999a). Durante 2007, la Comisión revisará la Directiva 2001/81 y propondrá la revisión de los techos de emisiones a partir del nivel de máximos establecido en la Estrategia temática (véase más abajo).

El Sexto Programa de Acción Comunitario en materia de Medio Ambiente (6PAMA) insta a la Comisión a desarrollar siete estrategias temáticas, incluida una sobre contaminación atmosférica. El 6PAMA marcó el objetivo de alcanzar niveles de calidad del aire que no generen impactos negativos importantes y riesgos para la salud humana y el medio ambiente. Para los ecosistemas, esto incluye el requisito de que no se superen las cargas y concentraciones críticas.

En 2001, la Comisión Europea lanzó el programa Aire puro para Europa (CAFE). El objetivo de este

⁽³⁾ O un año alternativo entre 1985 y 1995 en el caso del Protocolo de 1998 de Árhús sobre los COP.

programa era revisar las políticas actuales de calidad del aire y evaluar el progreso en la consecución de los objetivos de calidad del aire a largo plazo de la UE, como se establece en el 6PAMA. CAFE ha afrontado los problemas de salud y medio ambiente relacionados con las partículas, el ozono troposférico, la acidificación y la eutrofización.

Tras el análisis de CAFE de los diferentes escenarios, la Comisión adoptó en septiembre de 2005 su Estrategia temática sobre contaminación atmosférica (CE, 2005). Al fijar objetivos ambientales provisionales para 2020 en la Estrategia, la Comisión ha marcado el nivel de máximos en materia de calidad del aire en la UE hasta el año 2020.

En relación con iniciativas legislativas específicas, la Estrategia temática viene acompañada de una propuesta de refundir la Directiva marco de calidad del aire y las tres Directivas de desarrollo que contienen requisitos mínimos sobre la calidad del aire. La directiva fusionada introduce nuevas disposiciones para las partículas finas ($PM_{2,5}$).

En el anexo B figuran los límites y objetivos actuales en materia de calidad del aire y emisiones.

1.6 Esquema del informe

Las cuestiones abordadas en este informe son:

- en relación con la salud: PM_{10} , ozono troposférico, NO_2 ;
- en relación con los ecosistemas: deposiciones acidificantes y eutrofizantes, ozono troposférico;
- compuestos tóxicos: metales pesados y compuestos orgánicos.

Los problemas de salud y de los ecosistemas se evalúan en el informe aplicando el marco FPEIR⁽⁴⁾, mientras que los compuestos tóxicos se comentan en dos cuadros específicos (sobre la contaminación en el Ártico y la contaminación marina; recuadros 3.2 y 4.1). Las fuerzas motrices que causan los problemas de la contaminación atmosférica se han resumido anteriormente y en el anexo A se describen en más detalle. Las presiones sobre el medio ambiente son las emisiones de contaminantes atmosféricos que se derivan de las fuerzas motrices; éstas se evalúan en el capítulo 2, junto con los avances en el cumplimiento de los objetivos de emisión. Los impactos de los distintos componentes de los contaminantes atmosféricos en relación con los objetivos y valores límite relevantes y el estado desde el punto de vista de las concentraciones/deposiciones de contaminantes en 2004 se describen en el capítulo 3 (contaminantes relacionados con la salud) y en el capítulo 4 (contaminantes relacionados con los ecosistemas). Por último, las respuestas se establecen mediante la evaluación de la eficacia de las políticas empleadas.

(4) FPEIR; la cadena formada por fuerzas motrices, presiones, estado del medio ambiente, impacto y respuesta.

2. Desarrollo de las emisiones de contaminantes atmosféricos; avances hacia los objetivos

Mensajes clave

- Las emisiones de partículas primarias y secundarias, precursores del ozono y compuestos acidificantes se redujeron más de un tercio en AEMA-32 entre 1990 y 2004.
- Mientras que la mayor parte de los países han logrado buenos progresos, todavía es necesario realizar reducciones sustanciales si se desea cumplir los objetivos de emisión. Esto es cierto para las emisiones de los precursores de ozono de la mayor parte de los países miembros de la UE15 y las emisiones potencialmente acidificantes de algunos de los países de la UE15.
- Actualmente no hay objetivos de reducción de las emisiones globales de PM.

2.1 Sinopsis

En este capítulo se abordan los cambios habidos y el estado actual de las emisiones relacionadas con los distintos problemas de contaminación atmosférica. Algunos contaminantes individuales contribuyen a más de un problema (por ejemplo, el SO_2 , que contribuye a la formación de partículas (PM) y la acidificación, o el NO_x , que contribuye a los problemas causados por el NO_2 , el ozono y la eutrofización).

La Directiva 2001/81 y el Protocolo de Gotemburgo de la CEPE establecen los techos objetivo de emisiones para cada país y cada contaminante. El programa CAFE (véase el apartado 1.5) afronta los problemas de salud y medio ambiente relacionados con las partículas, el ozono troposférico, la acidificación y la eutrofización. Para los ecosistemas, esto incluye el requisito de que no se superen las cargas críticas de acidez y eutrofización y los niveles críticos de ozono. En este capítulo se han calculado las variaciones de las emisiones combinadas para grupos de contaminantes relacionados con cada problema y los objetivos de reducción combinados asociados, con el fin de evaluar las presiones variables de las emisiones relevantes, específicamente para los cuatro problemas de contaminación antes indicados.

En los apartados a) a d) se describen estos problemas de contaminación con un resumen de las contribuciones de los principales sectores económicos a estos cuatro problemas (tabla 2.1 y figura 2.1). Las industrias energéticas (producción de energía), el transporte por carretera y la agricultura contribuyen a varios de los problemas de la contaminación

atmosférica. Las emisiones de SO_2 y NO_x de muchos sectores y de NH_3 de la agricultura siguen siendo los principales contribuyentes a los problemas de contaminación atmosférica en Europa.

a) *Partículas primarias y gases precursores de PM (SO_2 , NO_x y NH_3)*

Las partículas se emiten tanto en forma de partículas primarias (PM) como de gases precursores, que reaccionan en la atmósfera para producir partículas finas inorgánicas secundarias (IS). En conjunto, forman las PM en la atmósfera. Las partículas secundarias se encuentran sobre todo dentro de la gama de tamaños de las PM_{10} (diámetro de 10 μm), pero la mayor parte pertenecen a la gama de las $\text{PM}_{2,5}$ (diámetro de 2,5 μm). Se pueden inhalar y son potencialmente nocivas para la salud. Las contribuciones respectivas a la formación de partículas de las emisiones de gases precursores inorgánicos se pueden combinar de acuerdo con los factores relativos para la formación de partículas $\text{SO}_2 = 0,54$, $\text{NO}_x = 0,88$, $\text{NH}_3 = 0,64$ (de Leeuw, 2002) y se añaden a las emisiones de PPM para representar la presencia combinada de PM_{10} en la atmósfera.

Las partículas orgánicas secundarias también se producen en la atmósfera a partir de las reacciones entre gases nitrosos y COV con la radiación de la luz solar. Desde el punto de vista de la masa, las partículas secundarias orgánicas son menos abundantes que las inorgánicas, pero en cuanto a los impactos en la salud, cada vez se reconoce más su importancia. Debido a los complejos procesos químicos subyacentes a la producción de partículas orgánicas, no se ha intentado incluir los gases precursores en las estimaciones totales de PM_{10} usando relaciones como las anteriores.

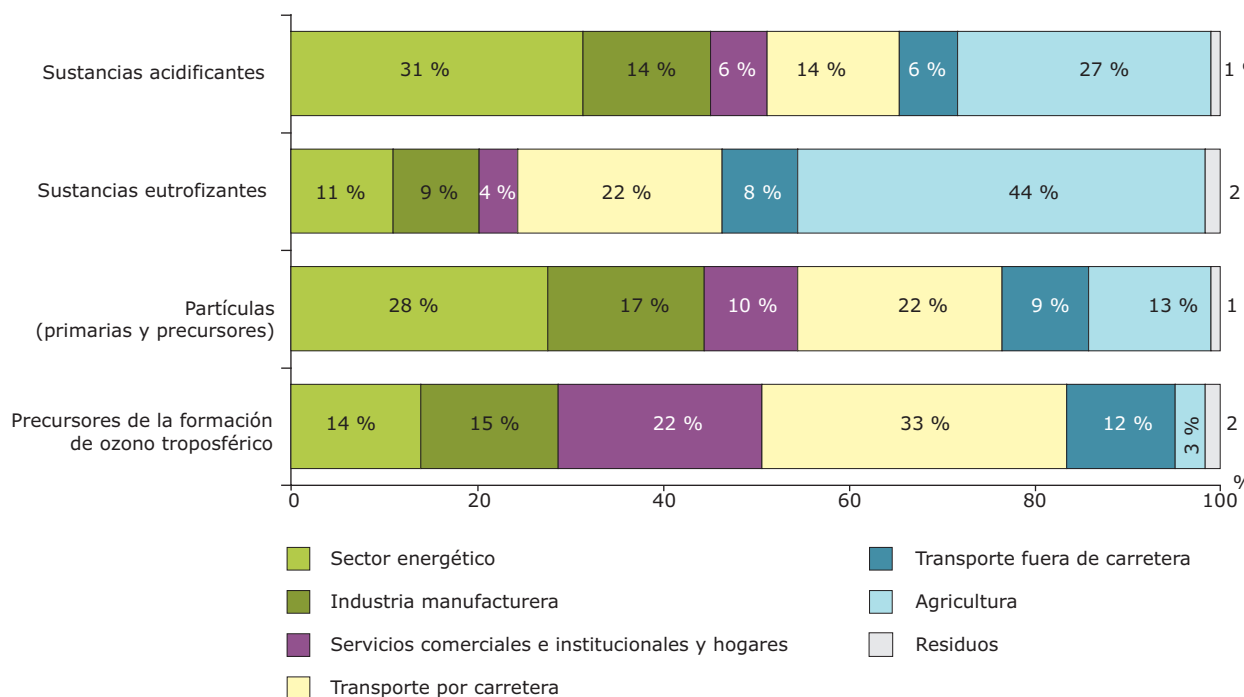
b) *Gases precursores del ozono*

El ozono es un potente oxidante y, por este motivo, puede tener impactos perjudiciales en la salud humana y en el medio ambiente. Las emisiones de NO_x , metano (CH_4), otros compuestos orgánicos volátiles no metánicos (COVNM) y CO contribuyen a la formación de ozono troposférico. Estos contaminantes se denominan precursores del ozono, y el impacto relativo de su contribución combinada a la formación del ozono se ha evaluado a partir del potencial de formación de ozono troposférico (PFOT): $\text{NO}_x = 1,22$, COVNM = 1,0, CO = 0,11, $\text{CH}_4 = 0,014$ (de Leeuw, 2002).

Tabla 2.1 Resumen de los impactos por sector en la acidificación, la eutrofización, las partículas y la producción de ozono troposférico

Sector económico	Problema afectado	Contaminantes implicados
Sector energético	Los cuatro problemas, pero contribuye sobre todo a las sustancias acidificantes y las partículas (PM).	Principalmente SO ₂ , pero también NO _x y PM.
Transporte por carretera	Los cuatro problemas, pero contribuye sobre todo a los precursores que forman el ozono.	Principalmente NO _x y PM, pero también COVNM y CO (para la formación del ozono).
Agricultura	Eutrofización y sustancias acidificantes, así como a la formación del ozono.	Principalmente NH ₃ , pero también PM.
Energía y procesos industriales	Contribuyen en menor medida a los cuatro problemas.	Principalmente SO ₂ y NO _x .
Sector residencial	Los cuatro problemas	Principalmente SO ₂ , NO _x y PM.
Otras energías	Principalmente a la formación de ozono.	NO _x y CO.

Figura 2.1 Contribuciones sectoriales de AEMA-32 a los principales problemas de contaminación atmosférica, 2004



Nota: Las dos primeras barras (de arriba abajo) se refieren a los impactos en el ecosistema, la tercera se refiere a los impactos en la salud humana y la cuarta a los impactos en la salud y vegetación: Emisiones de la generación de calefacción pública y electricidad, incluidas las emisiones por fugas; Industria manufacturera: procesos de combustión y sin combustión; Servicios comerciales e institucionales y hogares: procesos de combustión y sin combustión; Transporte por carretera: vehículos ligeros y pesados, turismos y motocicletas; Transporte fuera de carretera: ferrocarril, navegación interior, ciertos transportes aéreos y máquinas móviles no de carretera usadas en la agricultura y la silvicultura; Agricultura: gestión de abonos, aplicación de fertilizantes; Residuos: incineración, gestión de aguas residuales.

Fuente: AEMA (CTE/ACC).

c) *Precursores acidificantes y d) eutrofizantes*
 El potencial acidificante de los compuestos emitidos SO₂, NO_x y NH₃ se calcula convirtiéndolos a unidades equivalentes de ácido. Esto está relacionado con la carga eléctrica del compuesto y su peso molecular, de forma que los factores son: SO₂ = 2/64, NO_x = 1/46 y NH₃ = 1/17 equivalentes de ácido por gramo (de Leeuw, 2002).

El potencial eutrofizante está relacionado con el efecto fertilizante del nitrógeno y, por lo tanto, con las emisiones de amoníaco y óxidos de nitrógeno. Se tratan de la misma forma, es decir, una unidad de nitrógeno en forma de NO_x es igual a una unidad de nitrógeno en forma de NH₃.

2.2 Emisiones de partículas primarias (PM) y precursores de PM

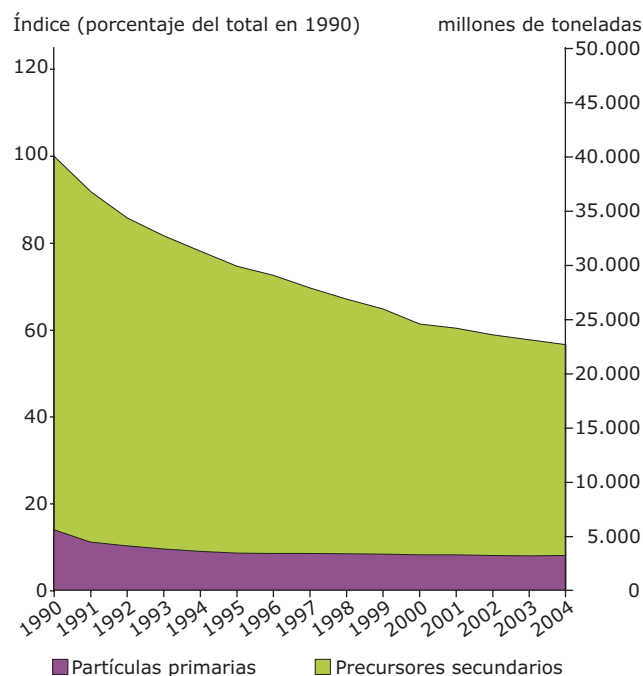
Mensajes clave

- Las emisiones totales de PM₁₀ de AEMA-32 se redujeron un 44% entre 1990 y 2004, lo que se debe principalmente al descenso de las emisiones de los precursores de partículas secundarias SO₂ y NO_x, pero también a la disminución de las PM₁₀ primarias de las industrias energéticas.
- La mayor parte de los países de AEMA-32 han avanzado en la reducción de las emisiones de partículas desde 1990; sólo en cuatro países (Grecia, Portugal, Islandia y Turquía) éstas han aumentado.

2.2.1 Tendencias globales de las emisiones totales por región y por país

Las emisiones de precursores de PM₁₀ primarias y PM₁₀ secundarias (= emisiones de PM totales) en AEMA-32 se redujeron un 44% en el periodo de 1990 a 2004 (figura 2.2). El ritmo de reducción se frenó de forma notable entre 2000 y 2004, y entre 2003 y 2004 sólo fue del 2%. El Reino Unido y Alemania redujeron las emisiones más del 50%. Las reducciones en ocho Estados miembros de la UE15 superaron el 30%. También lograron buenos resultados en la UE10, donde cuatro países (Lituania, la República Checa,

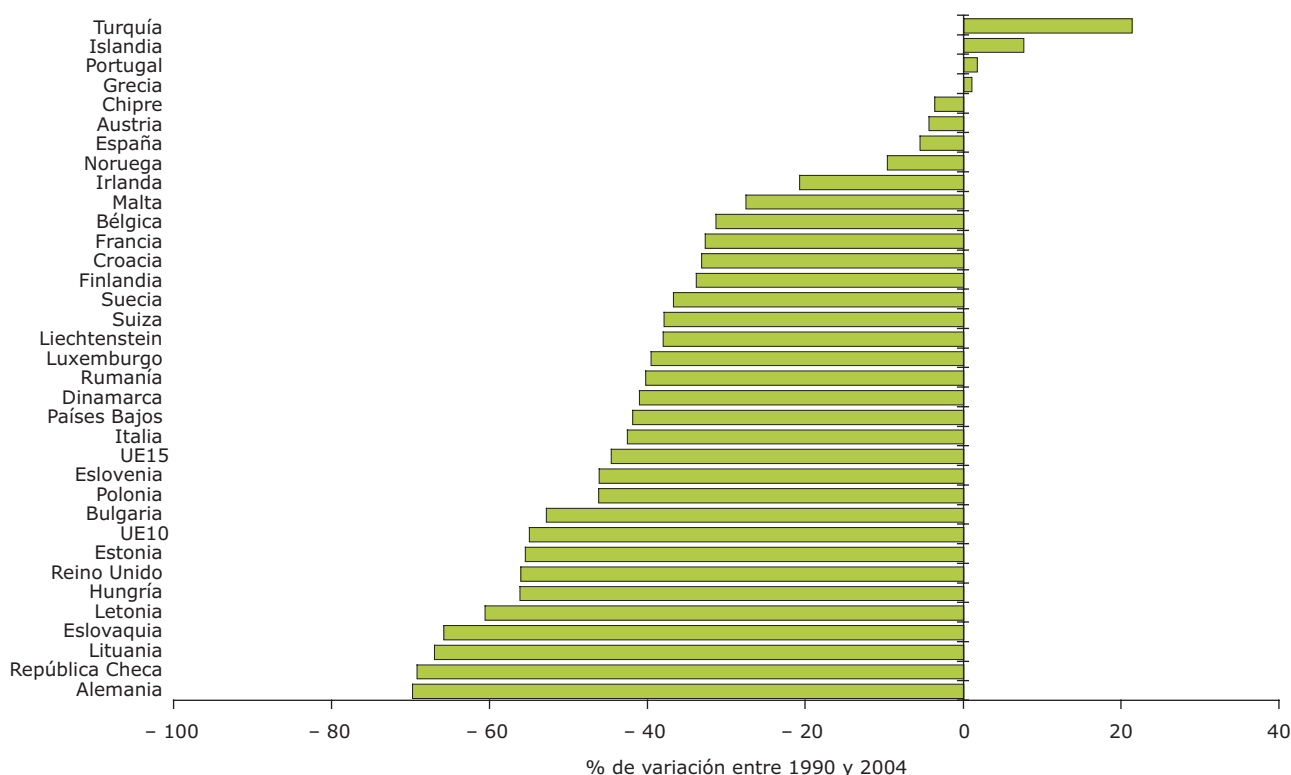
Figura 2.2 Emisiones de partículas primarias y secundarias en AEMA-32, 1990-2004



Fuente: AEMA (CTE/ACC).

Letonia y Eslovaquia) redujeron sus emisiones más del 60% (véase la figura 2.3).

Figura 2.3 Variaciones (%) de las emisiones de PM primarias y secundarias entre 1990 y 2004



Fuente: AEMA (CTE/ACC).

2.2.2 Emisiones por sectores y su contribución a las reducciones totales

Las principales fuentes de emisiones de PM en 2004 fueron la industria energética (27%) y el transporte por carretera (22%). Los principales contaminantes emitidos fueron NO_x (50%) y SO₂ (24%).

Globalmente, las reducciones de las emisiones de partículas relacionadas con la energía desde 1990 se lograron sobre todo gracias al uso de combustibles bajos en azufre, a la sustitución del carbón y el petróleo por gas natural como combustible, la implantación de tecnologías de reducción de las emisiones en el sector energético (-59%) y la industria (-52%) y el mayor número de vehículos de carretera con catalizadores (-6%). Se espera que en los próximos años disminuyan las emisiones de precursores de PM₁₀ primarias y PM₁₀ secundarias gracias a la mejora tecnológica de los motores de automóvil, a filtros de partículas para vehículos, a la reducción de las emisiones de fuentes de combustión estacionarias y al uso adicional de combustibles bajos en azufre.

2.3 Precursores de ozono

Mensajes clave

- Las emisiones de gases precursores del ozono se redujeron un 36% en AEMA-32 entre 1990 y 2004. La disminución de las emisiones se debió sobre todo a la introducción de catalizadores en los automóviles nuevos.
- Desde 1990, nueve de los países de la UE15 lograron un progreso inferior al lineal en relación con los objetivos de la Directiva 2001/81 para 2010. Han aumentado las emisiones en España y Portugal a pesar de que se pidió a estos dos países que redujesen las emisiones totales de los dos gases precursores de ozono (COVNM y NO_x), cuyos techos de emisión se fijaron en la Directiva 2001/81 (CE, 2001c).
- Siete países miembros de la UE10 ya han cumplido o superado sus objetivos de emisión de NO_x y COVNM para 2010, mientras que Hungría y la República Checa están cerca del objetivo y sólo Eslovenia ha alcanzado un progreso inferior al lineal entre 1990 y 2004.

2.3.1 Tendencias globales en las emisiones totales por región y por país

Las emisiones totales de precursores de ozono en AEMA-32 se redujeron un 36% entre 1990 y 2004. La reducción fue del 39% en la UE15, del 40% en la UE10, con un descenso de las emisiones de NO_x y COVNM del 29% y del 40%, respectivamente.

Mientras el conjunto de la UE15 se acerca a dos tercios de la distancia que le separaba del objetivo agregado de la Directiva 2001/81 para 2010 en relación con las emisiones de COVNM y NO_x (y lleva camino de alcanzar los objetivos), predominan una serie de fuertes reducciones en ciertos países, como por ejemplo Alemania (55%), Reino Unido (50%), Países Bajos (44%), Suecia (39%) y Francia (39%). En cambio, desde 1990 las emisiones han aumentado en algunos países, como en España (13%), Grecia (11%) y Portugal (8%). La mayoría de los países miembros de la UE15 todavía tienen que reducir notablemente sus emisiones con el fin de cumplir sus respectivos objetivos de la Directiva 2001/81.

En contraste, los países miembros de la UE10 han progresado notablemente, con siete países que ya han cumplido o superado sus respectivos objetivos de la Directiva 2001/81. Hungría y la República Checa ya han recorrido más del 90% de la distancia que les separaba de sus objetivos y sólo Eslovenia se sitúa claramente por debajo del progreso lineal. Las reducciones más elevadas de las emisiones se han producido en Lituania (-55%), Eslovaquia (-50%), Estonia (-47%), República Checa (-45%) y Letonia (-39%). Malta no remitió información en 2004.

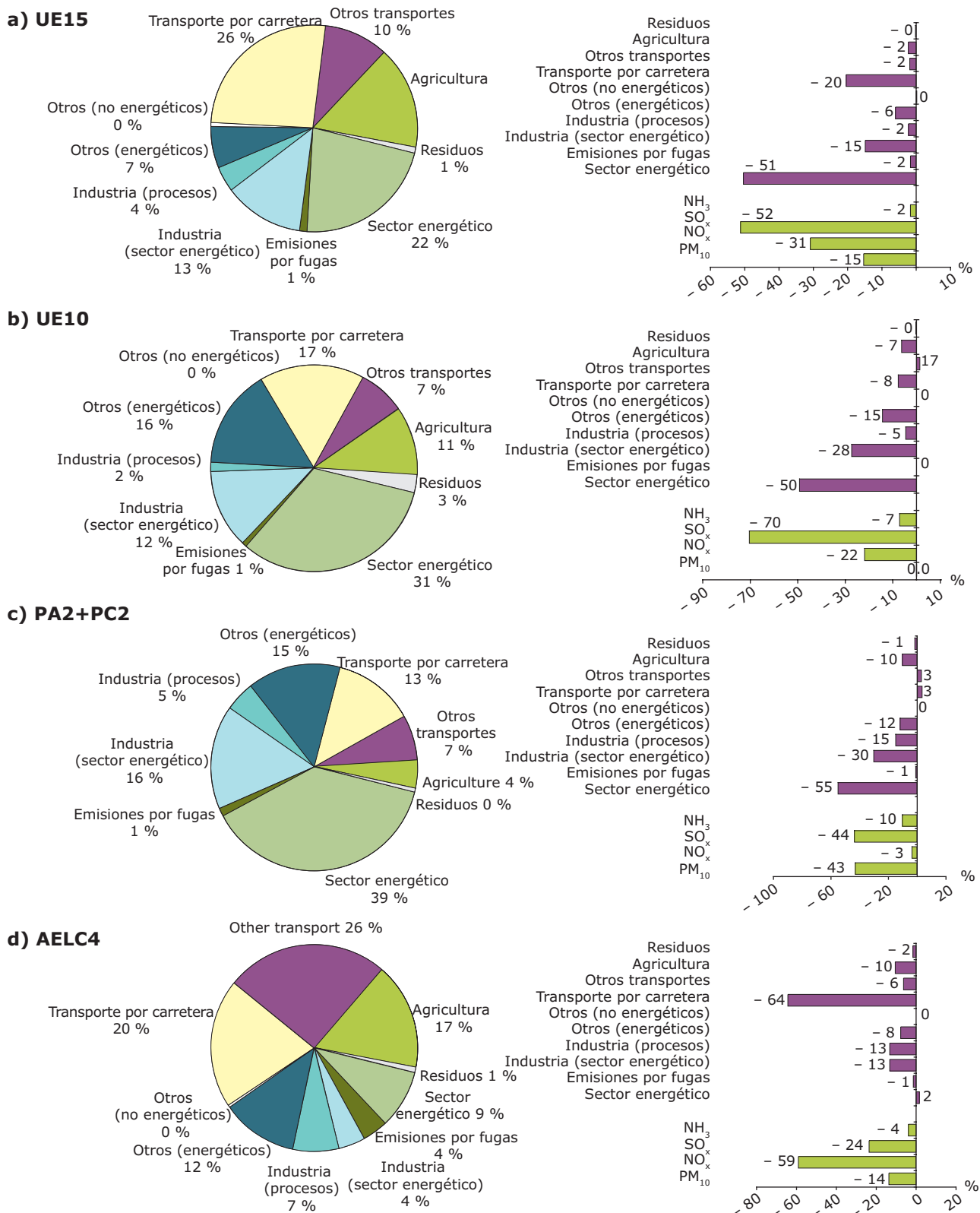
De los países en vías de adhesión y candidatos, Bulgaria, Croacia y Rumanía ya han cumplido sus objetivos de emisión fijados en el Protocolo de Gotemburgo. En Turquía las emisiones han aumentado de forma notable entre 1990 y 2004 (+51%). Turquía no ha firmado el Protocolo de Gotemburgo y, por lo tanto, no tiene ningún objetivo de emisión.

2.3.2 Emisiones por sectores y su contribución a las reducciones totales

El transporte era la fuente predominante de emisión de precursores de ozono, siendo responsable del 44% de las emisiones totales de AEMA-32 en 2004. Otras fuentes importantes fueron la combustión comercial y doméstica y el uso de disolventes en pinturas, adhesivos y tintas de impresión. Entre los contaminantes individuales que más contribuyeron en 2004 figuran los óxidos de nitrógeno (51%), COVNM (35%), CO (13%) y metano (1%).

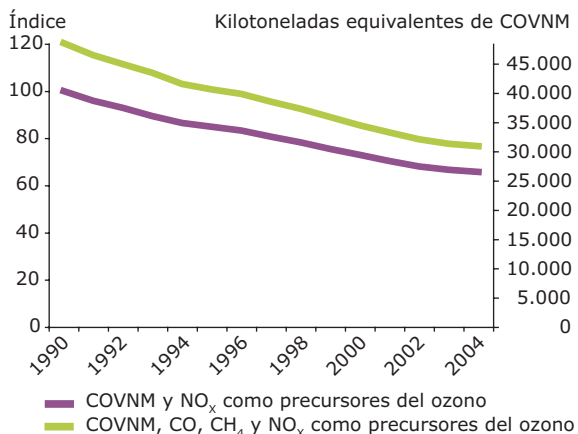
Las reducciones logradas desde 1990 se produjeron principalmente en el sector del transporte por carretera (49%) gracias a la introducción de los catalizadores en los automóviles y al mayor uso de gasóleo, y en el sector energético (37%). Hubo mejoras adicionales a raíz de la aplicación de la Directiva relativa a los disolventes en los procesos industriales. Las reducciones más marcadas se produjeron en la UE10 en procesos industriales (-76%) y sectores relacionados con la energía (-53 al -68%).

Figura 2.4 Emisiones totales de partículas por sector económico en los grupos de países de la AEMA en 2004 y contribuciones de cada sector y contaminante al cambio total desde 1990



Fuente: AEMA (CTE/ACC).

Figura 2.5 Emisiones de precursores totales de ozono y de precursores sujetos a objetivos (COVNM y NO_x) en AEMA-32, 1990-2004



Fuente: AEMA (CTE/ACC).

2.4 Contaminantes acidificantes y eutrofizantes

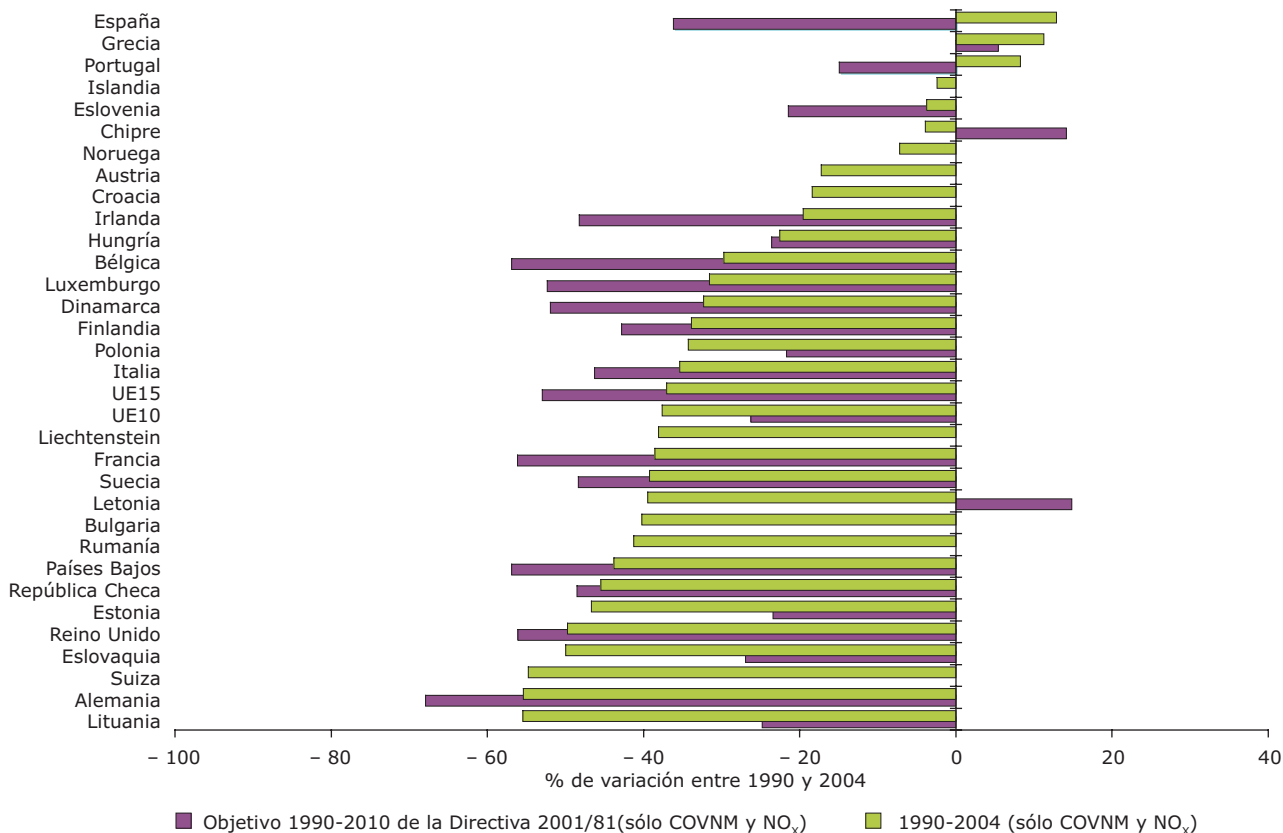
Mensajes clave

- Las emisiones de gases acidificantes han disminuido de forma significativa en la mayor parte de AEMA-32. Entre 1990 y 2004, las emisiones disminuyeron un 46% en la UE15 y un 62% en la UE10, a pesar del aumento de la actividad económica (PIB) en ambas regiones.
- La UE15 en su conjunto ha logrado avanzar bastante hacia los objetivos de 2010 de la Directiva 2001/81, pero todavía debe esforzarse. La UE10 ha realizado un progreso sobresaliente, con ocho países que ya han cumplido sus objetivos correspondientes.

2.4.1 Tendencias globales en las emisiones totales por región

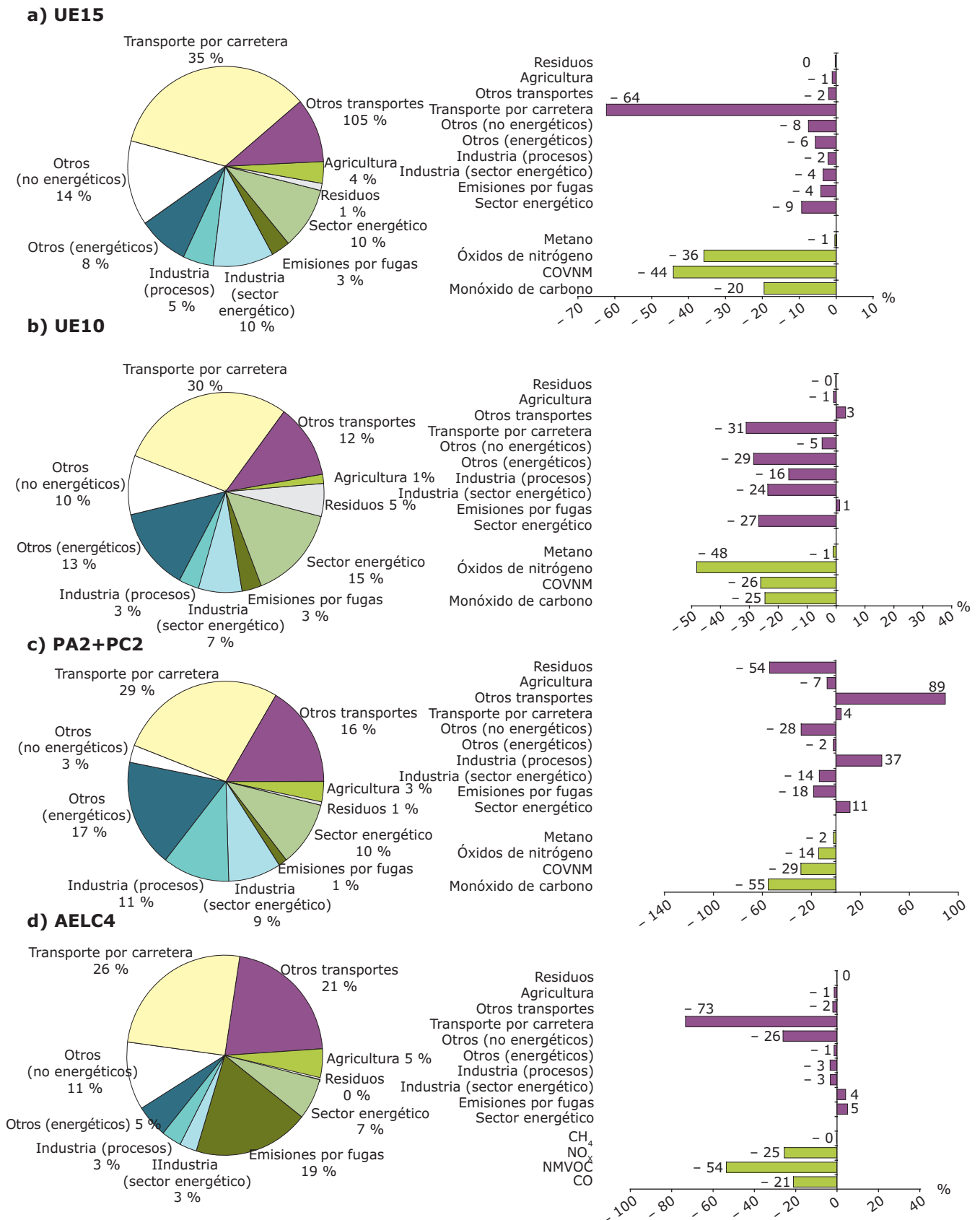
Las emisiones de la UE15 disminuyeron un 46% entre 1990 y 2004 a pesar del aumento del PIB; entre 2003 y 2004, esta disminución no fue más que del 2,1%. La

Figura 2.6 Reducción de las emisiones nacionales de AEMA-32 de precursores del ozono (verde) y distancia para alcanzar los objetivos de reducción de los países miembros de la UE (morado)



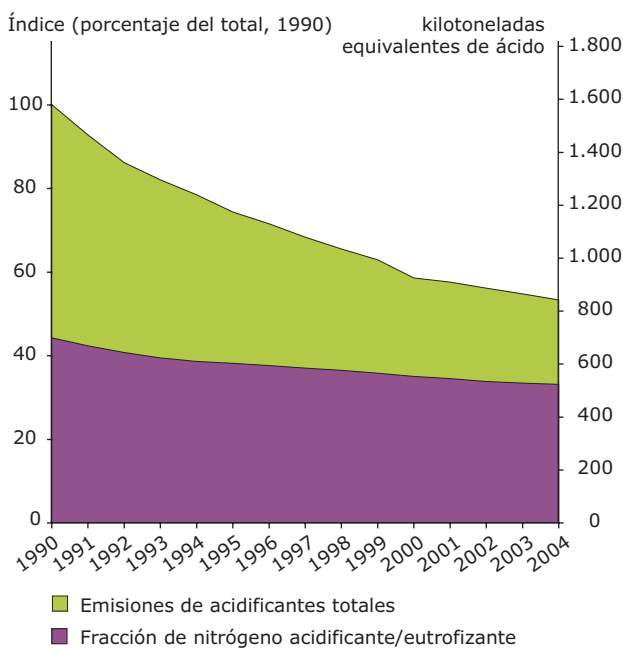
Fuente: AEMA (CTE/ACC).

Figura 2.7 Emisiones totales de PFOT por sector económico en los grupos de países miembros de la AEMA en 2004 y contribuciones de cada sector y contaminante al cambio total en el periodo de 1990-2004



Fuente: AEMA (CTE/ACC).

Figura 2.8 Emisiones totales de sustancias acidificantes (azufre y nitrógeno) y de nitrógeno eutrofizante en AEMA-32 entre 1990 y 2004

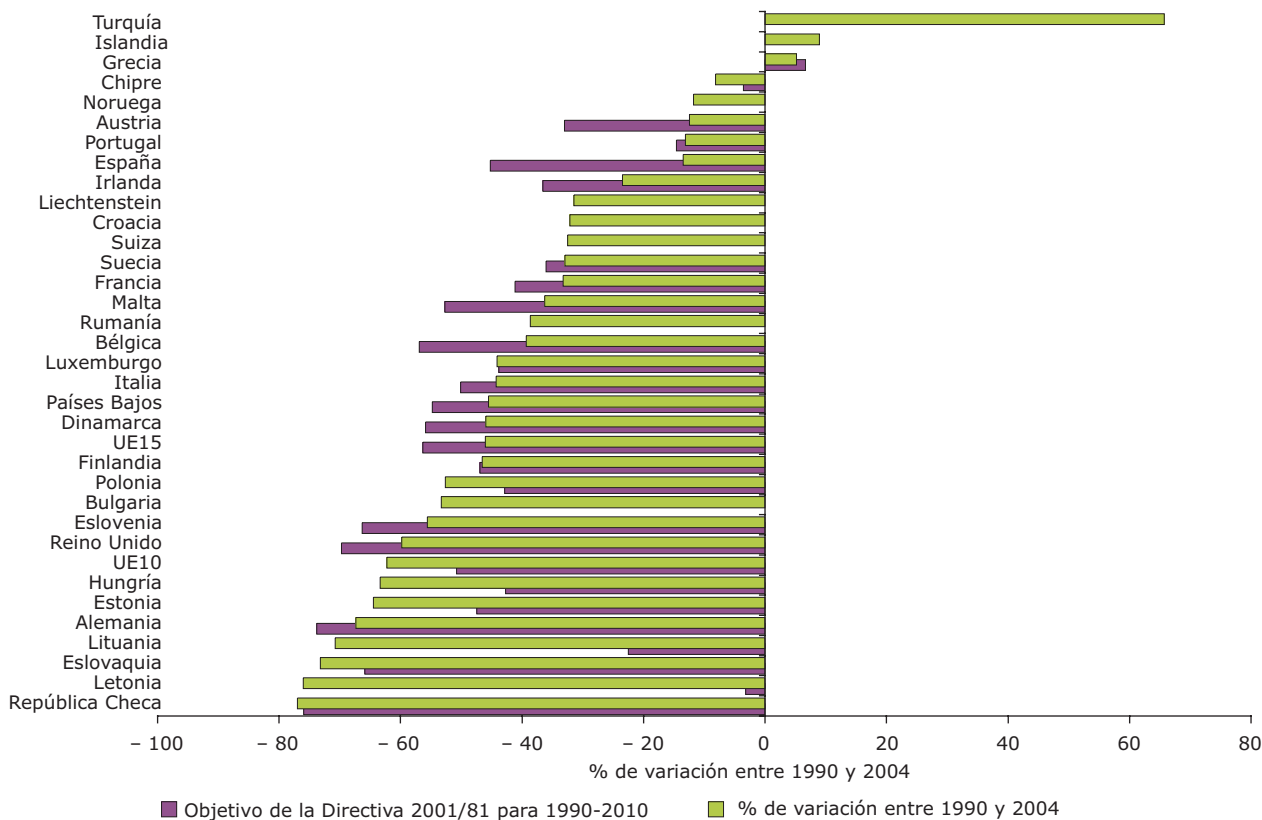


Fuente: AEMA (CTE/ACC).

disminución sustancial de las emisiones acidificantes totales se debe principalmente a la sustitución de los carburantes sólidos y líquidos con un alto contenido de azufre por gas natural, la reestructuración económica de los nuevos Estados federados alemanes y la introducción de sistemas de desulfuración de los gases de combustión en muchas instalaciones industriales y centrales eléctricas. El resultado ha sido la reducción del 70% de las emisiones de dióxido de azufre desde 1990. En cambio, la reducción de las emisiones de óxidos de nitrógeno se ha visto hasta cierto punto contrarrestada por el aumento del tráfico por carretera. Las emisiones de amoníaco se están estabilizando, aunque las emisiones procedentes de la agricultura (la principal fuente de emisiones) son difíciles de controlar, y las estimaciones de las emisiones están sujetas a grandes incertidumbres. Actualmente, el nitrógeno es el principal componente de las emisiones totales acidificantes de AEMA-32; las emisiones eutrofizantes totales han disminuido en menor medida.

Las emisiones acidificantes también han descendido significativamente en la UE10, concretamente un 62% durante el periodo 1990-2004 y un 24% en los países de PA2+PC2, a pesar del aumento del PIB. Las emisiones se redujeron un 7% en la UE10 entre 2003 y 2004. A pesar de que las reducciones sustanciales

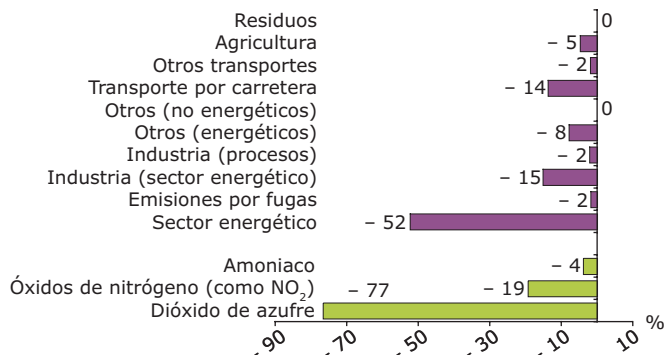
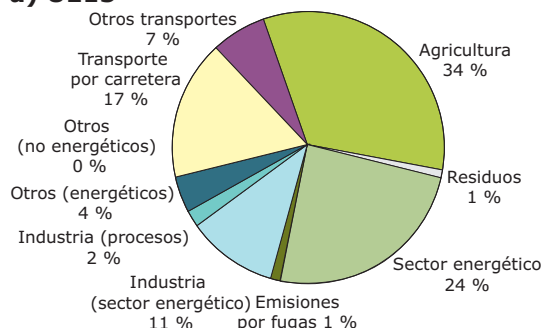
Figura 2.9 Reducción de las emisiones nacionales de AEMA-32 de contaminantes acidificantes (verde) y distancia para alcanzar los objetivos de reducción de los países miembros de la UE (morado)



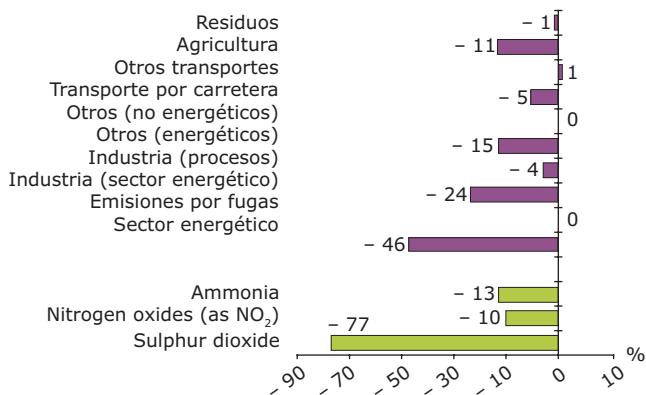
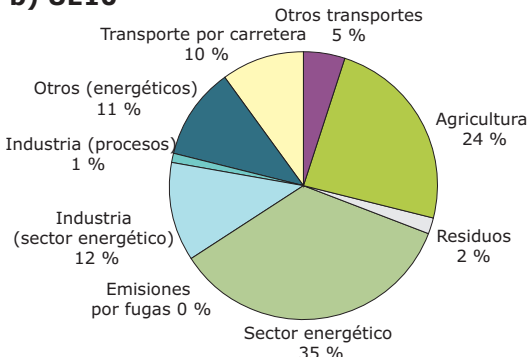
Fuente: AEMA (CTE/ACC).

Figura 2.10 Emisiones totales acidificantes por sector económico en los grupos de países miembros de la AEMA en 2004 y contribuciones de cada sector y contaminante al cambio total en el periodo de 1990-2004

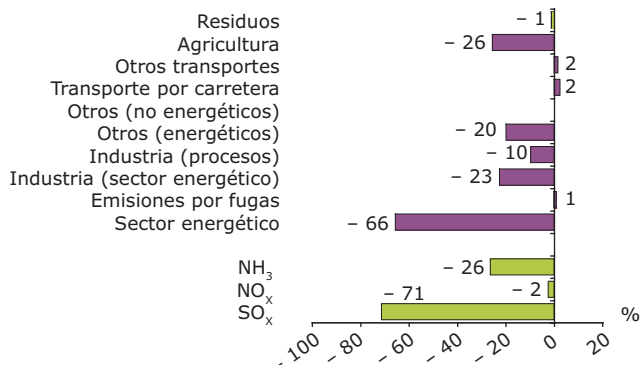
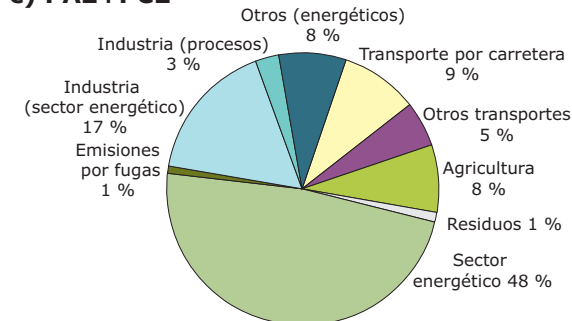
a) UE15



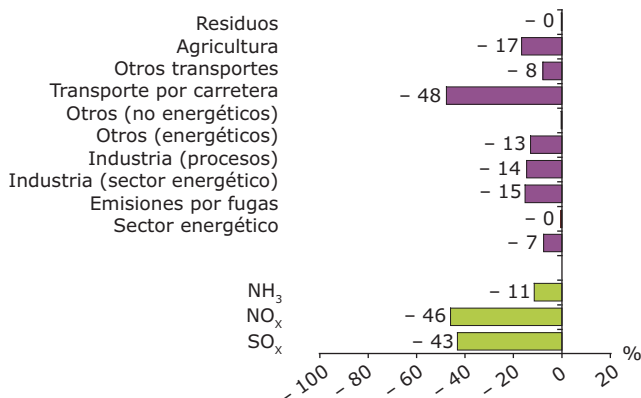
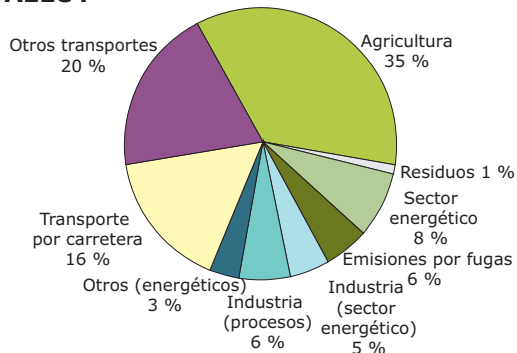
b) UE10



c) PA2+PC2



d) AELC4



Fuente: AEMA (CTE/ACC).

de las emisiones de SO_2 (72%) han comportado importantes disminuciones de las emisiones acidificantes totales, el dióxido de azufre sigue siendo el principal contribuyente a descárgale vertido total de gas acidificante (48%), y supone el doble en comparación con las emisiones de NO_x (27%) y NH_3 (25%). La sustitución de los carburantes sólidos y líquidos con alto contenido de azufre por gas natural, la reestructuración económica y la introducción de sistemas de desulfuración de los gases de combustión también fueron factores clave causantes de los cambios en los países de la UE10. Las emisiones de óxidos de nitrógeno se redujeron gracias al menor consumo de energía y a la reducción de dichas emisiones.

2.4.2 Emisiones por sectores y su contribución a las reducciones totales

En 2004, las principales fuentes de emisiones acidificantes en la UE15 fueron la agricultura (34%, desde el 20% en 1990), la industria energética (24%), el transporte por carretera (17%) y el consumo de energía en la industria (10%). Las reducciones más pronunciadas se consiguieron en el sector energético (- 65%). Por contaminante, en 2004 el NO_x supuso un 37%, el NH_3 un 35% y el SO_2 un 28% de las emisiones acidificantes totales.

De modo similar, en la UE10 las reducciones más notables se dieron en la industria energética (68%), la producción de energía en la industria (77%), los procesos industriales (85%) y la agricultura (44%). En 2004, la fuente más importante era la industria energética (36%), seguida de la agricultura (24%), el transporte (15%) y el consumo de energía en la industria (12%).

Es necesario proseguir los esfuerzos para cumplir los objetivos de reducción de las emisiones para 2010 en la UE15. Se produjeron reducciones pronunciadas de las emisiones en algunos países, por ejemplo Alemania y el Reino Unido, que contribuyeron con un 39% y un 26%, respectivamente, a las reducciones totales en la UE15. Finlandia, Dinamarca, Luxemburgo, Italia y los Países Bajos también han logrado reducir las emisiones más de un 40%, pero cinco países (España, Portugal, Irlanda, Grecia y Bélgica) se mantienen por encima de una reducción lineal de las emisiones durante el periodo de 1990-2010. Grecia es el único Estado miembro que ha aumentado sus emisiones (+ 5%), aunque este aumento todavía se encuentra dentro del objetivo acordado del 7% de la Directiva 2001/81. Todos los Estados miembros de la UE10 han cumplido sus respectivos objetivos, con la excepción de Eslovenia y Malta.

3. Evaluación de la contaminación atmosférica en relación con la salud

Mensajes clave

- La exposición global de la población europea a los contaminantes que afectan a la salud no ha mejorado desde finales de la década de 1990. No obstante, hay algunas excepciones específicas con respecto a determinados contaminantes. De hecho, debido en parte a unas condiciones meteorológicas adversas, en los últimos años ha empeorado la exposición en comparación con la época anterior a finales de la década de 1990, a pesar de la disminución mencionada de las emisiones de gases precursores.
- Mientras la exposición a niveles elevados de NO_2 ha disminuido de forma constante, hasta el 30% de la población urbana europea todavía puede estar expuesta a concentraciones superiores a los valores límite. De esta forma, es aún necesario realizar un esfuerzo decidido si se desea alcanzar los objetivos en materia de concentración atmosférica y exposición.
- Se ha informado de que las emisiones de partículas y precursores han disminuido. En 2003, las condiciones meteorológicas adversas dieron lugar a unas concentraciones tan anormalmente elevadas que las mayoría de zonas urbanas superaron los valores límite. A pesar de las reducciones en las emisiones, un cuarto de las zonas urbanas siguen superando los valores límite.

- La situación del NO_2 está mejorando, aunque alrededor del 25% de la población urbana vive en zonas con concentraciones superiores al valor límite.
- En cuanto al **ozono**, hubo una variación considerable a lo largo de los años. Normalmente, como máximo un 25% de la población urbana estaba expuesta a concentraciones superiores a los valores límite; en 2003, un año con concentraciones extremadamente altas de ozono, esta fracción aumentó a cerca del 60%.
- Para las PM_{10} , la población urbana potencialmente expuesta a concentraciones atmosféricas ambientales superiores al valor límite de la UE ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de media diaria que puede superarse como máximo durante 35 días al año) varió entre un 23% y un 45% entre 1997 y 2004. Durante este periodo no se pudo observar una tendencia clara.

La evaluación en los apartados siguientes se basa en gran medida en los datos de la concentración de contaminantes atmosféricos proporcionados por los países miembros de la AEMA y que figuran en AirBase. Estas observaciones dependen en gran parte de la ubicación de las estaciones de vigilancia en relación con las fuentes. Además, se clasifican como estaciones rurales, suburbanas, urbanas y de

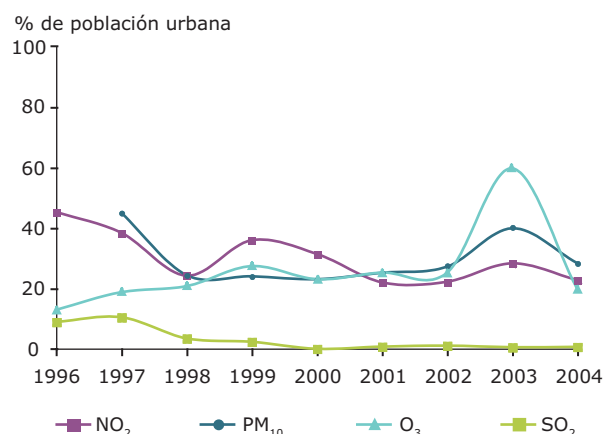
3.1 Sinopsis

En el conjunto de Europa, la exposición de la población a la contaminación atmosférica supera los límites fijados por la UE y la Organización Mundial de la Salud (OMS). Las zonas urbanas/suburbanas son las más afectadas, aunque las PM_{10} y el ozono también están presentes en zonas rurales. La exposición a largo plazo a la contaminación atmosférica, especialmente a las partículas, aumenta la mortalidad, el riesgo de padecer enfermedades respiratorias crónicas y el riesgo de desarrollar cáncer.

La exposición urbana a SO_2 , NO_2 , O_3 y PM_{10} en 1996-2004 se puede resumir de la forma siguiente (figura 3.1):

- La fracción de la población urbana expuesta a concentraciones de SO_2 superiores a los valores límite a corto plazo ($125 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de media diaria que puede superarse como máximo durante tres días al año) disminuyó hasta por debajo del 1%; de esta forma, el valor límite en la UE estuvo muy cerca de cumplirse.

Figura 3.1 Porcentaje de la población urbana potencialmente expuesta a concentraciones de contaminantes superiores a valores límites/objetivos seleccionados



Fuente: AEMA (CTE/ACC).

Recuadro 3.1 Clasificación y disponibilidad de datos de vigilancia de la calidad del aire

Las estaciones de medición pueden clasificarse en estaciones de «fondo rural», de «fondo urbano» o de «punto de alarma» para reflejar su representatividad espacial. Estas clasificaciones pueden interpretarse del siguiente modo:

- *Estaciones de fondo rural*: la concentración medida de contaminantes atmosféricos está influenciada principalmente por el transporte a larga distancia de contaminantes atmosféricos y de las emisiones producidas en la región en la que se halla la estación. La distancia con respecto a grandes fuentes de contaminantes (por ejemplo, ciudades, centrales eléctricas, grandes autopistas) es tan grande (al menos 10 km) que la columna de contaminación se dispersa ampliamente. Por consiguiente, la columna no se puede distinguir de la contaminación de fondo. La representatividad geográfica típica de estas estaciones es de más de 10 kilómetros.
- *Estaciones de fondo urbano*: no están influidas directamente por fuentes urbanas locales específicas, pero están situadas de forma que dan una idea general de las concentraciones de contaminantes atmosféricos ambientales que se producen en zonas urbanas pobladas e industrializadas. Las escalas espaciales habituales son las de las zonas urbanas y suelen ser de unos pocos kilómetros.
- Las estaciones de *punto de alarma* están situadas en la proximidad de importantes fuentes principales, como carreteras principales o industrias. Una escala geográfica típica de este tipo de estaciones es de 10 metros de los puntos de alarma de tráfico y de menos de un kilómetro de los puntos de alarma industriales. En este informe, las estaciones de puntos de alarma de tráfico se denominan estaciones «a nivel de la calle» o de «tráfico».

punto de alarma; estos últimos suelen ser puntos de alarma de tráfico o industriales (véase la descripción en el recuadro 3.1) de acuerdo con la Decisión (EoI, 1997) sobre el intercambio de datos relativos a la contaminación atmosférica entre países.

3.2 Ozono troposférico**Mensajes clave**

- Las concentraciones de ozono fueron excepcionalmente altas durante el año 2003, debido en gran medida a las condiciones meteorológicas. Aunque las concentraciones volvieron a la normalidad en 2004, alrededor del 20% de la población de vastas zonas de toda Europa estuvo expuesta a concentraciones superiores al valor objetivo. Se vieron afectados tanto emplazamientos rurales como urbanos.
- Las estimaciones actuales de muertes prematuras debidas a la exposición al ozono se cifran en aproximadamente 21.400 muertes prematuras al año. La legislación vigente en materia de control de la contaminación atmosférica sólo comportaría mejoras mínimas para 2030.

3.2.1 Impacto en la salud del ozono troposférico

Los estudios a cortoplazo realizados demuestran que el O₃ tiene efectos negativos en la función pulmonar, la inflamación y la permeabilidad de los pulmones, síntomas respiratorios, aumento del consumo de medicamentos, la morbilidad y la mortalidad.

Los efectos a largo plazo no están muy claros; los patrones espaciales y estacionales de los efectos en la salud se han estudiado en menor grado que los de otros contaminantes. Los márgenes entre las concentraciones de fondo de O₃ en zonas remotas y niveles que se consideran potencialmente nocivos para la salud humana y los ecosistemas son pequeños; de hecho, son más pequeños que los de cualquier otro contaminante contemplado en este informe.

La OMS recomienda una concentración máxima diaria de media de 8 horas como principal referencia comparativa para evaluar el impacto en la mortalidad, con una evaluación a lo largo de un año completo (OMS, 2006). Las pruebas actualmente disponibles son insuficientes para determinar un nivel para esta media de 8 horas por debajo de la cual el ozono no influya en la mortalidad, aunque la práctica actual agrega la suma de los excesos de las concentraciones máximas diarias de medias de 8 horas por encima de un punto de corte de 70 µg/ m³ (35 ppmm) para cada día de un año. Este parámetro, el SOMO35 (suma de las medias superiores a 35 ppmm), es una medida de la elevada exposición acumulada.

La medida definitiva es el impacto en la mortalidad, y la estimación media de las muertes prematuras en el año 2000 debidas a los altos niveles de ozono fue de unas 21.400 muertes prematuras en 2000 (Grupo de dirección del programa CAFE, 2005). Los posibles efectos positivos de las ulteriores reducciones de las emisiones de gases precursores en Europa se están viendo empañados en cierta medida por el envejecimiento de la población, que tiene mayor riesgo en la exposición al ozono. Paralelamente se observa un aumento de la tasa de mortalidad.

3.2.2 Concentraciones de ozono en Europa, 2004

Las concentraciones de ozono en 2004 se basan en datos procedentes de 1.886 estaciones de 32 países. En buena parte del este y el sur de Europa había una menor densidad de estaciones de medición. Mientras algunas partes del norte de Europa también tienen redes de vigilancia de baja densidad, las concentraciones de ozono suelen ser inferiores y en dichas zonas se superaron con menor frecuencia los valores umbrales/objetivo.

Las concentraciones en 2004 fueron inferiores a los valores anormalmente elevados observados en 2003, cuando las concentraciones en la mayor parte de Europa superaron los niveles permitidos. No obstante, al promediar las concentraciones de acuerdo con la Directiva relativa al ozono durante un periodo de 3 años, el valor objetivo no se cumplió en Europa continental (véase la figura 3.2).

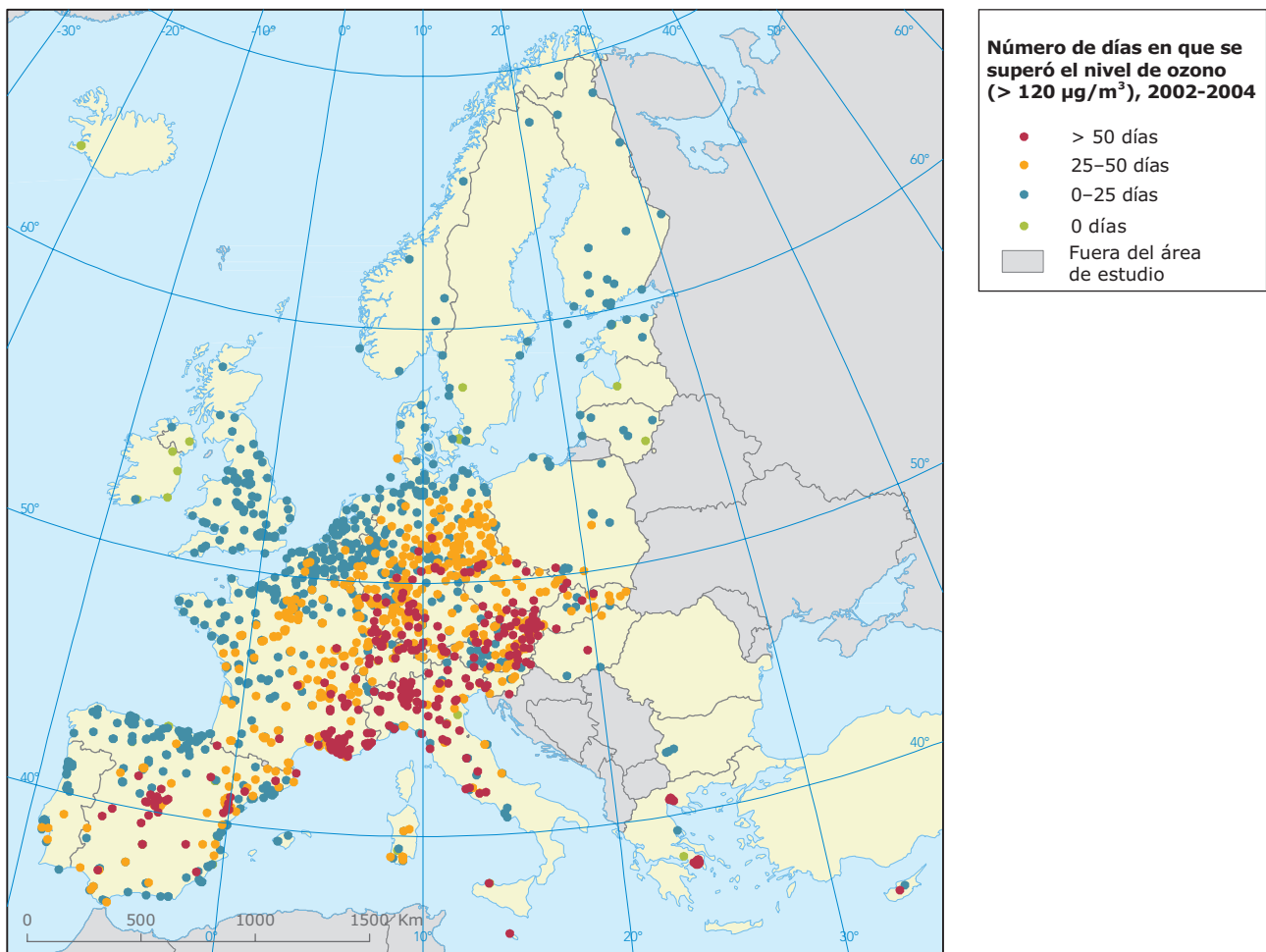
Las concentraciones máximas durante el *smog* estival superaron a menudo los 140 µg/ m³, llegando a alcanzar los 200 µg/ m³.

El valor límite es de 120 µg/ m³ (media de 8 horas). El ozono es un contaminante regional, por lo cual las concentraciones elevadas afectan a espacios amplios. Sin embargo, las concentraciones rurales fueron, en general, superiores a las urbanas/suburbanas, observándose los valores más bajos en lugares de tráfico intenso. Esto tiene que ver con la reacción del O₃ con las emisiones locales de NO, que hace que se forme NO₂, por lo que se miden concentraciones elevadas de NO₂ en la atmósfera. La figura 3.3 muestra un claro ejemplo de una estación urbana y otra rural en el Reino Unido en 2003.

3.2.3 Cambios durante 1996-2004 y grado de distancia al objetivo

Entre 1996 y 2004 se produjo un aumento anual de las concentraciones máximas diarias en 8 horas en la mayor parte de las estaciones, como se observa en la figura 3.4. Se observó una tendencia al alza en 371 de las 629 estaciones, mientras que sólo en 29 estaciones se registró una tendencia a la baja. Las estaciones de

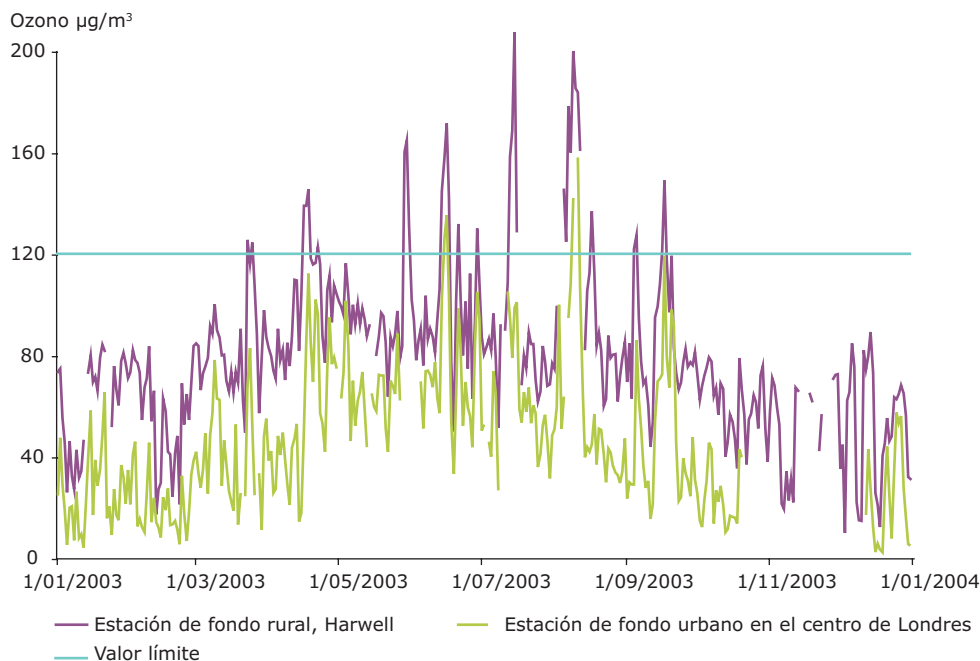
Figura 3.2 Número de días en que se superó el valor objetivo como promedio de 3 años, 2002-2004



Nota: En 2004, las zonas de fondo urbano/suburbano albergaban el 44% de las estaciones, las de fondo rural el 24%, los lugares de tráfico el 18%, las zonas industriales el 9% y el 5% no estaban bien clasificadas.

Fuente: AEMA (CTE/ACC).

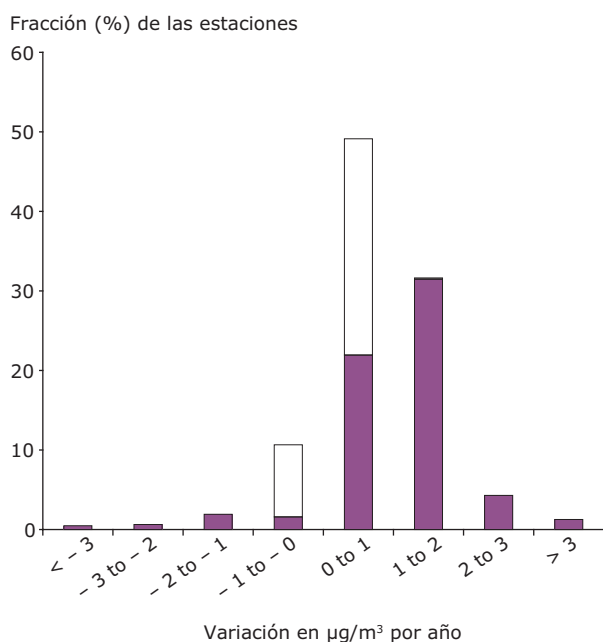
Figura 3.3 Concentraciones de ozono máximas diarias en 8 horas en una estación de fondo urbano en el centro de Londres y una estación de fondo rural, 2003



Nota: Estación de fondo urbano en el centro de Londres = Bloomsbury (línea azul). La distancia entre ambas es de unos 80 km.

Fuente: AEMA (CTE/ACC).

Figura 3.4 Distribución de la frecuencia de las tendencias de los valores máximos diarios de 8 horas, 1996-2004



Nota: 629 estaciones con una cobertura de datos del 75% anual. Las barras coloreadas representan estaciones con tendencias significativas y las barras no coloreadas, estaciones sin tendencias significativas.

Fuente: AEMA (CTE/ACC).

fondo suburbano/urbano y de tráfico mostraron las tendencias al alza más pronunciadas, y 40-45% de ellas registraron un aumento anual de $> 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Al convertir las concentraciones de las estaciones en exposición estimada de la población, resulta que no sólo vastas regiones no cumplen los objetivos ambientales, sino que una parte importante de la población urbana, normalmente alrededor del 25%, está expuesta a niveles elevados de ozono (figura 3.5). Las condiciones extremas de 2003 elevaron estos valores a cerca del 60%. En la figura 3.5, esto se refleja en un ligero aumento de la incidencia de concentraciones elevadas. No obstante, este panorama sigue estando poco claro. Las variaciones del SOMO35, que a menudo sirven de referencia para calcular la exposición acumulada a altos niveles de ozono, son leves.

La figura 3.6 muestra el grado de cumplimiento del valor objetivo de ozono de no más de 25 días con concentraciones máximas de medias de 8 horas superiores a $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 2004. La figura muestra para cada tipo de estación (de fondo rural, suburbano/urbano y de puntos de alarma de tráfico):

- las concentraciones medias en todas las estaciones de cada tipo en el 26º día más elevado;
- las concentraciones medias sólo en las estaciones que superaron el valor objetivo, y

- las estaciones con las concentraciones máximas observadas.

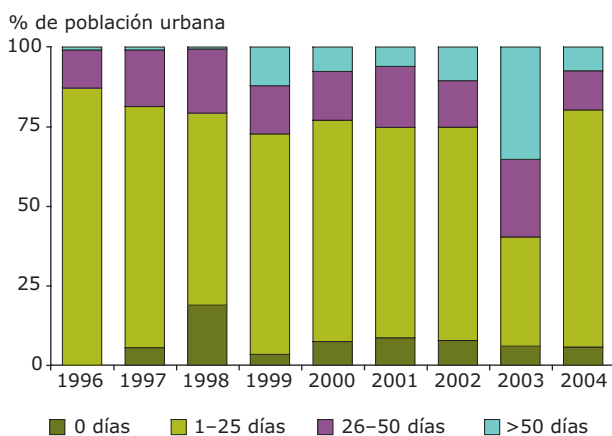
Mientras que las concentraciones medias globales no superaron el valor objetivo en ningún tipo de estación, las concentraciones medias en todas las estaciones rurales fueron prácticamente iguales al valor objetivo. También hay un gran número de estaciones que todavía tienen que avanzar bastante para cumplir el valor objetivo. Las superaciones del valor objetivo se observaron en el 39% de las estaciones de fondo rural, el 26% de las estaciones de fondo suburbano/urbano y el 10% de las estaciones de tráfico. Las concentraciones máximas observadas se acercaron al 50% por encima del valor objetivo.

3.2.4 Diferencias entre estaciones

A escala subnacional se han observado altas concentraciones rurales en comparación con estaciones urbanas cercanas (apartado 3.2.2). En cambio, las estaciones con tráfico intenso experimentan las concentraciones más bajas. La diferencia entre los tipos de emplazamientos es claramente visible en los niveles de exposición relevantes para el impacto en la salud. La figura 3.7 refleja las tasas medias de exposición en las estaciones de tráfico y de fondo urbano y rural desde 1996. Se observa una variación mínima.

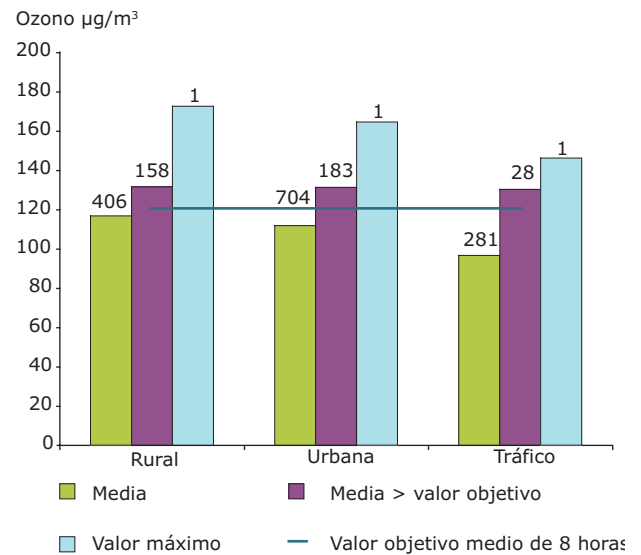
En las zonas densamente pobladas, el NO_x recién emitido (principalmente en forma de NO) reacciona rápidamente con el O₃ para formar NO₂ durante la noche, cuando la actividad fotoquímica es baja. Durante el día, la interacción entre el radical hidroxilo (·OH) y el NO₂ reduce la producción de ozono.

Figura 3.5 Exposición de la población urbana de AEMA-32 a la concentración máxima de ozono por encima del valor objetivo medio diario de 8 horas de 120 µg/m³



Fuente: AEMA (CTE/ACC).

Figura 3.6 Distancia al objetivo de ozono, 2004



Nota: Concentraciones máximas diarias de 8 horas del 26º día de mayores concentraciones (µg/m³) en todas las estaciones, en estaciones que superan el valor objetivo (indicadas por la línea gruesa) y las concentraciones máximas (la Directiva permite 25 superaciones por año).

Fuente: AEMA (CTE/ACC).

Con concentraciones elevadas de NO₂ y bajas proporciones de COV/NO_x, el radical (·OH) presente en la atmósfera puede agotarse, lo cual también inhibe la formación de ozono. En este punto, todo descenso del nivel de NO_x causado por una reducción de las emisiones puede facilitar la disponibilidad del radical hidroxilo y aumentar la concentración de ozono. Se dice que existe un régimen de COV limitado en el que el control de las emisiones de compuestos orgánicos es más eficiente de cara a reducir el ozono que el control del NO_x.

A la inversa, en una masa de aire envejecida, como las de las zonas de fondo, las concentraciones de NO_x disminuyen con más rapidez que las de los COV y las proporciones de COV/NO_x aumentan. A medida que se reducen las concentraciones de NO_x, la regeneración del radical hidroxilo deviene extremadamente ineficiente y se vuelve a inhibir la formación de ozono. La disponibilidad de NO_x limita ahora la generación de ozono (reducción de NO_x), de forma que se considera que la reducción de las emisiones de NO_x es más eficaz para rebajar los niveles de ozono que la reducción de las emisiones de compuestos orgánicos.

Además, en años como 2003, las condiciones meteorológicas estivales (por ejemplo, número, duración e intensidad de los periodos de altas presiones) incrementaron notablemente la concentración ambiente.

A escala europea, la mayor parte de las estaciones de la región noroeste y centro-este de Europa registró un aumento anual de hasta 2 µg/ m³ de

los valores máximos diarios durante 8 horas por año, mientras que las estaciones del sur de Europa presentaron muchas variaciones, desde tendencias negativas pronunciadas hasta tendencias positivas de insignificantes a pronunciadas. La complejidad de la química del ozono impide una explicación sencilla, ya que el ozono aumenta a pesar de que las emisiones de gases precursores (principalmente COVNM y NO_x) hayan disminuido de modo constante un 36% desde 1990. El equilibrio de sustancias contaminantes en la atmósfera implicadas en la descomposición del ozono es crítico y se aborda más adelante en el contexto de las acciones políticas, en el apartado 3.2.5.

En resumen, una serie de procesos ha determinado las variaciones geográficas e interanuales de las concentraciones de ozono observadas:

- 1) La generación de ozono a gran escala a partir de las emisiones de gases precursores en todo el hemisferio norte durante el transporte a lo largo de varios cientos a miles de kilómetros.
- 2) La generación local de O₃ en lugares situados en la dirección del viento procedente de las fuentes de emisión de gases precursores en tiempo soleado.
- 3) La destrucción local de O₃ por el NO_x donde las emisiones son elevadas (por ejemplo, en zonas urbanas); si se emite menos NO_x, se destruirá menos ozono en las zonas urbanas y las concentraciones pueden elevarse. En las zonas remotas sin emisiones importantes del tráfico, no se produce este efecto.

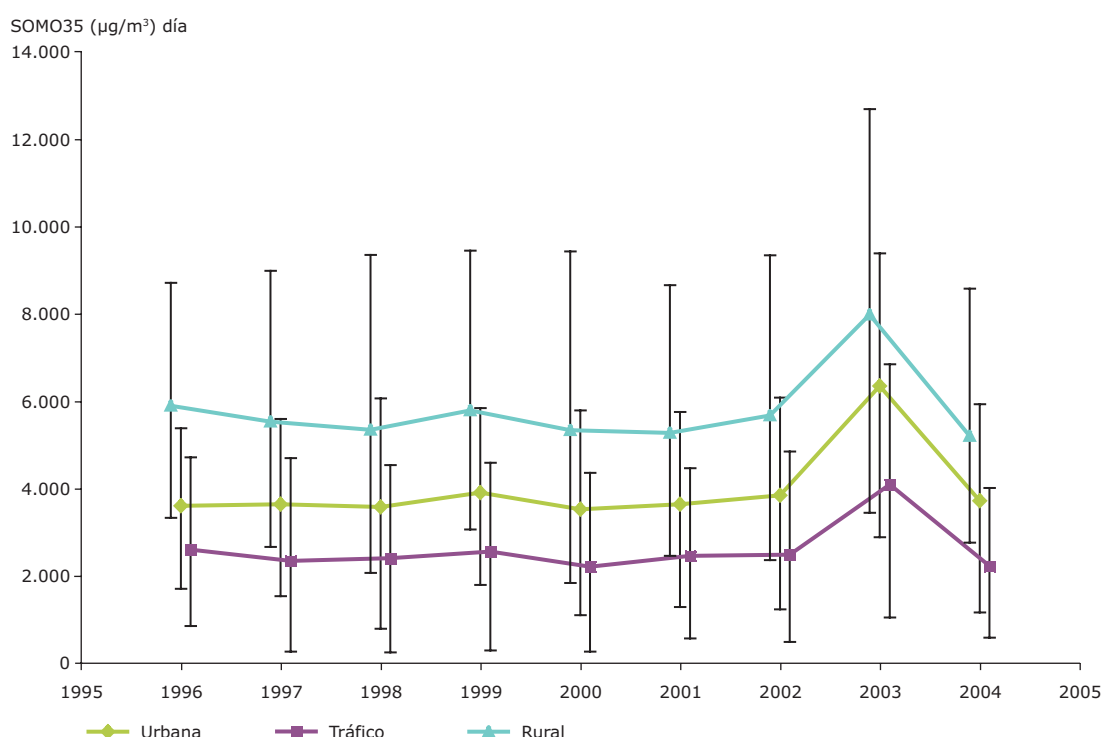
- 4) Deposición de O₃ en la superficie. En condiciones de sequedad, los estomas de las plantas se cierran (nota: los estomas son pequeños poros situados en las hojas de las plantas cuya función primaria es asimilar el CO₂). No obstante, los gases contaminantes como el ozono también pueden difundirse por estos poros. Las condiciones de sequedad reducen la deposición de O₃ en la vegetación. Las bajas precipitaciones estivales pueden aumentar así las concentraciones de ozono en la atmósfera.

3.2.5 Eficacia de las políticas

El tráfico de carretera es la principal fuente de emisión de gases precursores de ozono en la UE. Entre 1990 y 2003, las emisiones totales de gases precursores de ozono total (TOFP, *total ozone forming precursor*) disminuyeron un 53%, de 17 a 8 millones de toneladas en la UE15 (nota: las estadísticas de transporte sólo están disponibles para la UE15). Se pueden destacar los siguientes datos:

- En ausencia de otros cambios, el aumento de población habría comportado un aumento de las emisiones de 1 millón de toneladas.
- La intensidad del tráfico, que aumenta más rápidamente que la población, habría implicado un incremento adicional de las emisiones de 5 millones de toneladas (unos 2 millones de toneladas del transporte de pasajeros, más de 3 millones de toneladas del transporte de mercancías).

Figura 3.7 Variaciones interanuales del ozono, SOMO35, 1996-2004



Nota: Las barras verticales de las estaciones de fondo urbano, tráfico y rural representan el 10º y el 90º percentil.

Fuente: AEMA (CTE/ACC).

- La mejora de la eficiencia energética en el transporte por carretera comportó una reducción de aproximadamente 2 millones de toneladas.
- La introducción de los catalizadores en los automóviles de turismo redujo las emisiones en unos 13 millones de toneladas, desglosados de la siguiente manera:
 - 5 millones de toneladas de la reducción de las emisiones de COVNM;
 - 5 millones de toneladas de la reducción de las emisiones de NO_x;
 - 3 millones de toneladas de la reducción de las emisiones de CO;

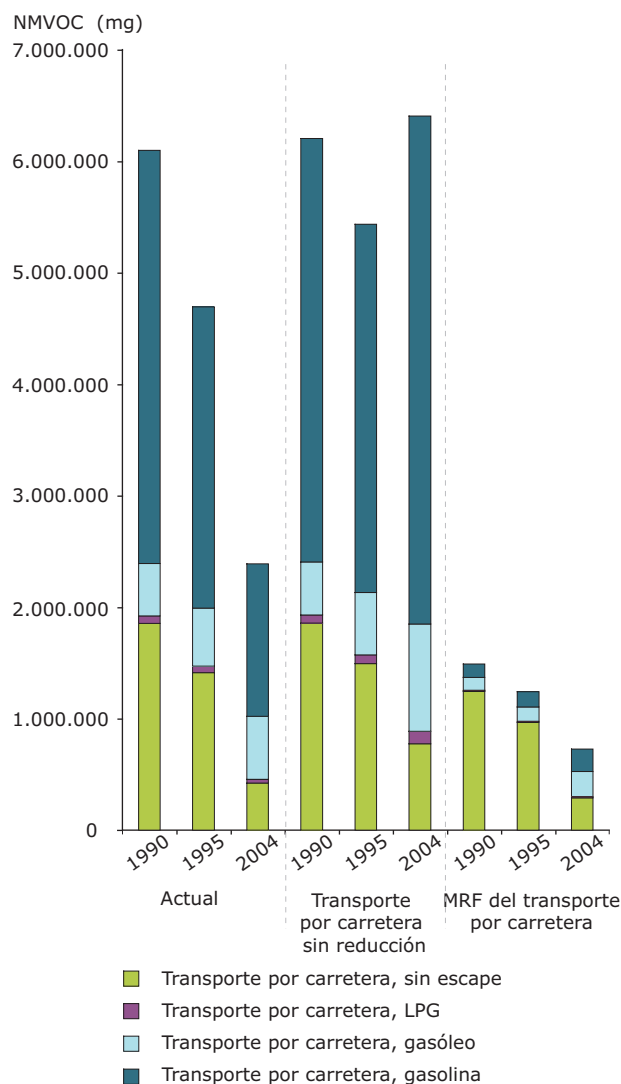
La figura 3.8 refleja las contribuciones de las diferentes categorías de carburantes del tráfico por carretera a las variaciones de las emisiones de COVNM. También se hace referencia a la figura correspondiente a las emisiones de NO_x que aparece en el apartado 3.4.5 en un análisis específico de la política de reducción del NO_x, ya que hay otras fuentes de emisión que son relevantes para la producción de ozono. Se comparan tres escenarios alternativos de emisiones: el estado actual de las emisiones, un escenario sin reducción de las emisiones del transporte por carretera y un escenario que parte del supuesto de que se aplican las máximas reducciones factibles de las emisiones (MRF) (véase la tabla 3.1).

Se pueden observar las siguientes tendencias:

- Sin reducción de las emisiones del tráfico («transporte por carretera sin reducción»), las emisiones del transporte por carretera habrían aumentado ligeramente en comparación con los niveles de 1990 a cerca de 6,5 Tm en 2004.
- Las medidas aplicadas a los automóviles de gasolina son las que más han contribuido a la reducción de las emisiones.
- Se ha logrado un poco menos de la mitad de la reducción factible de la emisión de gases precursores de ozono en el transporte por carretera.
- La aplicación de la Directiva GIC (CE, 2001a) (véase la figura 3.9) también permite alcanzar actualmente casi la mitad de la reducción factible de la emisión, pero su efecto en los gases precursores de ozono es menor.
- Los efectos de las emisiones de COVNM y NO_x son parecidos (véase la figura 3.9).

Los modelos informáticos regionales permiten examinar el efecto geográfico de las medidas de reducción de las emisiones del transporte por carretera y las instalaciones de combustión. Los efectos son complejos. En la figura 3.9, las mejoras son números positivos que aparecen en amarillo y rojo y las concentraciones más altas de ozono son números negativos de color azul y morado. En la zona mediterránea, la introducción de estas medidas políticas ha rebajado las concentraciones

Figura 3.8 Efecto causado en las emisiones de COVNM (en la UE25) por la introducción de las normas de emisión del transporte por carretera



Fuente: AEMA (CTE/ACC).

de ozono, mientras que en una amplia banda geográfica que abarca desde el Reino Unido hasta el sur de Polonia, se han registrado concentraciones más altas de ozono. La misma situación se ha observado en zonas densamente pobladas que rodean las ciudades más grandes. De esta forma, las variaciones de las concentraciones atmosféricas de ozono no han reflejado completamente las notables reducciones de las emisiones de gases precursores.

3.2.6 Proyecciones de futuras concentraciones de ozono

Los escenarios de emisiones futuras desarrollados al amparo del programa CAFE incluyen (como

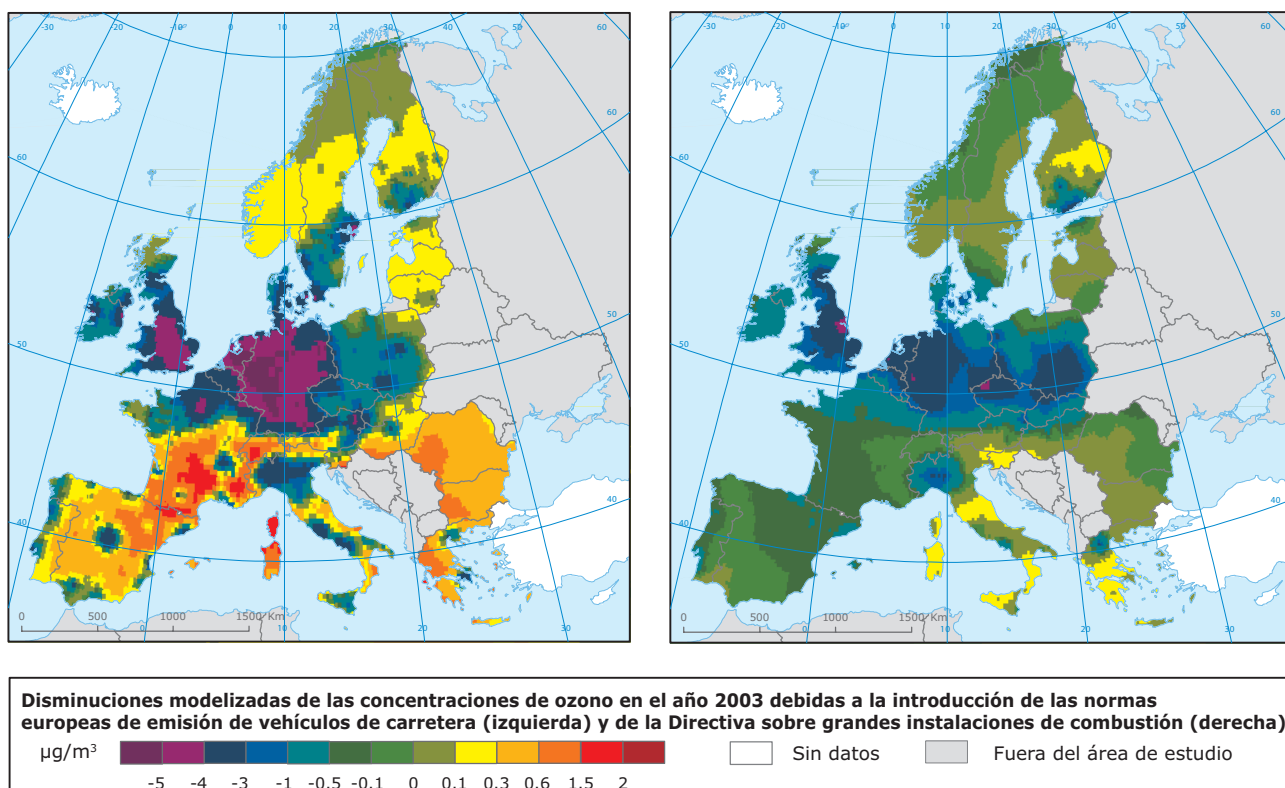
Tabla 3.1 Definición de escenarios para el análisis de políticas

Escenario	Descripción
Actual	Representa las emisiones reales de los años 1990, 1995 y 2004.
MRF del transporte por carretera *	Situación actual en todos los sectores, excepto en el transporte por carretera, para el que se han seleccionado las normas «más rigurosas» disponibles (EURO IV) para los factores de emisión (FE) de la medición de 2005 del modelo RAINS en línea (comporta los factores de emisión más bajos disponibles).
Transporte por carretera sin reducción	La situación actual en los sectores distintos del transporte por carretera, para el cual se han usado factores de emisión sin reducción.
GIC MRF *	Para las actividades que consumen carburantes en el sector energético y de fabricación (códigos NFR 1.A.1 y 1.A.2) se han usado los factores de emisión de la Directiva GIC. Éste es el escenario óptimo, ya que no todas las instalaciones de combustión son > 50 MWth. Para las demás actividades se muestra la situación actual.
GIC sin reducción	Para las actividades con los códigos NFR 1A1a y 1A2 se usan los factores de emisión sin reducción para los años en cuestión. Para las demás actividades se muestra la situación actual.

* MRF: máxima reducción factible.

escenario de partida): la combinación de la legislación relativa a las grandes instalaciones de combustión, las normas EURO para vehículos y máquinas móviles no de carretera, la legislación IPCC y la legislación y práctica nacionales. La reducción prevista de la emisión de gases precursores de ozono NO_x y COV para 2000-2010 es de aproximadamente un 30%. Las

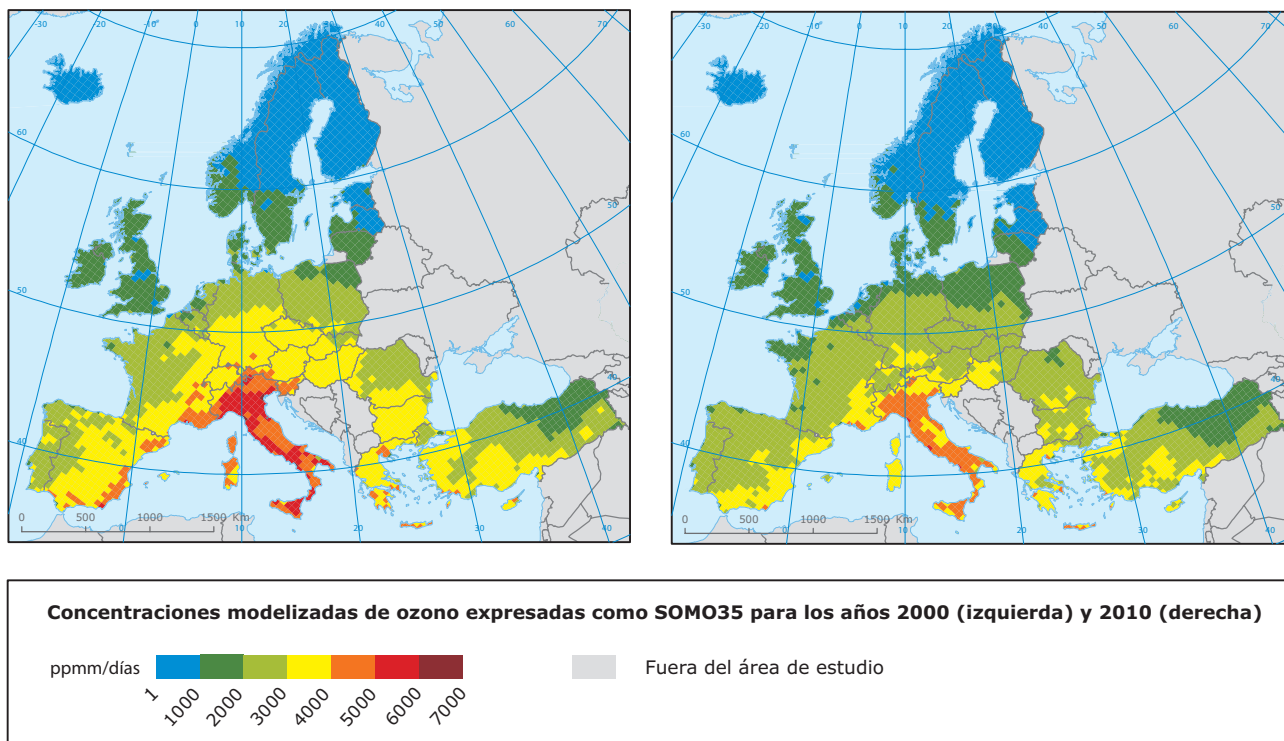
reducciones más significativas se darán en el sector de la generación eléctrica (NO_x), el transporte (NO_x y COV) y el uso de disolventes (COV). La figura 3.10 muestra las concentraciones de SOMO35 modelizadas que se derivan de las emisiones de 2000 y 2010. Para minimizar toda variabilidad meteorológica interanual potencialmente significativa, los mapas muestran

Figura 3.9 Disminuciones modelizadas de las concentraciones de ozono en el año 2003 debidas a la introducción de las normas europeas de emisión de vehículos de carretera (izquierda) y de la Directiva sobre grandes instalaciones de combustión (derecha)

Nota: Las mejoras son valores positivos (disminución positiva de las concentraciones de ozono).

Fuente: AEMA (CTE/ACC)/TNO.

Figura 3.10 Concentraciones modelizadas de ozono expresadas como SOMO35 para los años 2000 (izquierda) y 2010 (derecha) en el escenario de partida CAFE



Fuente: IIASA.

las medias de cuatro años. Se espera una pequeña reducción de SOMO35 en toda Europa, pero será más pronunciada en los países ribereños del Mediterráneo.

3.3 Partículas

Mensajes clave

- La exposición a las partículas puede tener efectos graves para la salud. Partiendo de las emisiones de PM primarias antropogénicas y de precursores de PM en 2000, se calculó que la disminución media de la esperanza de vida en todos los países de la AEMA (de los que se tenía información) era de unos nueve meses. No obstante, existía una notable variación geográfica.
- Las $PM_{2.5}$ pueden ser un mejor indicador de los efectos para la salud que las PM_{10} , pero hay muchos menos datos de vigilancia disponibles. La información disponible sugiere que el «valor máximo» de la Directiva propuesta sobre calidad del aire de la UE se superó en muchas zonas urbanas en 2004.
- Los valores límite de las concentraciones medias de PM_{10} diarias y anuales se superaron en 2004 en estaciones de puntos de alarma, urbanas y rurales de toda Europa, especialmente en el sur y el este de Europa, así como en los países de Benelux.
- La tendencia al alza de las concentraciones máximas de PM_{10} observadas hasta 2003 se detuvo y en 2004 se observó un descenso notable. El análisis con modelos sugiere que esto se puede explicar en parte por la variabilidad meteorológica que influye en las concentraciones de PM_{10} del 15 al 25% en los últimos años, lo cual probablemente haya enmascarado el efecto de la reducción de las emisiones de PM primarias y de precursores de PM.
- Aunque en general las emisiones de PM primarias han disminuido en Europa, hay una gran variabilidad de las tendencias de emisión. En algunos países, las reducciones han sido mucho más pronunciadas que la media, mientras que en otros las emisiones han aumentado. Esta última situación se debe especialmente a las emisiones del sector del transporte, donde las reducciones originadas por el uso de carburantes más ligeros se ven contrarrestadas por la creciente cuota de vehículos de gasóleo y el aumento del volumen de tráfico.
- La legislación europea y nacional vigente está pensada para mejorar los niveles máximos y las concentraciones medias anuales de PM durante los próximos cinco años. La incertidumbre con respecto a las emisiones es grande; junto con la variabilidad meteorológica, la incertidumbre en torno a las concentraciones de PM es mayor que con otros contaminantes atmosféricos.

3.3.1 Impacto de las partículas atmosféricas en la salud

Los efectos negativos en la salud de las partículas finas (PM) son causados por su inhalación y penetración en los pulmones. Tanto la interacción química como física con los tejidos pulmonares pueden causar irritación o lesiones. Dado que las PM más finas pueden penetrar más fácilmente en los pulmones, el tamaño de las partículas es importante. Según la actual visión científica, los impactos de las PM en la mortalidad están asociados principalmente a la fracción $PM_{2,5}$ de partículas pequeñas (es decir, partículas con un diámetro medio de $2,5 \mu\text{m}$ e inferior). Sin embargo, los efectos se pueden observar tanto con las fracciones más finas, inferiores a $2,5 \mu\text{m}$, como con las fracciones más gruesas, de $2,5$ a $10 \mu\text{m}$ de PM_{10} .

Aunque cada vez hay más pruebas de que las fracciones más finas pueden ser las más importantes, las mediciones de la calidad del aire y los datos de emisión actuales abarcan a menudo sólo las PM_{10} (es decir, las partículas de un diámetro de $10 \mu\text{m}$ e inferior). Por consiguiente, este informe se centra principalmente en las concentraciones de PM_{10} , a menos que a la sazón hubiera información suficiente sobre la fracción $PM_{2,5}$. La fracción PM_{10} incluye partículas inferiores a $2,5 \mu\text{m}$. En la medida de lo

posible, las relaciones observadas entre las fracciones de $PM_{2,5}$ y PM_{10} se han usado para evaluar la exposición a las partículas finas.

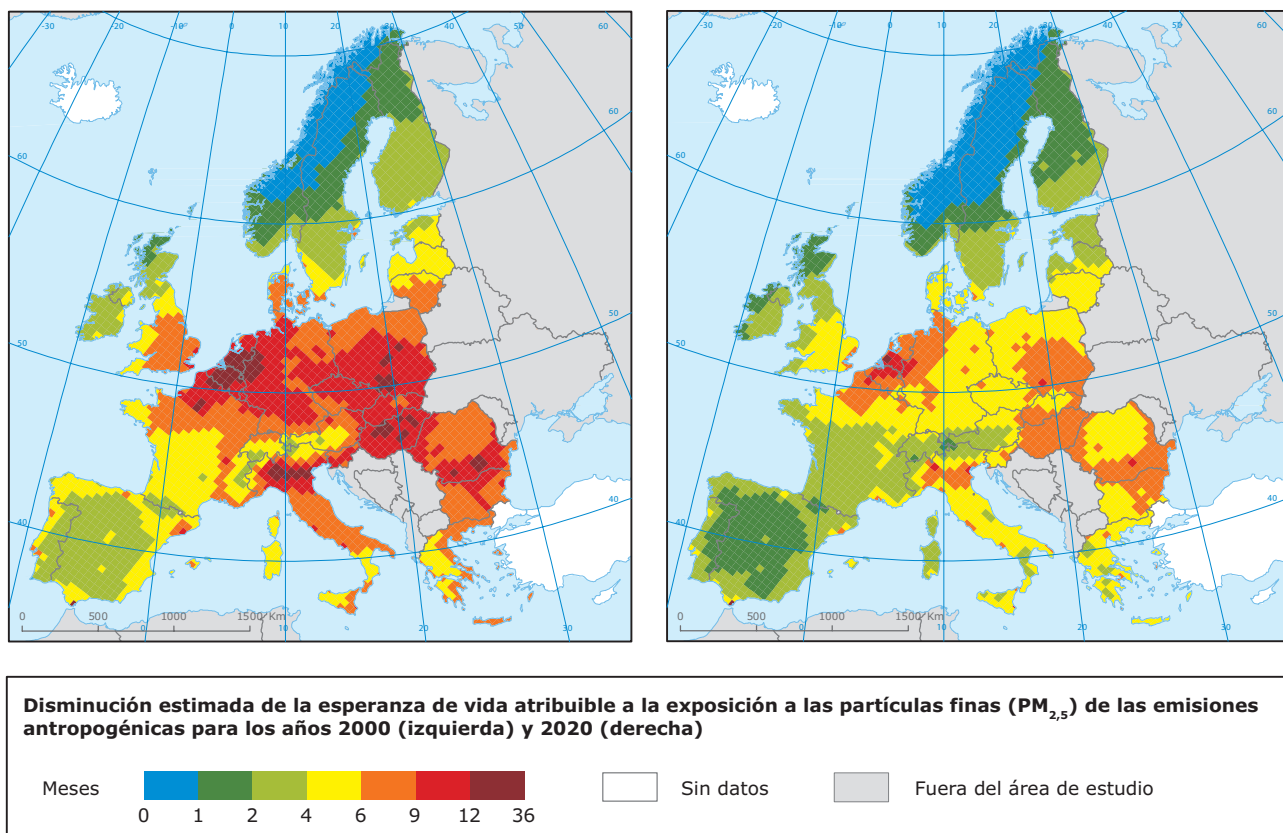
La evaluación del impacto en la salud se describe mediante las tasas de morbilidad y mortalidad de la población. Se ha evaluado el descenso de la esperanza de vida en Europa debido a las PM a partir de las relaciones aceptadas entre las tasas de mortalidad y las concentraciones medias de $PM_{2,5}$ anuales modelizadas (Amann *et al.*, 2004; OMS, 2006).

Se estimó que la pérdida media de la esperanza de vida debida a las partículas en 2000 fue de unos nueve meses en los países de la AEMA donde había estimaciones disponibles. La disminución máxima de la esperanza de vida, de 12 a 36 meses, se produjo en los países de Benelux, Silesia y el valle del Po. Se cree que la estimación es conservadora, ya que la mortalidad sólo se ha calculado para las poblaciones mayores de 30 años, pero no para los niños.

Comparación entre las concentraciones de $PM_{2,5}$ y PM_{10} en la atmósfera

Mientras actualmente se entiende que los impactos en la mortalidad están asociados principalmente a

Figura 3.11 Impacto de las concentraciones masivas de PM en la salud ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Disminución de la esperanza de vida (meses) que se puede atribuir a las contribuciones antropogénicas a las $PM_{2,5}$ para los años 2000 (izquierda) y 2020 (derecha) en el escenario de partida CAFÉ



Fuente: IIASA.

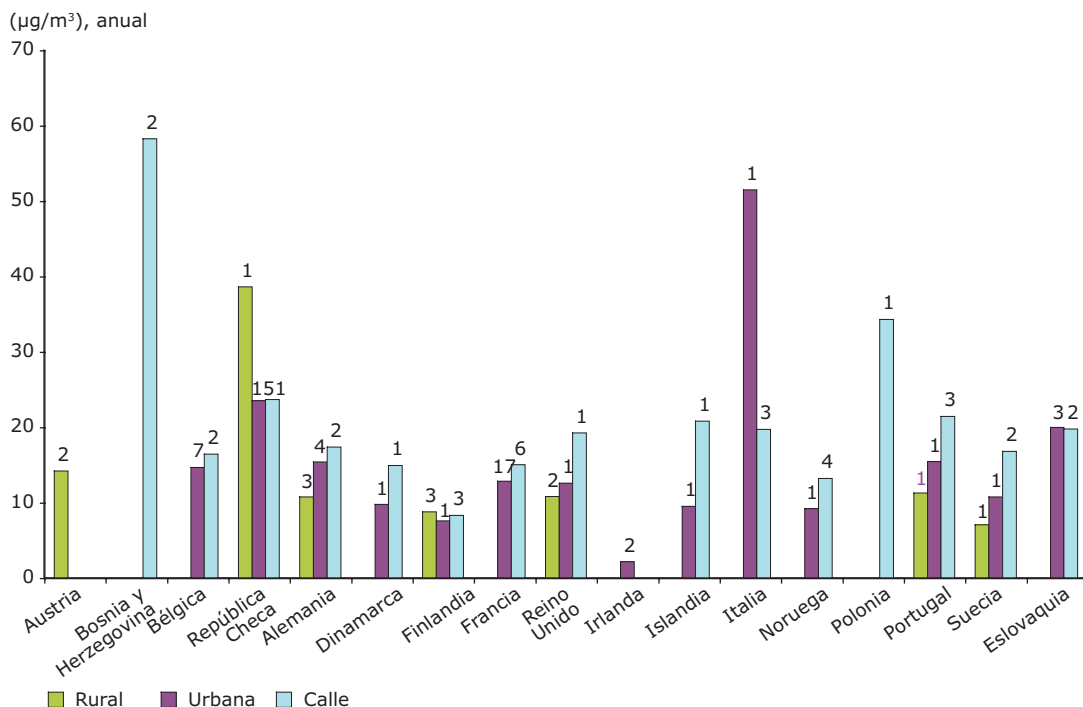
la fracción $PM_{2,5}$, los datos de vigilancia de las $PM_{2,5}$ atmosféricas todavía son muy escasos en Europa. Por lo tanto, la evaluación de los impactos que aparece en la figura 3.11 se basa en una modelización. Aunque la cobertura espacial de las estaciones de vigilancia es insuficiente para evaluar las variaciones en toda Europa, es posible realizar algunas comparaciones entre las observaciones de las estaciones de vigilancia que informan acerca de las $PM_{2,5}$ y el valor «máximo» de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de la Directiva marco de calidad del aire (COM(2005)447 final). De acuerdo con la Directiva marco de calidad del aire, esos valores máximos tendrán que cumplirse a partir del 1 de enero de 2010, mientras que los márgenes de tolerancia acordados establecen un máximo actual de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. En la figura 3.12 se resumen las observaciones de las $PM_{2,5}$ en 17 países europeos en 2004. Dado que muchos tipos actuales de equipos de vigilancia de las $PM_{2,5}$ infravaloran en gran medida la pérdida de masa de las concentraciones durante el muestreo, las concentraciones reales de $PM_{2,5}$ serían superiores a las mostradas.

La indicación es que los emplazamientos de punto de alarma (relacionados con el tráfico) pueden superar con creces el valor máximo, aunque la mayor parte de las lecturas de PM son inferiores al límite propuesto. Las concentraciones suelen aumentar de los emplazamientos rurales a las urbanas y a las estaciones con tráfico, en función del aumento de la proximidad a las fuentes de PM.

En los últimos años, las PM_{10} han sido objeto de una amplia vigilancia, con un total de 1.815 estaciones en 2004. Su relevancia para la evaluación de la salud reside en que las mediciones de las PM_{10} también capturan las partículas $PM_{2,5}$ más finas. De hecho, los estudios del impacto en la salud han usado las mediciones disponibles de PM_{10} , y desde la mitad de la década de 1990 los valores límite de la calidad de aire en la UE se han relacionado con las PM_{10} .

La relación entre las emisiones de $PM_{2,5}$ y PM_{10} para todos los sectores varía mucho entre los países, concretamente de 0,53 a 0,83 (véase la figura 3.13). La vigilancia co-localizada de las concentraciones atmosféricas da una relación media de 0,65 (intervalo 0,42 a 0,82, desviación normal 0,09). Putaud *et al.* (2003) obtuvieron una tasa media de 0,73 (intervalo de 0,57 a 0,85, desviación normal 0,15). Las relaciones halladas más cerca de las fuentes suelen ser inferiores (mayor predominio de la fracción más gruesa), mientras que las más lejanas son superiores (fracción más fina). Algunos sectores (por ejemplo, las fuentes industriales) aportan gran cantidad de partículas de la fracción más gruesa. No obstante, las PM del transporte por carretera (un sector importante para la exposición de la población) suelen ser más finas que la media y la relación $PM_{2,5}/PM_{10}$ oscila entre 0,67 y 0,90. Los países escandinavos son la excepción; las emisiones del transporte por carretera suelen ser más gruesas (0,24 a 0,64). Esto se debe al uso de neumáticos de nieve en los meses de invierno, que generan una

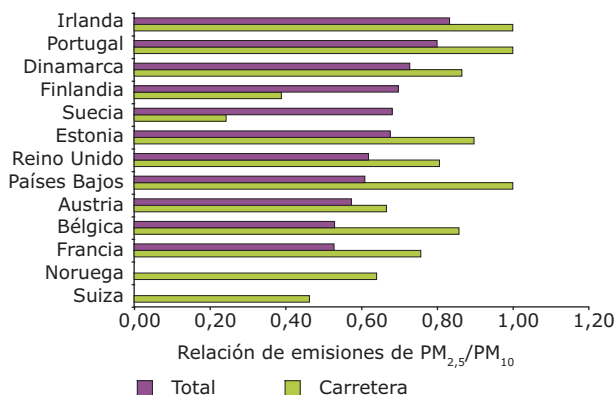
Figura 3.12 Concentraciones de $PM_{2,5}$ medidas, 2004 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$, media anual) en varios países



Nota: Cada barra representa las concentraciones medias de cada tipo de estación. El número de estaciones se indica en la parte superior de las barras.

Fuente: AEMA (CTE/ACC).

Figura 3.13 Relación de emisiones de $PM_{2,5}/PM_{10}$, total y del transporte por carretera



Fuente: AEMA (CTE/ACC).

fracción amplia de partículas gruesas debido al mayor desgaste de la superficie del pavimento.

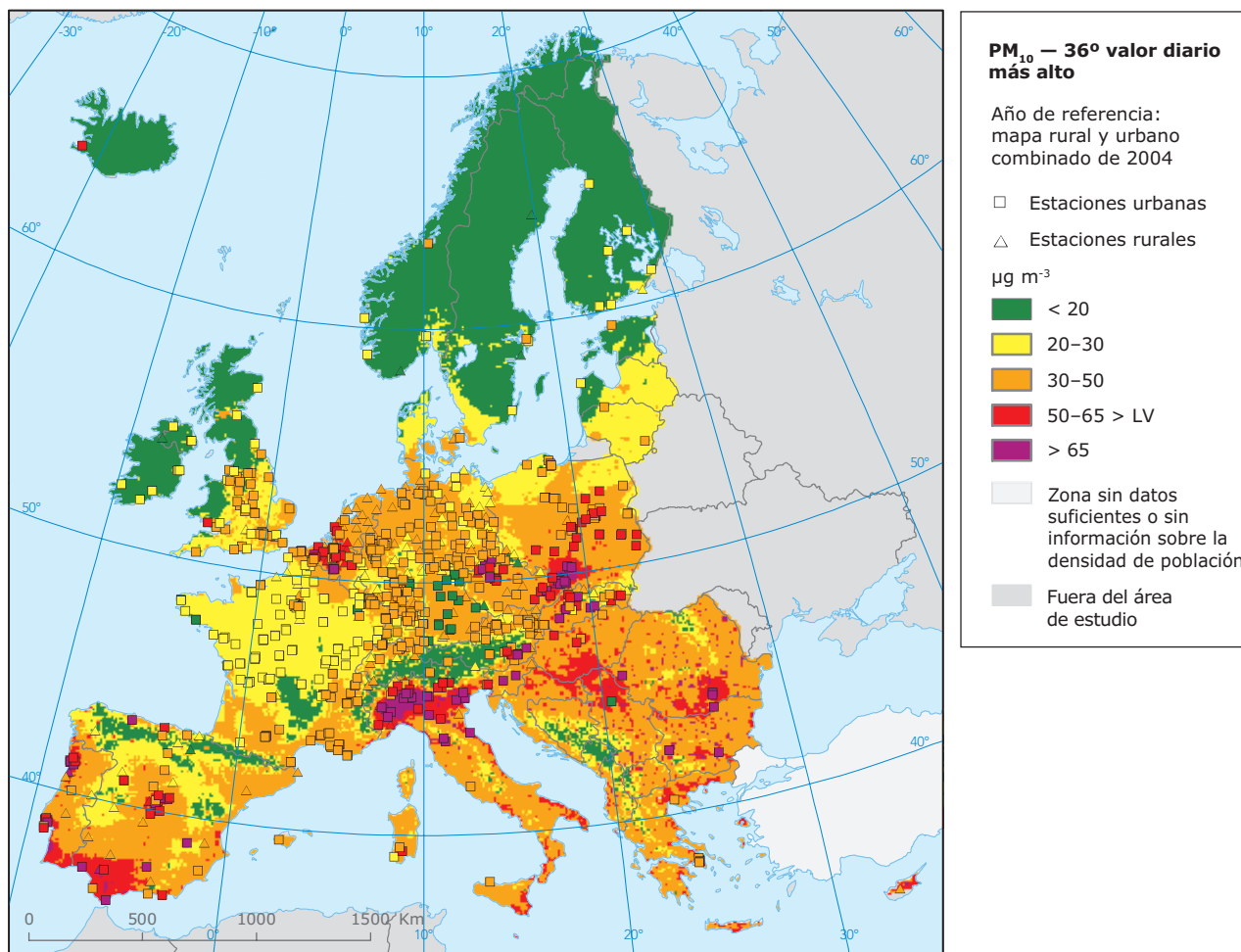
3.3.2 Concentraciones de PM_{10} en Europa en 2004

La comunicación de los datos de las PM_{10} a AirBase ha mejorado constantemente. En 2004, más del 87% de las 1.815 estaciones de observación (1.587) pudo alcanzar una cobertura de datos del 70% por lo menos. Había 180 estaciones en zonas rurales y 742 estaciones de fondo suburbano/urbano. De las estaciones de puntos de alarma, 483 eran de tráfico y 190 industriales. Las demás estaciones no se clasificaron. Este apartado compara las concentraciones medias diarias de:

1. el 36º día de valores más altos en el año con el valor límite diario de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en no más de 35 días (figura 3.14);
2. las concentraciones anuales medias con el valor límite anual de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (figura 3.15).

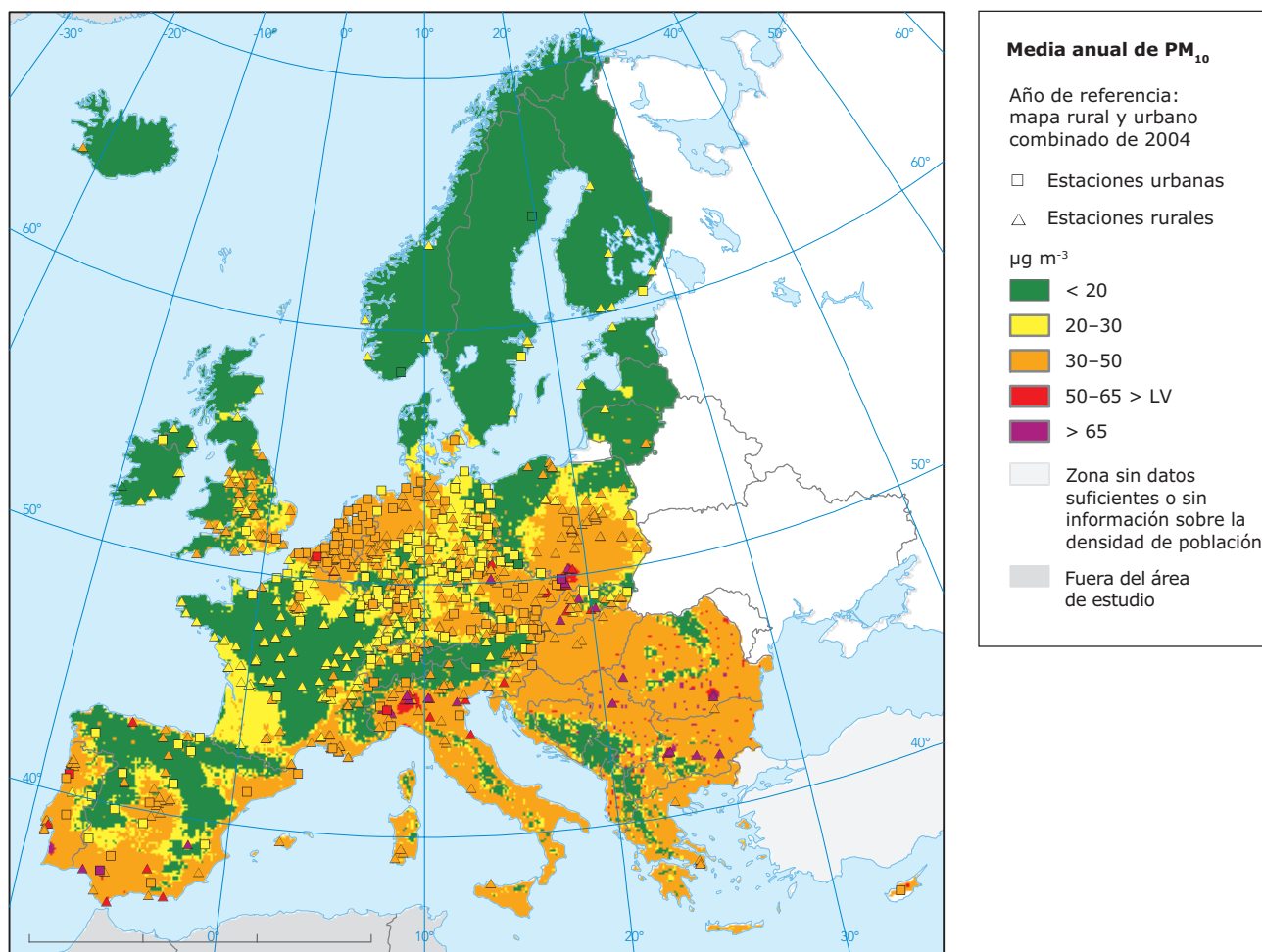
Las concentraciones de PM_{10} rurales en 2004 fueron superiores a los valores límite en algunas zonas. En muchos puntos de medición se registraron

Figura 3.14 Concentraciones de PM_{10} en Europa 2004, representadas por el 36º valor diario más alto



Nota: Las cifras se calcularon combinando los mapas rurales y urbanos en función de la densidad de población. Los puntos de medición se superpusieron a las concentraciones interpoladas. El color rojo representa las superaciones de valores límite (informe técnico CTE/ACC 2005/8).

Fuente: AEMA (CTE/ACC).

Figura 3.15 Concentraciones de PM₁₀ en Europa 2004, representadas por las concentraciones anuales medias

Nota: Las cifras se calcularon combinando los mapas rurales y urbanos en función de la densidad de población. Los puntos de medición se superpusieron a las concentraciones interpoladas. El color rojo representa las superaciones de valores límite (informe técnico CTE/ACC 2005/8).

Fuente: AEMA (CTE/ACC).

concentraciones diarias medias de PM₁₀ superiores a los criterios, y el valor límite anual también se superó en zonas como Silesia y el valle del Po. En las figuras en las que se combina la información observada y la modelizada (figuras 3.14 y 3.15) se ve la evolución de las concentraciones en la atmósfera de fondo rural que se desplaza de oeste a este a través de Europa continental a medida que se agregan emisiones. Los países escandinavos están en gran medida protegidos de las PM continentales.

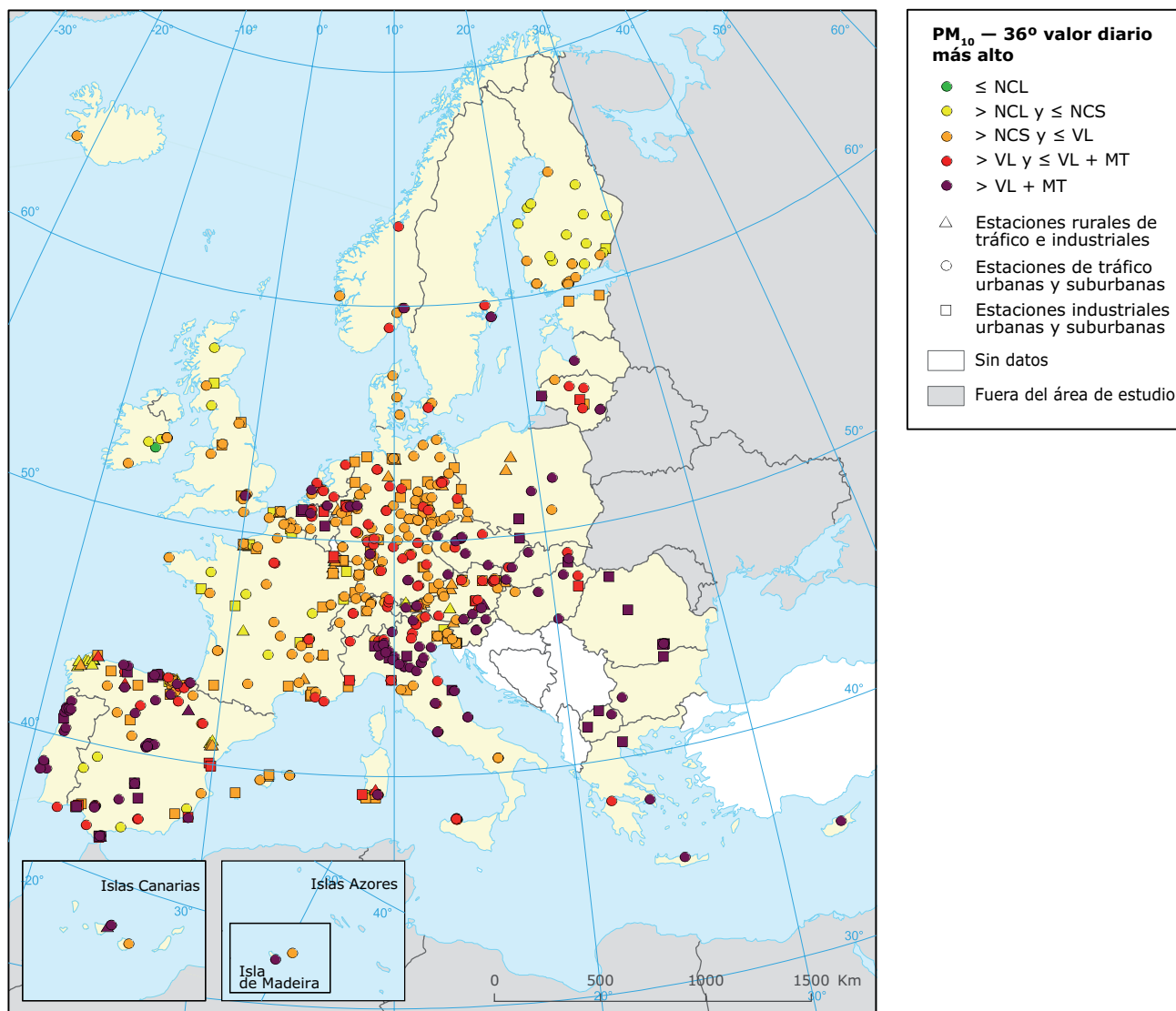
Con respecto a las PM_{2,5}, y si se tiene en cuenta que la relación con respecto a las PM₁₀ en zonas rurales debería ser parecida o superior a 0,8, las concentraciones anuales medias tenían probabilidades de ser superiores a las del valor máximo de 25 µg/ m³ en algunas zonas rurales, especialmente en la República Checa y los países de Benelux. En este caso, el conjunto de la población tendría que haber estado expuesta a concentraciones superiores al límite.

Los emplazamientos de *fondo urbano* en 2004 superaron a menudo el valor límite diario de las PM₁₀ en varias regiones europeas. Las máximas concentraciones urbanas se observaron en Italia, la República Checa, Polonia, Rumanía, Bulgaria y los países de Benelux, así como en ciudades de algunas otras zonas.

Las estaciones de *puntos de alarma de tráfico* superaron el valor límite diario de las PM₁₀ en muchos países, como Italia, España y Portugal, Bulgaria, Rumanía y la Antigua República Yugoslava de Macedonia en el sur de Europa, así como en otros países. En la figura 3.16 aparecen las ciudades con estaciones de puntos de alarma codificadas con el valor límite.

Las concentraciones en las estaciones industriales urbanas no se desviaron mucho de las concentraciones habituales de los puntos de alarma urbanos y de tráfico. La estación industrial con el valor más alto registró 147 µg/ m³ y la estación de tráfico con el

Figura 3.16 Concentraciones de PM₁₀, en 2004, estaciones de puntos de alarma de tráfico/industriales, valor del 36º día de valores más altos



Nota: NCI/NCS: nivel de clasificación inferior ($30 \mu\text{g}/\text{m}^3$)/superior ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) de VL/MT: valor límite/margen de tolerancia.

Fuente: AEMA (CTE/ACC).

valor más alto detectó $118 \mu\text{g}/\text{m}^3$ el 36º día de valores más altos. En 14 estaciones de puntos de alarma se registraron más de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en el 36º día de valores más altos.

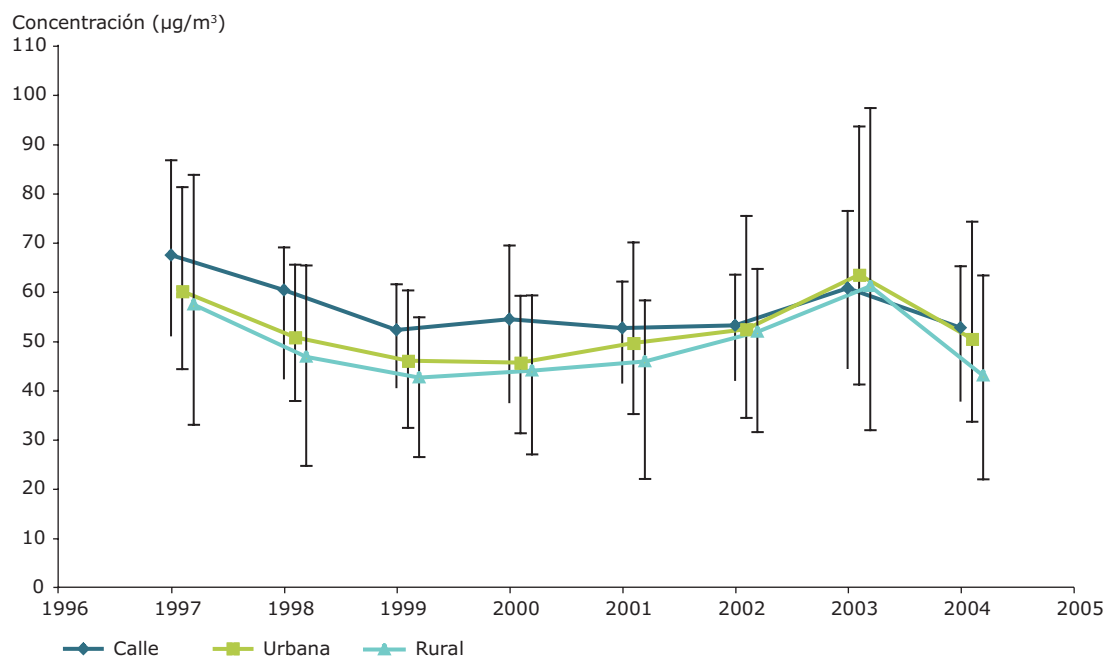
3.3.3 Variaciones en el periodo 1997-2004 y distancia restante al objetivo

Desarrollos paneuropeos, 1997-2004

Con el fin de mostrar las tendencias paneuropeas (1997-2004) en concentraciones máximas instantáneas relacionadas con el valor límite diario de las PM₁₀ se pueden usar los resultados de 104 estaciones de ocho países con datos de todos los años (figura 3.17).

La tendencia de la concentración anual media del conjunto de datos mucho más extenso del periodo 2001-2004 (no reflejado) es muy parecida. Se pueden hacer las siguientes observaciones:

- Las concentraciones de PM₁₀ en 2004 fueron aproximadamente un 20% inferiores a las de 1997. No obstante, no se puede distinguir una tendencia neta actual de las concentraciones de PM₁₀ en las estaciones con una cobertura completa de datos desde 1997 debido a las grandes variaciones interanuales durante este periodo.
- Las variaciones interanuales de las condiciones meteorológicas pueden explicar parte de estas variaciones (apartado 3.3.4). El análisis del apartado 3.3.4 muestra además que la amplitud de las variaciones meteorológicas varía dentro de

Figura 3.17 Variaciones interanuales de PM₁₀, 1997-2004, 36º valor diario más alto por año

Nota: Calle = 28 estaciones, urbana = 59 estaciones, rural = 17 estaciones. Barras verticales: 10º y 90º percentil.

Fuente: AEMA (CTE/ACC).

Europa. Conviene tener en cuenta estas diferencias regionales al comparar las variaciones interanuales medias de las concentraciones de PM₁₀ en las estaciones a nivel de la calle, urbanas y rurales (véase la figura 3.17).

- Las tendencias de las concentraciones de fondo urbanas y rurales son muy similares. La concentración de fondo rural refleja la contribución principal a las PM₁₀ urbanas totales.
- Un conjunto de datos mucho más amplio del periodo 2001-2004 (539 estaciones, 19 países) confirma la tendencia general: aumento hasta 2003 y caída notable en 2004.
- Las concentraciones de PM₁₀ a nivel de la calle, registradas por 171 estaciones de tráfico en 18 países, son aproximadamente 8 µg/m³ superiores a las concentraciones medias medidas en 301 estaciones urbanas de 19 países.

Distancia restante al objetivo

La magnitud de las superaciones de los valores límite en 2004 y, por lo tanto, el grado de mejora necesario para cumplir los valores límite (distancia al objetivo) se refleja en la figura 3.19. Con respecto a los valores límite diarios y anuales y a cada tipo de estación (fondo rural, urbano y puntos de alarma de tráfico), la figura muestra: las concentraciones medias en todas las estaciones, la concentración media sólo en las estaciones que superan el valor límite y el valor máximo observado. La media de las concentraciones de PM₁₀ observadas en las estaciones de tráfico es

superior a los valores límite diarios y es similar en las estaciones de fondo urbano. Las estaciones que superaron los criterios lo hicieron de media en el 30%. Las concentraciones más altas medidas fueron 2,7 veces superiores al valor límite. De las 717 estaciones de fondo urbano y suburbano, 191 superaron los valores límite, y en cuanto a las estaciones a nivel de la calle, lo hicieron 224 de un total de 459. El cumplimiento del valor límite anual fue mejor, ya que el 97% de las estaciones rurales, más del 91% de las estaciones de fondo urbano y casi un 85% de las estaciones de tráfico se ajustaron a las normas.

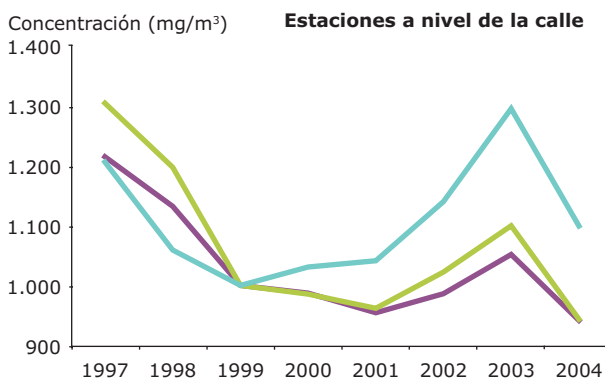
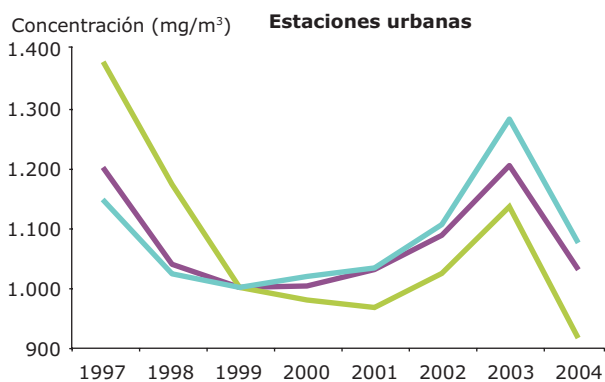
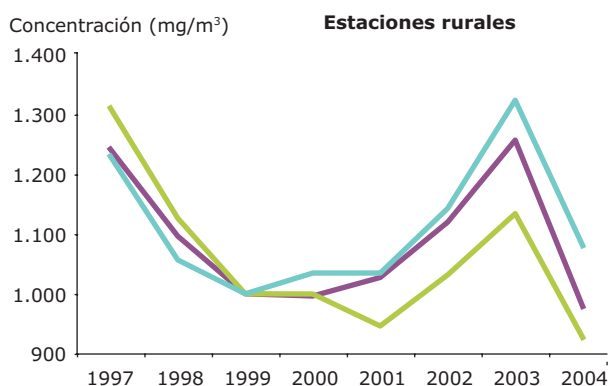
3.3.4 Impacto de la variabilidad meteorológica en los niveles de PM₁₀

Las concentraciones de partículas dependen de las emisiones y los factores atmosféricos, con variaciones interanuales de la meteorología capaces de influir en las concentraciones de contaminantes.

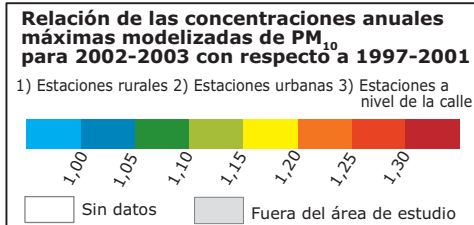
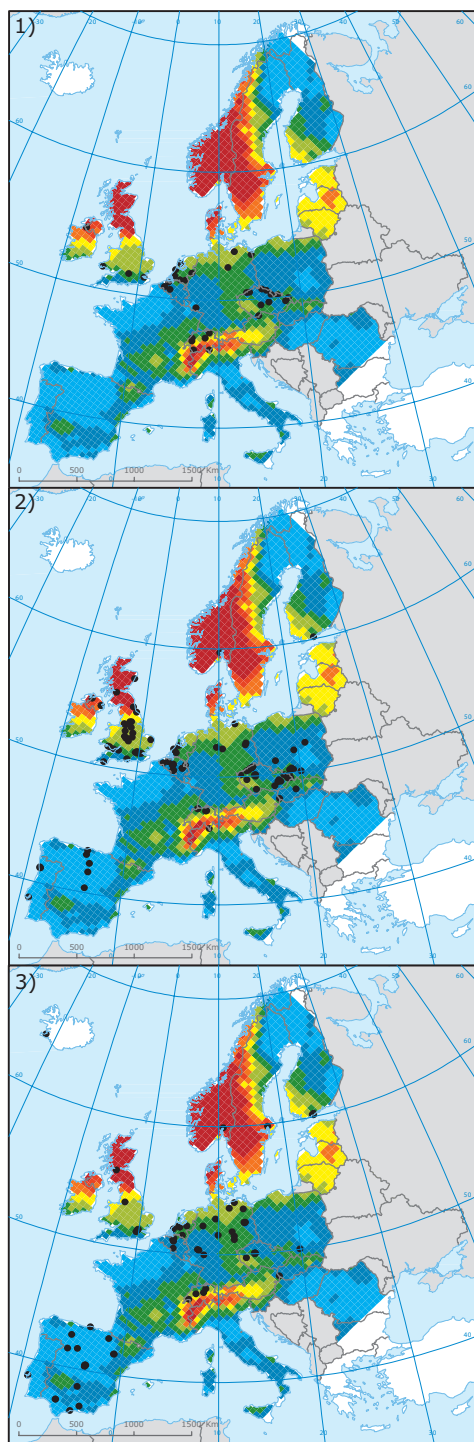
El efecto de la variabilidad meteorológica en las PM se puede estimar mediante escenarios modelizados por ordenador. En un ejercicio realizado para este informe con el modelo Unificado EMEP, las emisiones se mantuvieron constantes durante el periodo de 1997-2004, aunque se dejó que las condiciones meteorológicas variaran.

Las relativas diferencias interanuales se pueden evaluar con este método, aunque esta modelización

Figura 3.18 Gráficos de la izquierda: concentraciones de PM₁₀ observadas y modelizadas. Gráficos de la derecha: relación de las concentraciones anuales máximas modelizadas del periodo 2002-2003 con respecto a 1997-2001

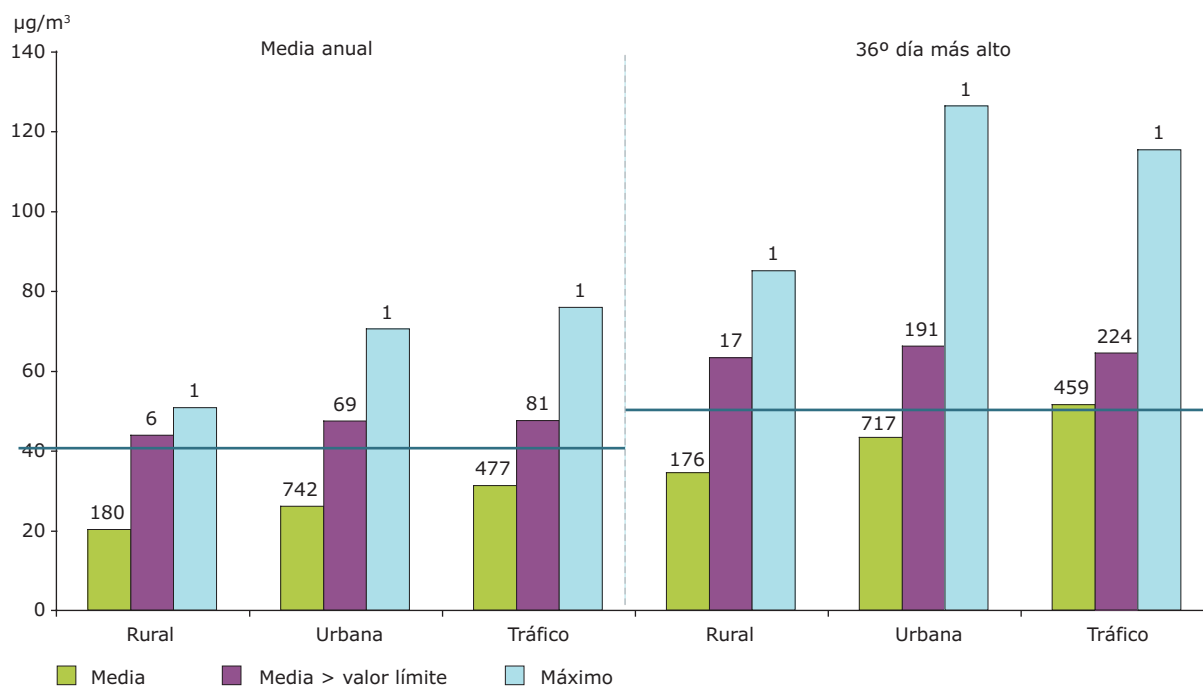


— Observadas
— Emisiones reales modelizadas
— Emisiones constantes modelizadas



Nota: Columna izquierda: los cálculos de los modelos evaluaron dos casos: emisiones «reales» notificadas y emisiones «constantes» (es decir, emisiones invariables de año en año). Columna derecha: los puntos indican los lugares de medición.

Fuente: AEMA/EMEP (MSC-West).

Figura 3.19 Distancia al objetivo de PM₁₀, 2004: concentraciones medias, promedio en estaciones que superaron los valores límite y concentración máxima

Nota: Los números indican las estaciones de cada categoría. La Directiva permite que el valor límite diario se supere en 35 días por año (primera Directiva de desarrollo; 1999/30/CE).

Fuente: AEMA (CTE/ACC).

a escala continental tiene dificultades con las condiciones que se dan a escalas inferiores a la resolución del modelo de 50 km (por ejemplo, las concentraciones urbanas/callejeras).

Las estimaciones de los modelos que usan las emisiones reales notificadas y un escenario de emisiones constantes durante este periodo, junto con las concentraciones atmosféricas observadas de las PM₁₀, se presentan en la figura 3.18 para los emplazamientos de fondo rural y urbano. El modelo reproduce las principales señales de las observaciones: una disminución durante el periodo 1999-2000, con un aumento posterior de las concentraciones atmosféricas en 2002 y 2003, independientemente de las variaciones de las emisiones. La disminución se volvió a producir en 2004. Esta señal clara sugiere que el aumento observado de las concentraciones en 2002-2003 puede no deberse al aumento de las emisiones, sino a las condiciones meteorológicas. El aumento de las concentraciones modelizadas en el escenario en que las emisiones se mantuvieron constantes fue superior al aumento medido realmente. Esto sugiere que las emisiones disminuyeron realmente en 2002-2003, lo cual está en línea con los resultados del inventario de emisiones (véase el capítulo 2).

Las posibles explicaciones meteorológicas del aumento observado de los niveles de PM₁₀ en 2002-2003 incluyen la disminución de las precipitaciones y del

arrastre de las partículas por la escorrentía (de ahí que las concentraciones atmosféricas sean mayores), el aumento de las temperaturas a principios del año en zonas de Europa, estimulando una mayor formación de partículas secundarias y unas condiciones atmosféricas relativamente estables que comportan la reducción de la deposición y, por lo tanto, el aumento de las concentraciones atmosféricas.

El grado del aumento durante el periodo 2002-2003 se refleja también en la figura 3.18 mediante la relación entre las concentraciones medias anuales máximas modelizadas en los periodos 2002-2003 y 1997-2001 (suponiendo emisiones constantes). Los emplazamientos de las estaciones de observación suelen ser zonas en las que el modelo muestra concentraciones anuales máximas de PM₁₀ superiores en el periodo 2002-2003 en comparación con el periodo 1997-2001, que se observan en grandes partes de Europa. Esto indica que las estaciones de vigilancia utilizadas (las estaciones con una cobertura de datos completa) pueden reflejar las zonas más sensibles a la influencia meteorológica. En la figura también se indica que en vastas zonas del oeste y sudoeste de Europa, así como en la zona más oriental de Europa, los niveles anuales máximos modelizados de PM₁₀ se mantienen constantes entre los dos periodos. Esto indica de nuevo que la tendencia mostrada de las concentraciones de PM₁₀ en Europa, tal como aparecen en la figura 3.17, dependerá de las zonas que representan las estaciones de vigilancia.

3.3.5 Diferencias entre países y ciudades

En general, las concentraciones de PM disminuyeron en 2000 y de nuevo en 2004 después de una subida temporal en 2003. Como ya se ha comentado en el apartado 3.3.4, este aumento se debió muy probablemente a las condiciones meteorológicas especiales de 2003. Las concentraciones generales de fondo de PM (es decir, las observadas en las estaciones de fondo rurales) determinan las concentraciones medias de PM en Europa (véase la figura 3.17). Sin embargo, la figura 3.15 revela que esta contribución varía considerablemente en Europa. En la figura 3.20 se dan ejemplos de tres países seleccionados.

En algunas regiones, como los Países Bajos, las concentraciones de PM en las zonas urbanas son ligeramente superiores a las de las concentraciones de fondo rurales de PM; en la República Checa, un fondo rural inferior representa aproximadamente un 75% de la concentración urbana observada; en el Reino Unido, el fondo rural inferior (aunque sólo cuenta con una estación de fondo rural) aporta tan solo un 50-60% de las concentraciones observadas en zonas urbanas. Las contribuciones a nivel de la calle a las PM_{10} totales suelen ser limitadas. Sin embargo, en los casos en que la densidad del tráfico es elevada, la contribución de la calle es más importante.

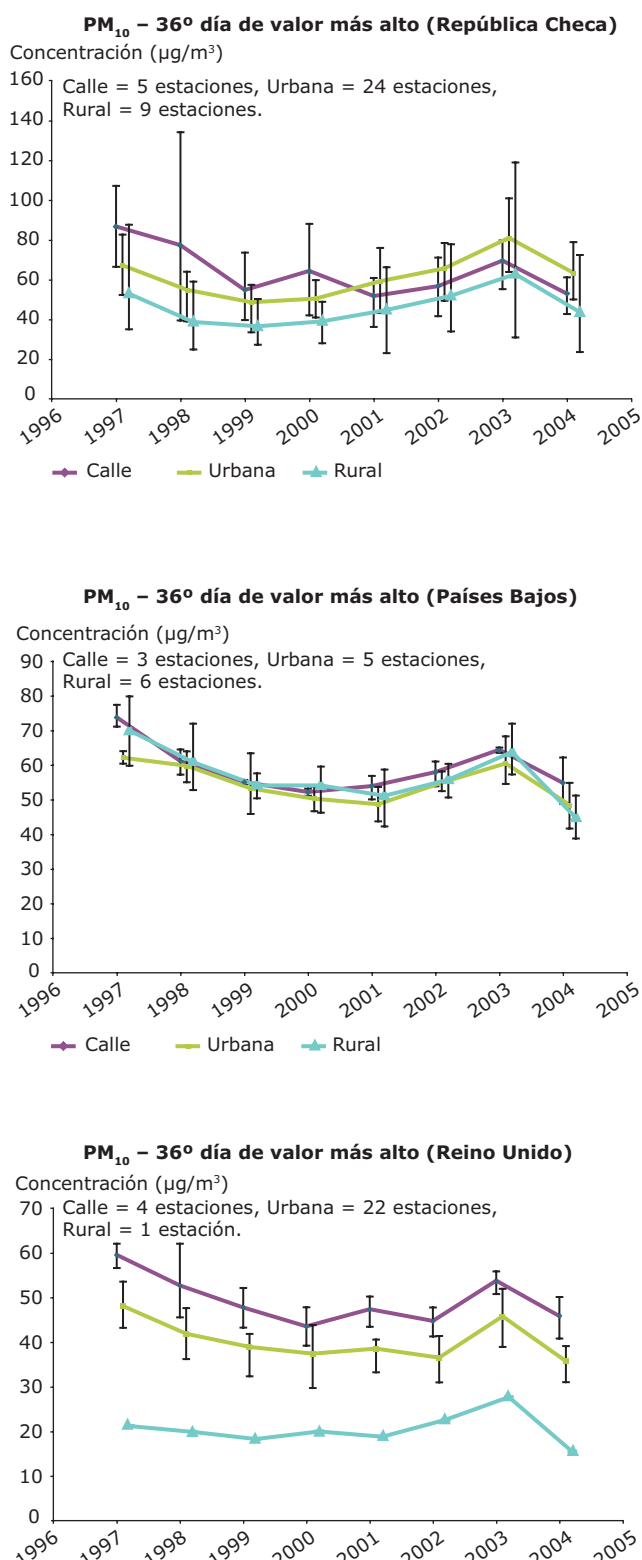
Hay una serie de factores detrás de estas diferencias, entre ellos:

- la extensión y la magnitud del transporte atmosférico a larga distancia de las PM_{10} dentro de un país y hacia un país (depende del emplazamiento y de las emisiones de los países vecinos);
- la importancia de las fuentes naturales (por ejemplo, sal marina, polvo del desierto);
- el tamaño de las ciudades/aglomeraciones;
- la distancia con respecto a las grandes ciudades vecinas;
- la densidad del tráfico en la zona;
- las principales fuentes de PM en la zona urbana y el tráfico de carretera (por ejemplo, calefacciones domésticas);
- las medidas nacionales de control de PM;
- la formación de PM «secundarias» en un país causada por las reacciones químicas entre las emisiones de contaminantes gaseosos.

Las observaciones de los datos de PM_{10} indican dos tendencias separadas después de 1999:

- El aumento de las concentraciones rurales en áreas del centro y este de Europa (incluida Suecia, con pruebas de aumentos adicionales de las contribuciones urbanas). Por ejemplo, la República Checa ha experimentado un aumento muy sustancial de las PM_{10} de fondo rurales desde 1999,

Figura 3.20 Variaciones interanuales de las concentraciones medias diarias de PM_{10} , 1997-2004



Nota: Países del ejemplo: República Checa, Países Bajos y Reino Unido. Barras verticales: 10º/90º percentil.

Fuente: AEMA (CTE/ACC).

una amplia contribución urbana e indicaciones del aumento de la contribución urbana. También se pueden observar tendencias al alza en Alemania, Suiza, Polonia y Suecia.

- Disminución o estabilización de las concentraciones rurales en el oeste y noroeste (Francia, Bélgica, los Países Bajos y el Reino Unido), con la excepción de un aumento en todas las zonas de 2002 a 2003. Las contribuciones urbanas han variado notablemente entre países, pero han permanecido bastante constantes en países individuales. Mientras que las contribuciones urbanas y a nivel de la calle en los Países Bajos son muy reducidas, la contribución urbana en el Reino Unido es mayor. Las concentraciones en Bélgica y Francia con menos estaciones también permanecieron estables, a pesar del aumento de 2002-2003.

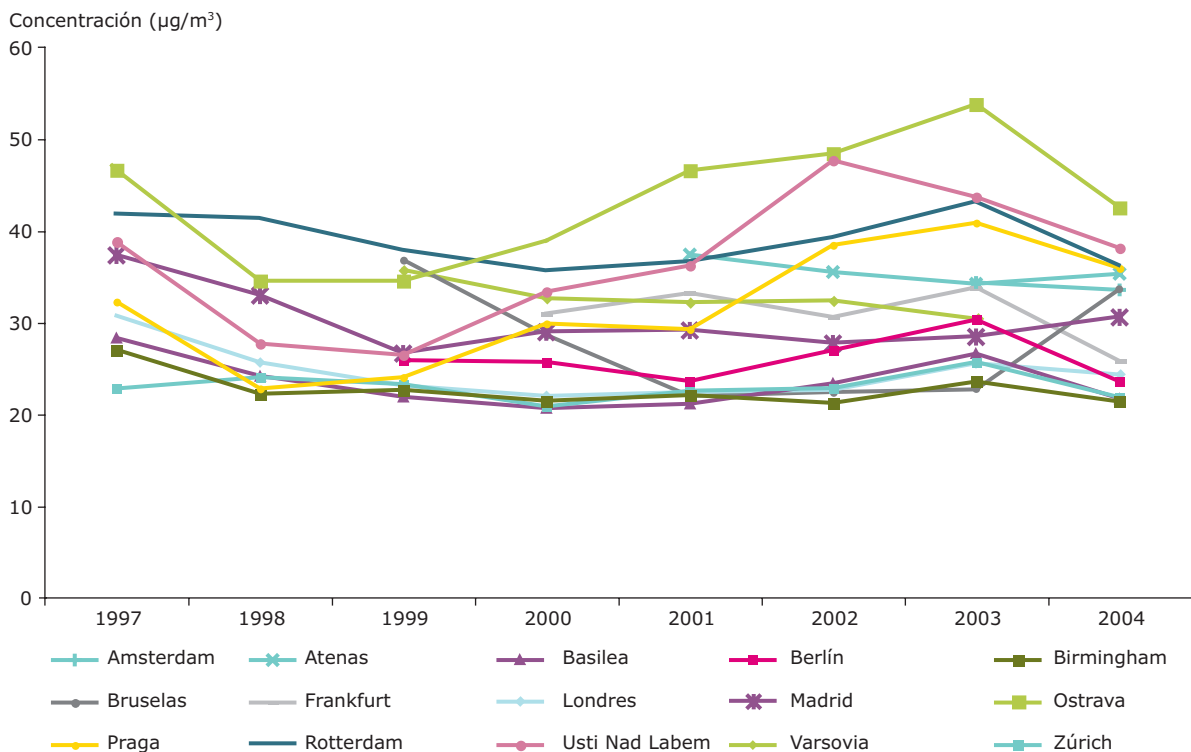
El número de estaciones en otras zonas de Europa es demasiado reducido y las series temporales demasiado cortas como para extraer conclusiones claras. Se observan ligeras disminuciones en España y Eslovaquia, aunque el volumen limitado de datos dificulta la evaluación de su representabilidad espacial y su calidad.

La figura 3.21 muestra la evolución de las PM_{10} en algunas ciudades. La mayor parte de estas ciudades presentan una tendencia similar entre 1997 y 2004, como queda reflejado en la media europea de aire urbano en la figura 3.17. Algunas ciudades se desvían de esta tendencia (por ejemplo, Bruselas, Madrid, Varsovia), lo que indica que la evolución y las medidas de reducción a escala local o urbana pueden influir de modo importante en las concentraciones de PM.

3.3.6 Proyecciones de futuras concentraciones de PM

El escenario legislativo actual para las emisiones futuras de PM se desarrolló al amparo del programa CAFE. Incluye como base de referencia la combinación de la legislación vigente, además de la legislación y las prácticas nacionales. La legislación vigente comprende las medidas de reducción de las emisiones en las grandes instalaciones de combustión, las normas EURO para vehículos y las máquinas móviles no de carretera y la legislación IPPC sobre las fuentes de los procesos. Se han previsto las siguientes reducciones de las emisiones de PM para 2010 en comparación con 2000:

Figura 3.21 Variaciones interanuales de la media anual de PM_{10} , 1997-2004 en estaciones de fondo urbanas seleccionadas



Nota: Sólo se seleccionaron las ciudades en que había disponibles las mediciones de dos estaciones durante el periodo 1997-2004 (cobertura de datos > 70% anualmente).

Fuente: AEMA (CTE/ACC).

- PM₁₀ primarias: 23% en la UE15 y 39% en la UE10
- PM_{2,5} primarias: 28% en la UE15 y 37% en la UE10
- Gases precursores de PM secundarias: una reducción de aproximadamente el 30% de NO_x y COV y casi ninguna variación de NH₃.

Está previsto que las reducciones más significativas de las emisiones de PM primarias se den en el sector doméstico y en el transporte, así como en los sectores de procesos y de generación eléctrica. Las emisiones de gases precursores secundarios se reducirán sobre todo en los sectores de la electricidad y el transporte.

- Se prevé que esto comporte una reducción de las concentraciones de PM previstas en Europa hacia 2010, moduladas por la variación de las condiciones meteorológicas interanuales. La figura 3.22 muestra la reducción estimada en la contribución antropogénica a las concentraciones rurales de PM_{2,5} entre 2000 y 2010, asumiendo una meteorología constante. Se producirán reducciones sustanciales en amplias zonas de Europa, especialmente en las zonas del centro y el este de Europa y en el norte de Italia. Esta reducción no se registró durante el periodo 2000-2003, pero con la aplicación efectiva de la legislación debería producirse en el siguiente periodo de cinco años.

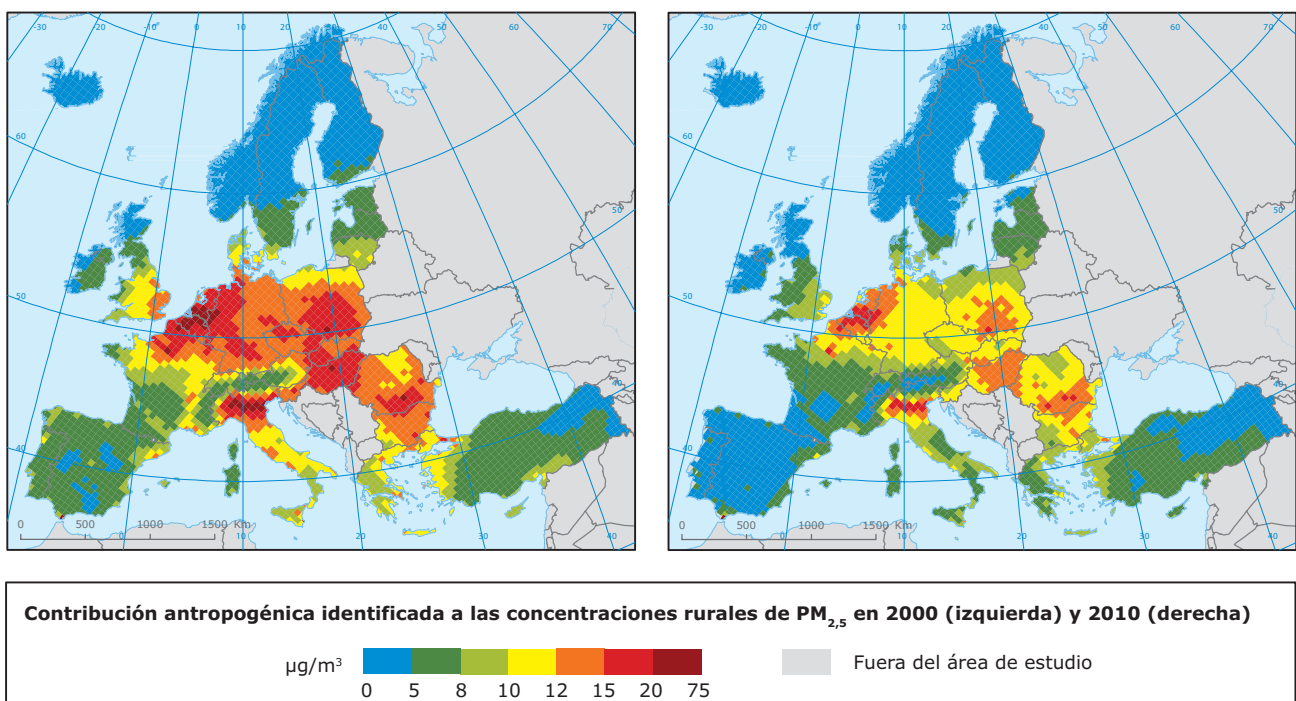
3.3.7 Eficacia de las políticas

Reducción de las emisiones de PM

Las tendencias de las emisiones vienen determinadas por el desarrollo socioeconómico y tecnológico, así como por intervenciones políticas:

- El crecimiento de la población podría añadir, si los demás factores no varían, más de un millón de toneladas de emisiones de PM al total de la UE25 durante el periodo 1990-2004.
- El crecimiento económico podría haber significado un aumento adicional de las emisiones de casi 9 millones de toneladas.
- No obstante, el aumento de la eficiencia energética lo ha compensado en gran medida, gracias a la disminución de más de 7 millones de toneladas.
- El consumo relativo de combustibles sólidos disminuyó del 42% en 1990 al 31% en 2004, mientras que el uso de combustibles gaseosos aumentó del 21% al 33%. El consumo relativo de combustibles líquidos no cambió significativamente. Este cambio del consumo de combustibles redujo las emisiones de contaminantes que forman partículas en casi 4 millones de toneladas.

Figura 3.22 Contribución antropogénica identificada a las concentraciones rurales de PM_{2,5} (media anual, µg/m³) en 2000 y 2010, para las emisiones de base de referencia de CAFE en condiciones meteorológicas medias cuatrienales



Fuente: IISA

- Algunos cambios han causado el efecto contrario. Por ejemplo, la mayor cuota del gasóleo en el transporte ha originado un aumento de las emisiones de partículas primarias, mientras que el cambio global hacia combustibles más ligeros ha dado lugar a una disminución; el efecto combinado fue una disminución de aproximadamente 1,5 millones de toneladas.
- Las reducciones adicionales se lograron principalmente gracias a medidas específicas de reducción centradas en los contaminantes que contribuyen a la formación de partículas secundarias:
 - más de 4 millones de toneladas de reducción de NO_x , sobre todo gracias a la introducción de catalizadores en los automóviles de turismo y la reducción de las grandes calderas industriales;
 - más de 8 millones de toneladas de reducción de SO_x , gracias a los sistemas de desulfuración de los gases de combustión y al uso de gasóleos de menor contenido de azufre;
 - las disminuciones derivadas de la reducción del amoníaco son mínimas.

3.4 NO_2

Mensajes clave

- Las concentraciones de NO_2 en los últimos años han disminuido. Las zonas de tráfico suelen presentar concentraciones superiores que las zonas urbanas, que suelen estar más afectadas que las zonas rurales.
- La exposición de la población también ha disminuido, aunque potencialmente el 30% de la población urbana sigue expuesta a concentraciones superiores a niveles perjudiciales para la salud. Las medidas de reducción local pueden tener un impacto importante en las emisiones y los niveles de exposición.
- La reducción por parte de la UE de las emisiones de NO_x relacionadas con el tráfico y, en menor medida, la reducción de las emisiones de las grandes instalaciones de combustión, ha sido el principal motivo del descenso de las concentraciones atmosféricas de NO_2 .
- A pesar de las mejoras de las emisiones del tráfico de carretera logradas hasta la fecha, es preciso prestar más atención a este sector en el futuro si se quieren cumplir los valores límite objetivo.

3.4.1 Impacto del NO_2 en la salud

La figura 3.1 muestra que más de 1 de cada 5 personas residentes en las zonas urbanas está expuesta habitualmente a concentraciones de NO_2 superiores al valor límite (media anual). En 2004, la proporción se mantuvo en el 23%, medida como la fracción de la población urbana europea que vive en ciudades con concentraciones de NO_2 superiores a los valores

establecidos para la protección de la salud humana ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de media anual). Este porcentaje ha disminuido del nivel del 40% registrado a mediados de la década de 1990.

3.4.2 Concentraciones de NO_2 en Europa, 2004

El número de estaciones que comunicaron datos de NO_2 aumentó de forma constante hasta alcanzar 2.327 en 2004, de las que 2.090 estaciones en 31 países tenían una cobertura de datos > 70%. De estas estaciones, 285 eran de fondo rurales, 805 de fondo urbanas/suburbanas, 610 de tráfico (a nivel de la calle) urbanas/suburbanas, 181 industriales urbanas/suburbanas, 87 estaciones de puntos de alarma rurales (tráfico, industrial), mientras que 122 estaciones no se habían clasificado correctamente en AirBase. La densidad de las estaciones era menor en buena parte del este de Europa.

Las figuras 3.23 y 3.24 muestran la ubicación de las estaciones con concentraciones anuales medias, codificadas por colores en relación con el valor límite (VL) para las estaciones de fondo urbanas y de puntos de alarma de tráfico. En toda Europa se observan casos de superación de los niveles en los puntos de alarma. En las estaciones de fondo urbanas, la zona que experimentó una superación de los niveles estaba más cerca del eje industrial que va del centro de Inglaterra, pasando por el noroeste de Europa, hasta el norte de Italia.

3.4.3 Cambios durante 1996-2004 y distancia restante al objetivo

En las estaciones que comunicaron observaciones en todos los años del periodo de 1996-2004, la concentración del NO_2 (media anual) disminuyó de forma constante hasta 2004, con un aumento leve en 2003 (véase la figura 3.25). Esta disminución se produjo en las estaciones rurales (83), urbanas (211) y de tráfico (112). Un grupo más grande de estaciones durante el periodo 1999-2004 (1.032 estaciones, 22 países) corrobora este cuadro. Se ha observado que esta disminución es similar en casi todas las regiones.

Las concentraciones de NO_x ($\text{NO} + \text{NO}_2$) en todas las estaciones que tenían datos disponibles (1998-2004) se han reducido más sustancialmente que las del NO_2 (véase la figura 3.26). La reducción media de las concentraciones de NO_x se corresponde con las reducciones de las emisiones de NO_x durante el mismo periodo.

La figura 3.27 muestra el estado en 2004 para alcanzar los valores límite establecidos para 2010. El VL futuro para las concentraciones anuales medias ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) se superó en menos del 10% de las estaciones de fondo suburbanas/urbanas (74 de 817) en una media del 20%, pero en casi el 50% de las estaciones de tráfico (299 de

613) en una media del 35%, siendo las concentraciones anuales medias más altas cerca del triple del VL. El VL de la concentración máxima (18ª concentración horaria máxima de $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$) se superó en 10 estaciones suburbanas/urbanas y en 43 estaciones de tráfico hasta en casi un 80% por encima del VL. Esto subraya la importancia de las emisiones procedentes del tráfico.

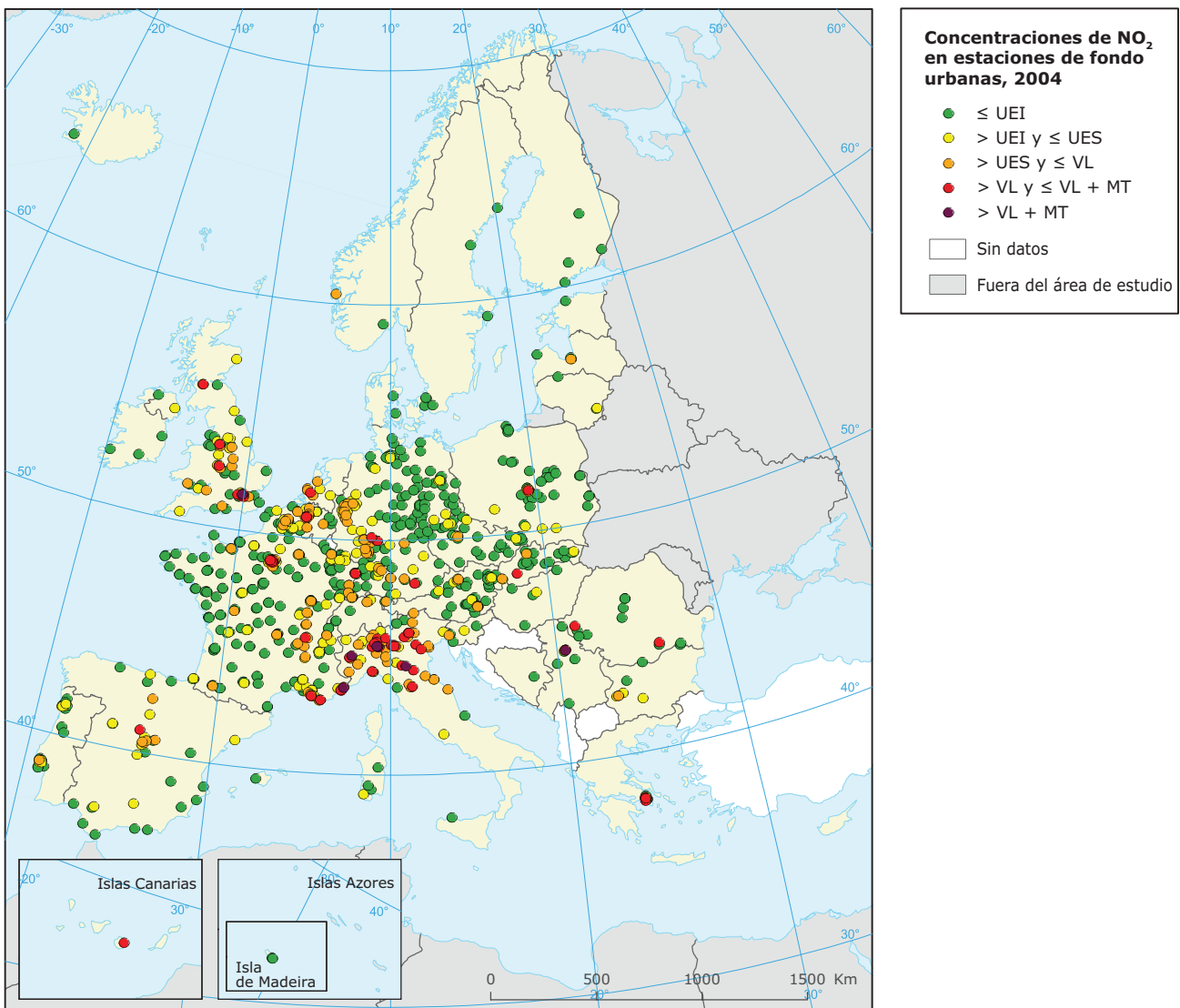
3.4.4 Diferencias entre emplazamientos

Los patrones geográficos se expresan a escala local como diferencias urbano-rurales. La clara progresión de las concentraciones desde la calle a medio urbano y de ahí a medio rural queda reflejada en la figura 3.25. Para el NO_2 , la contribución urbana, específicamente en las zonas de tráfico, es la dominante, mientras que las concentraciones rurales de NO_2 siguen de cerca

los cambios del NO_x . A pesar de que esto indicaría habitualmente la idoneidad de las medidas locales de control, la complejidad química lleva a una situación poco frecuente: la reducción de las concentraciones del NO_x ($= \text{NO} + \text{NO}_2$) se corresponde con las reducciones de las emisiones de NO_x . No obstante, las concentraciones urbanas de NO_x han disminuido mucho más sustancialmente que las de NO_2 . Hay dos motivos posibles que explican este fenómeno:

1. Debido a las reacciones de equilibrio químico en la atmósfera, el exceso de ozono reacciona con el NO para formar NO_2 . En este caso, las concentraciones de NO_2 y de NO_x totales están estrechamente relacionadas. En los lugares con tráfico, en los que el ozono se reduce químicamente (es decir, donde no hay un exceso de O_3), la transformación en NO_2 es menor.

Figura 3.23 Concentraciones de NO_2 , media anual en estaciones de fondo urbanas, 2004



Nota: UEI/UES: umbral de evaluación inferior/superior; VL/MT: valor límite/margen de tolerancia.

Fuente: AEMA (CTE/ACC).

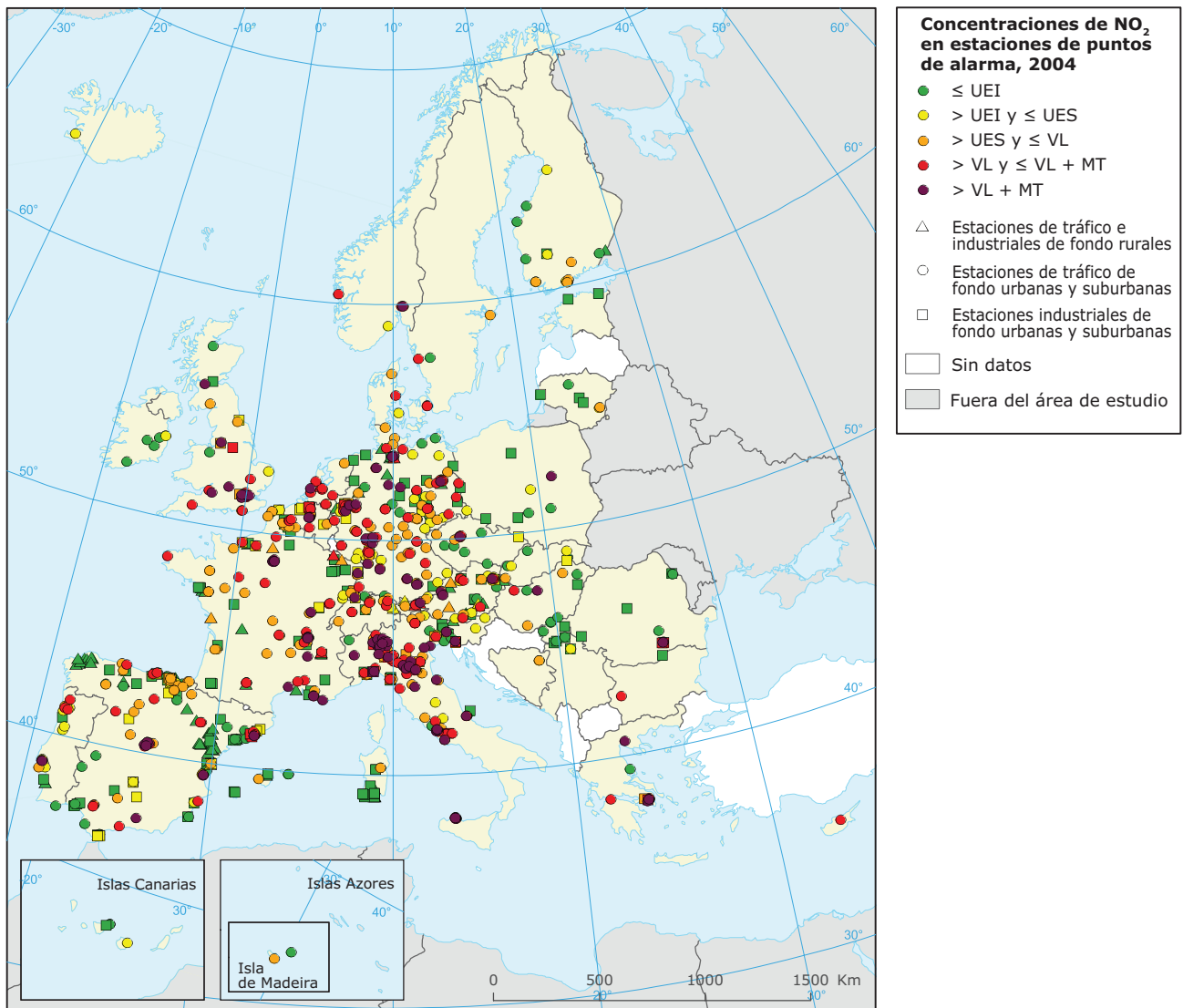
2. Hay un indicio de un aumento relativo en las emisiones *directas* de NO_2 de los vehículos de transporte por carretera, lo que se corresponde con una subida de la fracción de gasóleo de los vehículos industriales ligeros. Los filtros de partículas para los motores de gasóleo aumentan de hecho el NO_2 durante el proceso de eliminación del hollín de las emisiones.

En el primer caso se pueden observar concentraciones superiores de NO_2 a pesar de que las emisiones totales de NO_x no han cambiado. En el segundo caso, la introducción gradual de los filtros de partículas en los vehículos de gasóleo (vehículos industriales ligeros y pesados) comporta el aumento de las emisiones directas de NO_2 (sin cambios de las emisiones totales de NO_x).

3.4.5 Eficacia de las políticas

Además de las emisiones directas, el NO_2 se forma en la atmósfera por reacción con NO y ozono y también con hidrocarburos (COV). De esta forma, las concentraciones de NO_2 no dependen sólo de las emisiones de NO_x . Sin embargo, la magnitud de la reducción de las concentraciones de NO_2 en Europa ha sido prácticamente igual a la reducción de las emisiones de NO_x (aproximadamente el 20% desde 1996). La política de control europea se ha centrado en dos categorías de fuentes, para las cuales la Unión Europea ha desarrollado políticas específicas de reducción de emisiones:

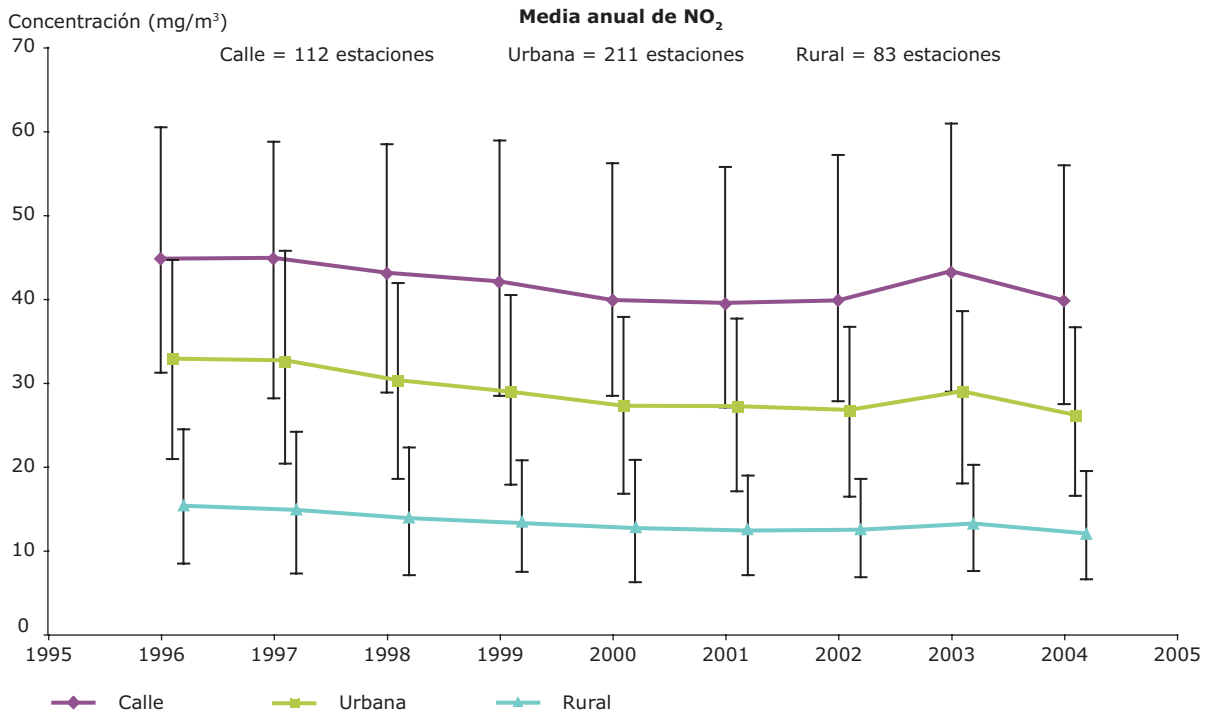
Figura 3.24 Concentraciones de NO_2 , media anual en estaciones de puntos de alarma en Europa, 2004



Nota: UEI/UES: umbral de evaluación inferior/superior; VL/MT: valor límite/margen de tolerancia.

Fuente: AEMA (CTE/ACC).

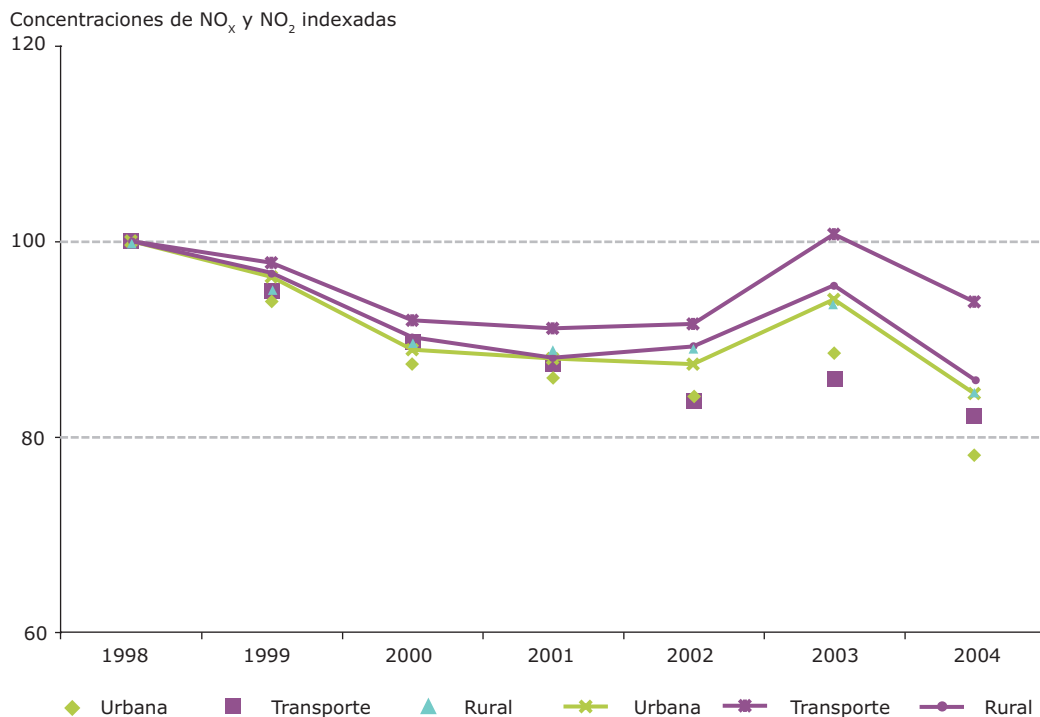
Figura 3.25 Variaciones interanuales de NO₂, 1996-2004 (todas las estaciones con 8 años de vigilancia)



Nota: Barras verticales: 10º y 90º percentil.

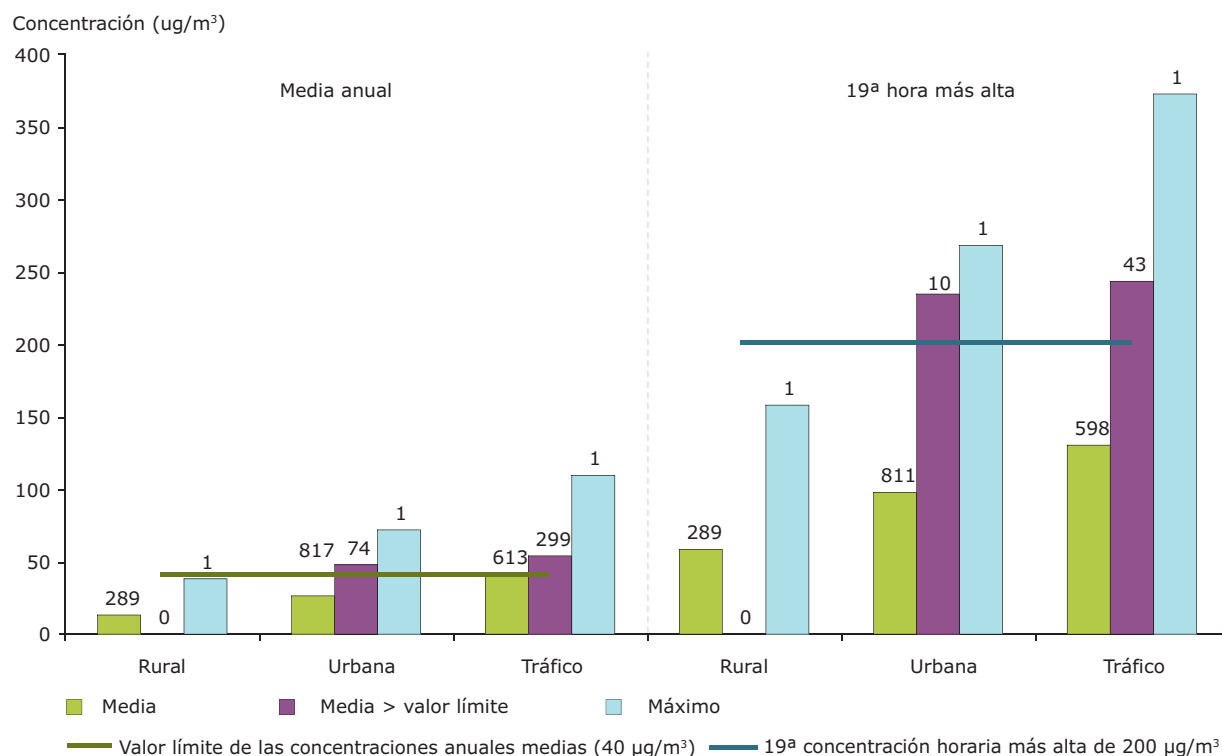
Fuente: AEMA (CTE/ACC).

Figura 3.26 Desarrollo de las concentraciones de NO_x (puntos) y NO₂ (líneas) en 450 estaciones urbanas, de transporte y rurales en ocho países con datos de NO_x y NO₂ durante el periodo 1998-2004



Fuente: AEMA (CTE/ACC).

Figura 3.27 Distancia al objetivo, NO₂ por encima los valores límite de la UE, 2004



Nota: El número de estaciones se indica en la parte superior de las barras. «Media» todas las estaciones; «Media > VL»: estaciones que superan el valor límite; «Máx.»: estación con la mayor concentración.

Fuente: AEMA (CTE/ACC).

- Emisiones del transporte por carretera al introducir normas sobre las emisiones de vehículos (EURO II, III, IV y V y la futura EURO VI).
- Emisiones de las grandes instalaciones de combustión controladas por la Directiva GIC (CE, 2001a) y la Directiva IPPC (CE, 1996a).

Las emisiones totales de NO_x comunicadas disminuyeron de forma constante durante el periodo 1990-2000. Después del año 2000, esta disminución casi se detuvo. Para el sector del transporte por carretera, el segundo sector más grande y el más importante desde el punto de vista de las emisiones urbanas, se han seguido produciendo reducciones. Las figuras 3.28 y 3.29 reflejan este desarrollo en diferentes regiones europeas. La magnitud de la reducción de las emisiones totales ha sido mucho más elevada en las regiones del norte y el este (aproximadamente el 20%, 1996-2003) que en el sur de Europa (aproximadamente el 5%).

Las reducciones de las emisiones del transporte por carretera han sido parecidas en las diferentes regiones europeas, una reducción cercana al 30% en AEMA-32 y UE15 y ligeramente inferior en la UE10 (figura 3.29). Las reducciones en la UE10 siguieron a las de la UE15 hasta 1999, después de lo cual la tecnología de control de emisiones entró rápidamente en la flota de turismos de la UE10.

Los efectos de estas medidas políticas se evalúan teniendo en cuenta:

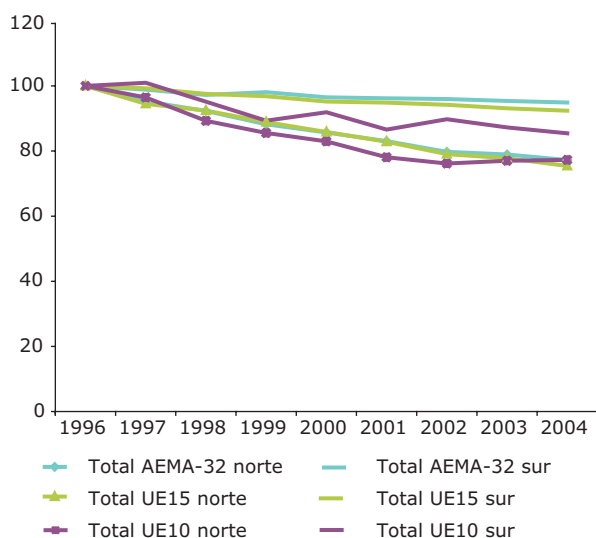
1. las emisiones previstas si no se hubieran tomado estas medidas; y
2. el nivel de emisiones potenciales si las medidas se hubieran aplicado en su totalidad.

En la tabla 3.1 (apartado 3.2.5) se enumeran los diversos escenarios considerados y en la figura 3.30 se resume el análisis, del que se pueden destacar los siguientes puntos:

Transporte por carretera:

- Si no se hubiesen aplicado medidas de reducción en el transporte por carretera («Transporte por carretera sin reducción»), las emisiones habrían aumentado de aproximadamente 7,5 Mt en 1990 a más de 9 Mt en 2004. Los vehículos de gasóleo habrían sido los principales contribuyentes, especialmente debido a la creciente cuota del gasóleo en el transporte por carretera. Dado que parte de la flota de vehículos ya es conforme con las normas, las emisiones en 1990 habrían sido superiores («Situación actual»).

Figura 3.28 Tendencia de las emisiones de NO_x, todos los sectores, regiones de Europa, 1996-2004



Fuente: AEMA (CTE/ACC).

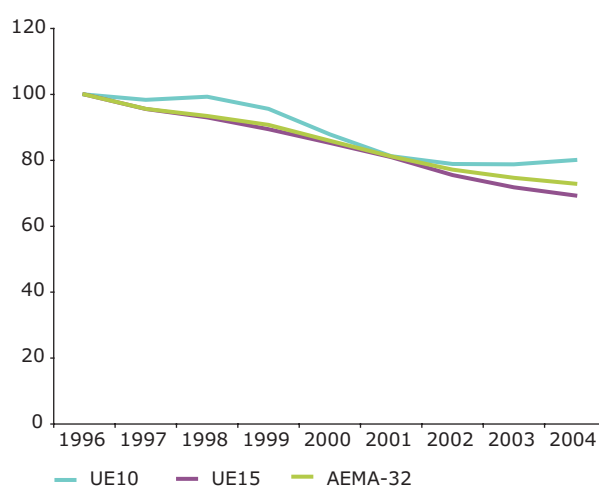
- Si se hubiese aplicado la tecnología de reducción más rigurosa para el transporte por carretera («Transporte por carretera MRF») desde 1990, las emisiones del transporte por carretera habrían sido tres veces más bajas que las reales.

Directiva de grandes instalaciones de combustión:

- La Directiva de grandes instalaciones de combustión se introdujo a mediados de la década de 1980. Las nuevas instalaciones, construidas después de 1987 en los países miembros de la UE, debían cumplir normas más rigurosas en materia de emisiones. Si no se hubiese aplicado la Directiva GIC (CE, 2001a), las emisiones procedentes de la combustión estacionaria en 1990 habrían sido 1,5 Mt más altas.
- Desde 1995 se ha producido una reducción adicional de las emisiones en comparación con el escenario sin reducción. Esto puede reflejar la reducción en los nuevos países miembros.
- La reducción total de acuerdo con la Directiva GIC podría haber comportado una reducción de casi 2 Mt de las emisiones de la combustión estacionaria en 2004. Sólo se había logrado la mitad del posible efecto de la Directiva GIC (CE, 2001a) en 2004.

Este análisis indica que las medidas políticas de la UE25 introducidas para limitar las emisiones de NO_x han tenido un efecto significativo. Con el modelo de transporte químico LOTOS/ EUROS se ha evaluado el efecto de esta reducción de las concentraciones

Figura 3.29 Tendencia de las emisiones de NO_x, sector del transporte por carretera, regiones de Europa, 1996-2004

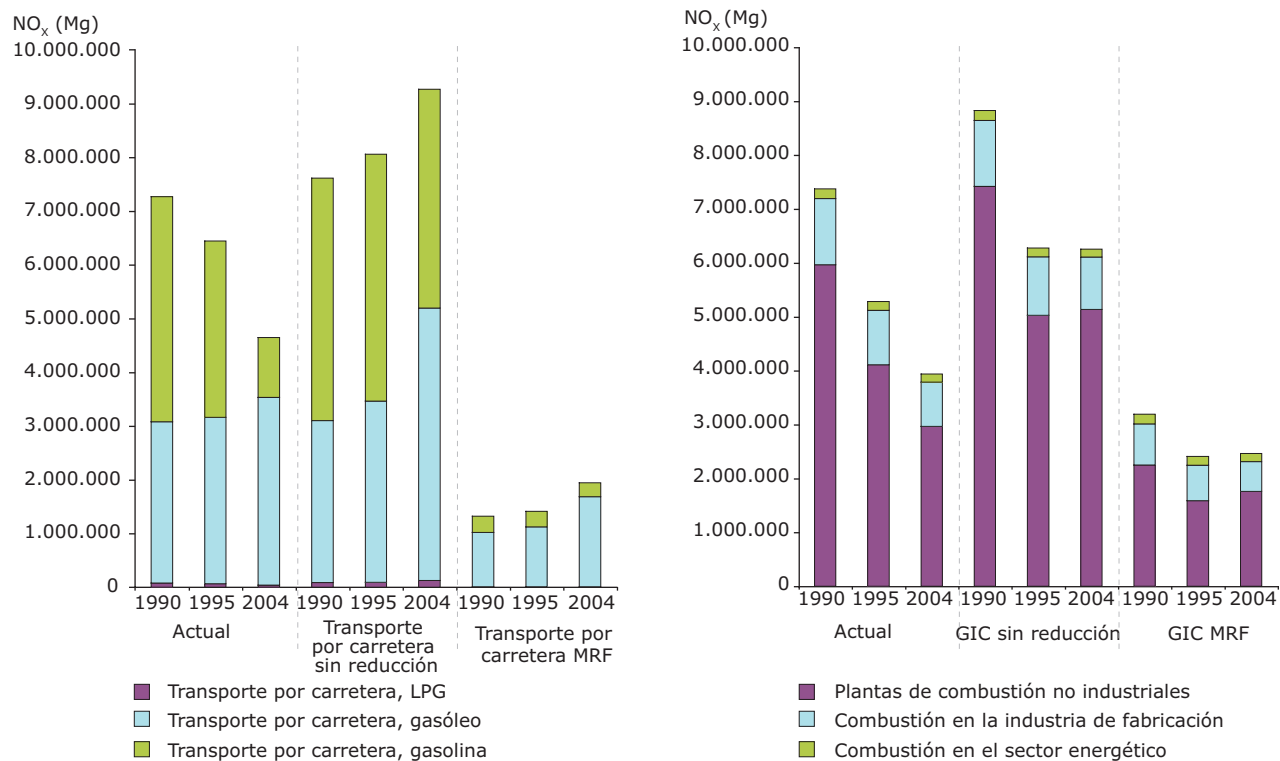


Fuente: AEMA (CTE/ACC).

atmosféricas de NO₂. En la figura 3.31 se presentan las diferencias estimadas de las concentraciones de NO₂ entre el escenario *sin reducción* y la situación modelizada en 2003 (nota: en 2004 no se realizó ninguna evaluación). Se hicieron las siguientes observaciones:

- Las concentraciones medias anuales de NO₂ en gran parte del noroeste de Europa (Reino Unido, Países Bajos, Alemania) descendieron a 5-7 µg/ m³ por debajo del nivel que se habría producido en el escenario continuista, es decir, sin medidas de reducción en el transporte por carretera.
- Las concentraciones atmosféricas de NO₂ en las principales ciudades han disminuido 3-5 µg/ m³ gracias a esta medida política.
- En un escenario de pleno cumplimiento de las normas EURO (escenario MRF) por parte de la flota de tráfico actual, se prevé una reducción adicional de unos 7 µg/m³ de NO₂ en las zonas más contaminadas.
- La introducción de la Directiva GIC (CE, 2001a) ha causado un menor efecto en las concentraciones atmosféricas de NO₂; en una franja que abarca desde el centro del Reino Unido, pasando por los Países Bajos y Alemania, hasta la frontera sur de Polonia, las concentraciones de NO₂ se han reducido a algunos µg/m³ por debajo del nivel que se podría haber producido sin la aplicación de la Directiva GIC.
- La plena aplicación de la Directiva GIC (escenario GIC-MRF) comportará una reducción adicional de 1-2 µg/m³ de NO₂.

Figura 3.30 Efecto en la UE25 de la introducción de las normas sobre emisiones para vehículos de transporte por carretera (izquierda) y de la reducción de las emisiones en grandes instalaciones de combustión (derecha) en las emisiones de NO_x



Fuente: AEMA/IIASA (modelo RAINS).

3.5 Benceno

Mensajes clave

- Los procesos de combustión son la fuente principal de benceno en la atmósfera, siendo en general el tráfico por carretera la fuente particular mayor.
- Los emplazamientos con tráfico y urbanos corren el riesgo de superar los valores límite que entrarán en vigor en 2010.
- Se espera que las emisiones de benceno disminuyan gracias a la legislación. Entre 1990 y 2010 se espera que las emisiones urbanas bajen más del 56%.

3.5.1 Fuentes, química y aspectos del benceno relacionados con la salud

Las fuentes antropogénicas suponen más del 90% del benceno que se encuentra en la atmósfera. La combustión incompleta es la fuente más significativa (nota: el benceno es un aditivo de la gasolina). A escala europea, el 80-85% de las emisiones de benceno se deben al transporte por carretera; las concentraciones son más elevadas en las zonas densamente pobladas con una densidad elevada de tráfico. La combustión doméstica para fines de calefacción es responsable

del 3-7% de las emisiones de benceno en Europa. Sin embargo, existen patrones geográficos definidos, como muestra el hecho, por ejemplo, de que las emisiones son más elevadas en los países nórdicos, donde la combustión de leña en los hogares es una práctica común. En Suecia, la contribución de los hogares supera el 50%. La evaporación durante la distribución de combustibles también causa la emisión de benceno. Las únicas fuentes naturales de benceno importantes son la combustión de biomasa, los incendios forestales y la quema de rastrojos. Sin embargo, estas fuentes no influyen en la calidad del aire en zonas densamente pobladas de la UE.

Su eliminación química de la atmósfera sólo puede tener lugar por reacción con el radical hidroxilo ($\cdot\text{OH}$). La fotooxidación contribuye a la formación de ozono, aunque la reactividad del benceno es relativamente baja. Una vida de varios días de duración en concentraciones troposféricas representativas de $\cdot\text{OH}$ es suficiente para transportar el benceno a grandes distancias. La consecuencia es que se pueden observar concentraciones elevadas en puntos remotos de Europa.

Por este motivo, es importante la descomposición química a escala regional, aunque tiene una relevancia mínima a escala urbana. El tiempo de permanencia de una masa de aire en un corredor urbano es de

minutos y en una zona urbana de unas pocas horas, incluso en situaciones de altas presiones estancadas, frecuentes en el sur y el centro de Europa. Las rutas menores de eliminación, además de la descomposición química, incluyen la absorción superficial en el suelo y en partículas y la solución en agua (superficial y lluvia). Ésta última es probablemente la segunda ruta más importante y hace que el benceno se traslade a las aguas superficiales y penetre en la cadena alimentaria.

La segunda Directiva de desarrollo (2000/69/CE) estableció un valor límite de la concentración media anual de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para el benceno en la atmósfera, que debe cumplirse en 2010. Se encargó un documento de trabajo de la UE a fin de examinar las fuentes y el estado del benceno (Grupo de trabajo sobre el benceno, 1998) antes de que se acordara la Directiva.

Se ha estudiado ampliamente la genotoxicidad del benceno. Algunos estudios en seres humanos han demostrado efectos en los cromosomas por exposiciones medias en el lugar de trabajo de $4\text{-}7 \text{ mg}/\text{m}^3$. Los datos *in vivo* indican que el benceno es mutágeno. Se ha establecido su efecto cancerígeno

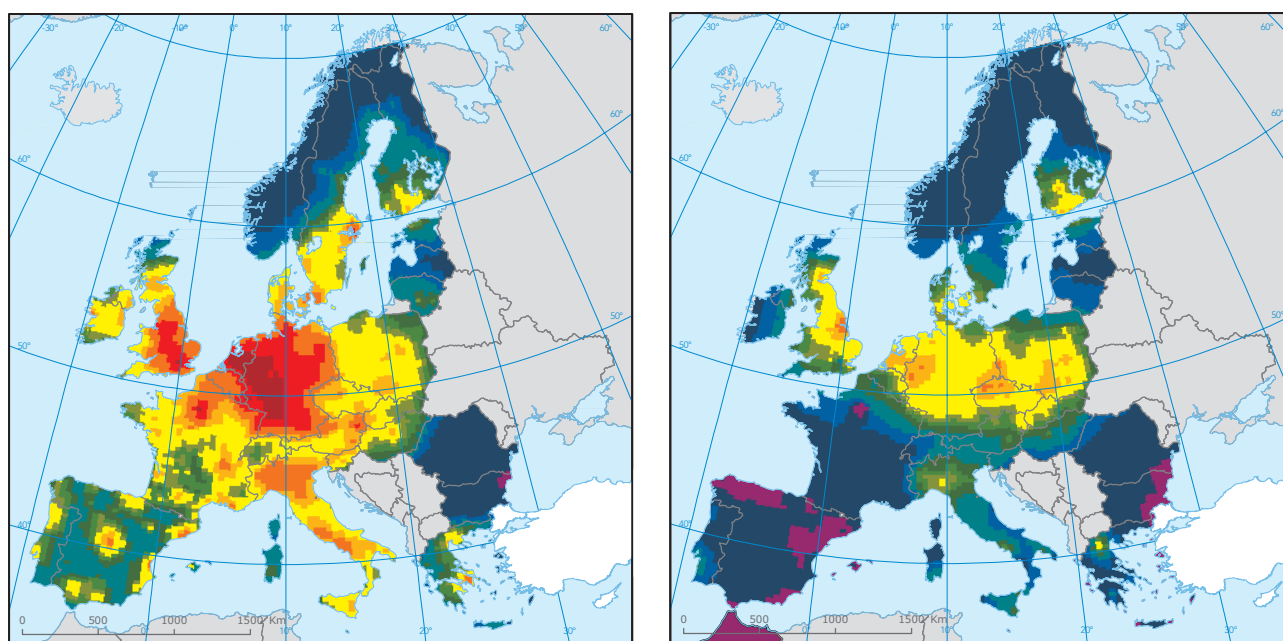
en seres humanos, con un aumento demostrado de la mortalidad por leucemia en caso de exposición prolongada.

Siendo un carcinógeno genotóxico y con los datos recientes que indican el potencial mutágeno *in vivo*, tiene una importancia clave determinar la duración de la exposición y la concentración en los estudios de exposición de los seres humanos a la hora de calcular el riesgo de desarrollar cáncer. La opinión de la OMS sobre el benceno coincide con el enfoque preventivo ampliamente aceptado de que no se puede determinar una exposición segura a los carcinógenos genotóxicos.

3.5.2 Concentraciones de benceno en Europa (2004) y distancia al objetivo

Las observaciones de 2004 se presentan en la figura 3.32 en relación con un total de 129 estaciones en 12 países. En promedio, el nivel de benceno fue inferior al 40% del VL. En 3 estaciones se midieron valores que superaban el valor límite: en una estación de Grecia (tráfico), una de Rumanía (urbana) y una de la

Figura 3.31 Disminuciones modelizadas de las concentraciones de NO_2 en virtud de la introducción de las normas sobre emisiones de vehículos en Europa (izquierda) y de la Directiva de grandes instalaciones de combustión (derecha)



Disminuciones modelizadas de las concentraciones de NO_2 en el año 2003 en virtud de las normas sobre emisiones de vehículos en Europa (izquierda) y de la Directiva de grandes instalaciones de combustión (derecha)

$\mu\text{g}/\text{m}^3$ -1 0 0,1 0,2 0,4 0,6 0,8 1 2 3 5 7 Sin datos Fuera del área de estudio

Nota: Las mejoras son valores positivos (disminución positiva de las concentraciones de NO_2).

Fuente: AEMA (CTE/ACC)/TNO.

República Checa (industrial). La figura 3.33 muestra la distancia que queda por recorrer para lograr el valor límite objetivo.

3.6 Otros compuestos: metales pesados, HAP y monóxido de carbono

Mensajes clave

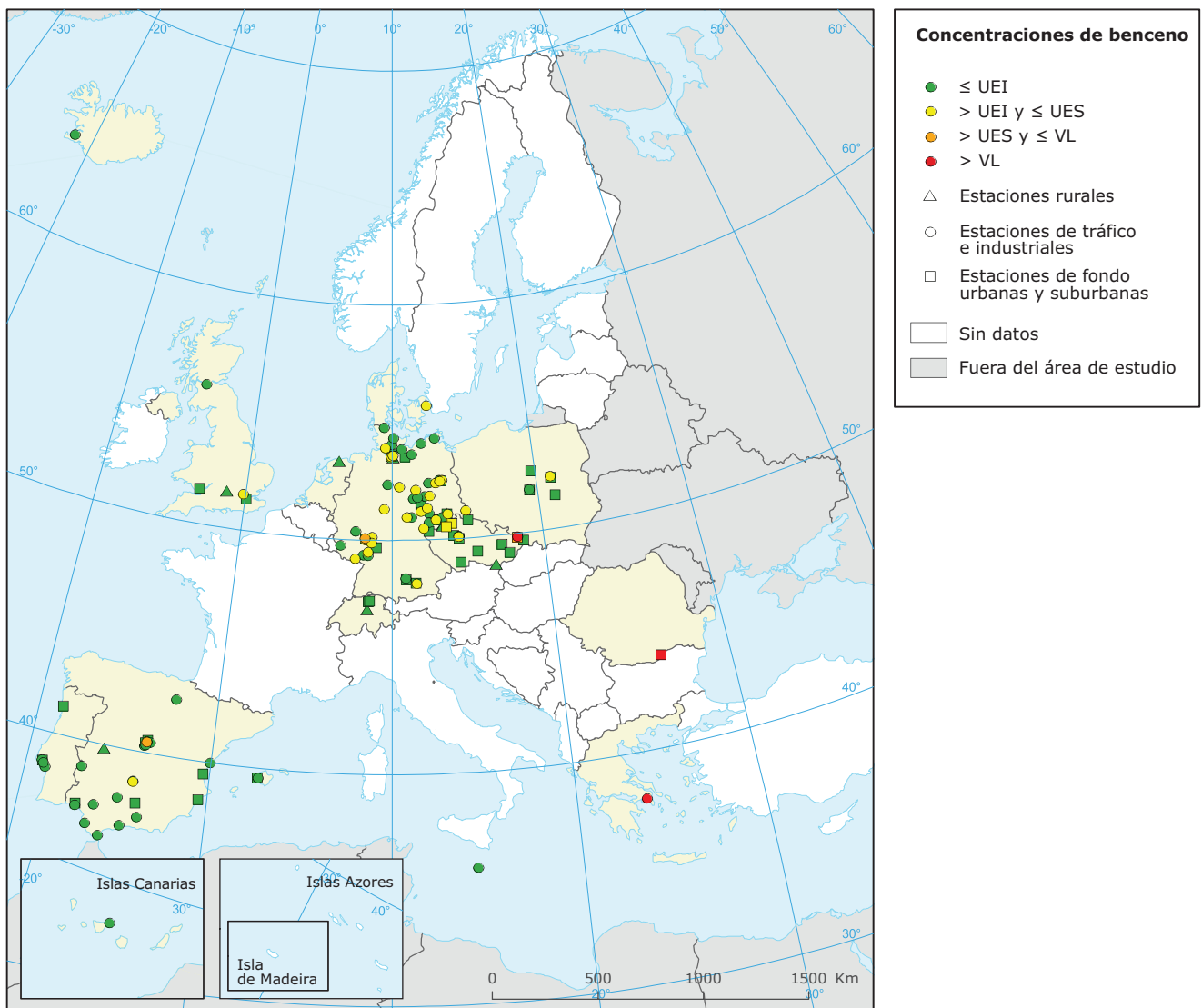
- Debido a la prohibición de la comercialización de gasolina con plomo (1999), el tráfico ya no es una fuente importante de emisión de plomo. Determinadas fuentes industriales aisladas se han convertido en los contaminantes principales. El monóxido de carbono ya no es un problema tan acuciante.

- El cadmio y el arsénico, que emiten principalmente el sector industrial y el de calefacción, tienen el potencial de superar las normas futuras tanto en zonas urbanas como en zonas rurales. Las concentraciones observadas son bastante superiores al fondo europeo.

3.6.1 Variaciones de las emisiones

Entre 1990 y 2004, las emisiones de plomo en la UE25 disminuyeron aproximadamente un 90%, lo que se debe sobre todo a la eliminación progresiva de la gasolina con plomo (figura 3.34). Las emisiones de cadmio han disminuido aproximadamente 50%, lo que se debe en gran medida a las mejoras de las tecnologías de eliminación para incineradoras y el refinado y la fundición de metales. Se cree que las emisiones de compuestos orgánicos también han

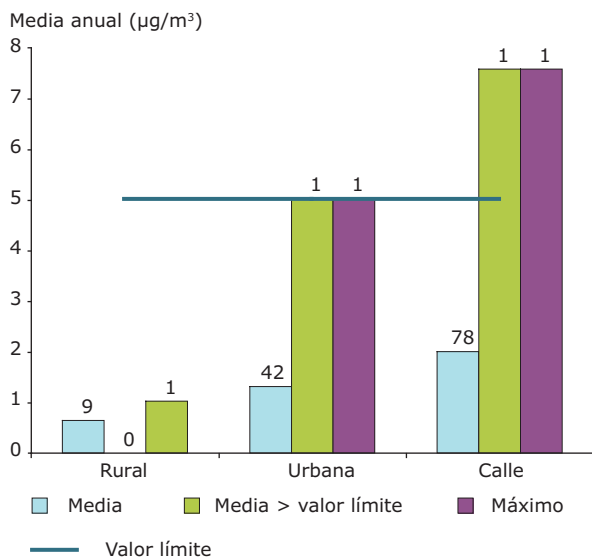
Figura 3.32 Concentraciones medias anuales de benceno en estaciones de Europa, 2004



Nota: UEI/UES: umbral de evaluación inferior/superior; VL/MT: valor límite/margen de tolerancia.

Fuente: AEMA (CTE/ACC).

Figura 3.33 Distancia al objetivo para el benceno en estaciones urbanas y de tráfico, 2004



Nota: «Media» se usa para todas las estaciones, «media > valor límite» es la media de estaciones que superan el valor límite, «máximo» es la estación con el valor más alto. Los números situados sobre las barras indican el número de estaciones de cada categoría. El valor límite futuro es de 5 µg/m³.

Fuente: AEMA (CTE/ACC).

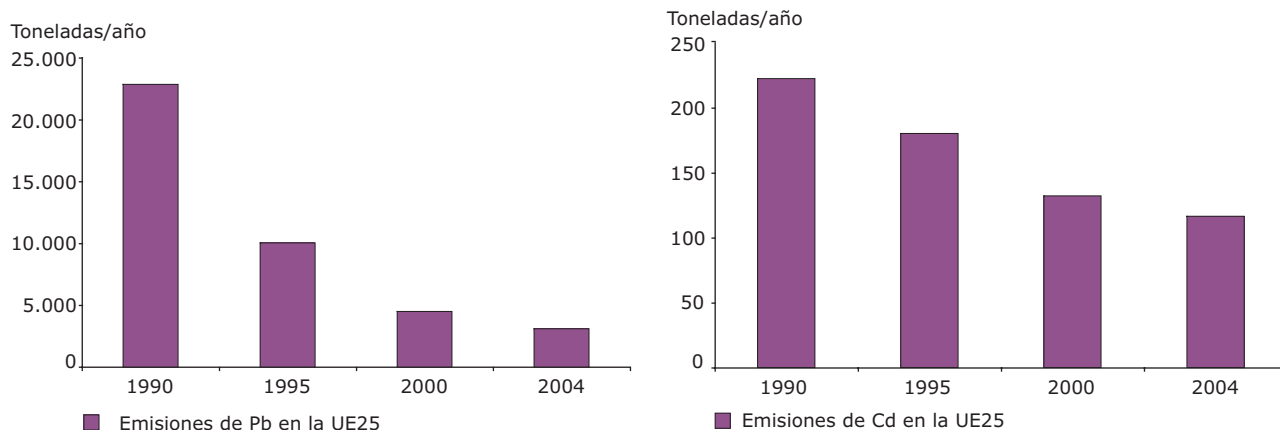
disminuido en la UE25 desde 1990, aunque no tanto las emisiones de B[a]P (tabla 3.2). La disminución de las emisiones que se produjo entre 1990 y 2000 en la UE15 se ha frenado, mientras que las emisiones de la UE10 han seguido aumentando a 200 toneladas por año (año 2000), antes de disminuir de forma drástica. No obstante, hay una mayor incertidumbre en torno a las emisiones de metales pesados y COP que, por ejemplo, las de los compuestos acidificantes.

3.6.2 Concentraciones en 2004

Plomo y monóxido de carbono: se han establecido valores límite para carbón y monóxido de carbono, que se aplican desde 2005. En la figura 3.35 se indica la distancia restante para cumplir plenamente los objetivos de calidad del aire. En ambos casos, el número de estaciones que remitieron datos y la cobertura geográfica son limitados. La situación, aunque sólo sea indicativa, sugiere que las emisiones del transporte por carretera han disminuido.

Después de la introducción de los carburantes sin aditivos de plomo, las concentraciones de plomo observadas en la atmósfera en 2004 estuvieron, en general, por debajo de los niveles objetivo. Aunque algunas estaciones urbanas superaron el valor objetivo,

Figura 3.34 Tendencias de las emisiones de plomo (Pb) y cadmio (Cd) en la UE25, 1990-2004



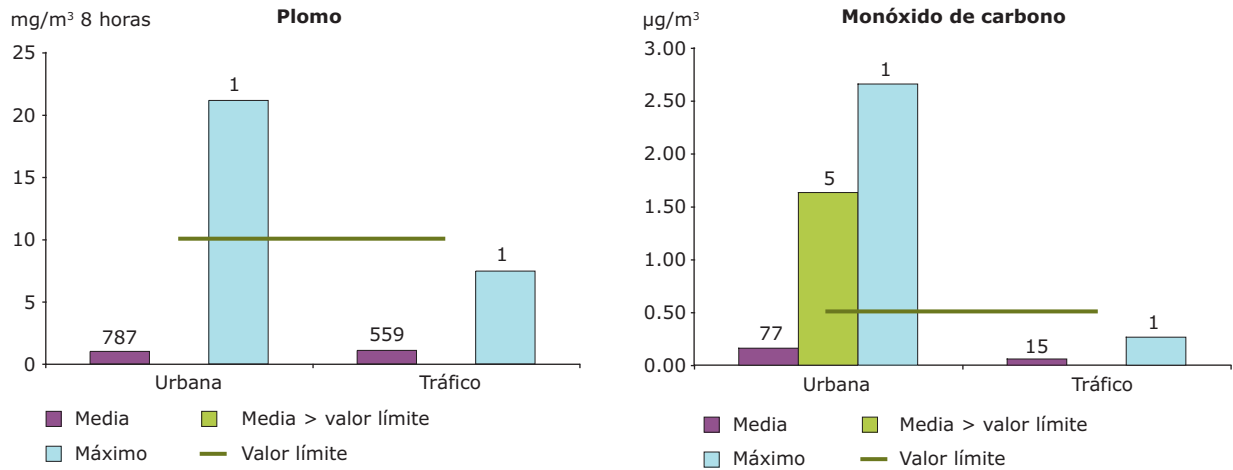
Fuente: EMEP.

Tabla 3.2 Emisiones de benzo(a)pirenos (BaP), toneladas/año

Región	1990	1995	2000	2004	Variación 1990-2004
UE15	227	179	159	158	- 29 %
UE10	122	135	103	91	- 25 %

Fuente: EMEP MSC-E (2007). <http://www.msceast.org>.

Figura 3.35 Tóxicos relacionados con el tráfico (2004): distancia al objetivo para el plomo y el monóxido de carbono en estaciones urbanas y de tráfico



Nota: El valor límite está representado por la línea gruesa, con las concentraciones observadas en forma de columnas. «Media» es el promedio de todas las estaciones, «media > valor límite» es la media de las estaciones que superan el valor límite, «máximo» es la estación con el valor más alto. Los números indican el número de estaciones de cada categoría.

Fuente: AEMA (CTE/ACC).

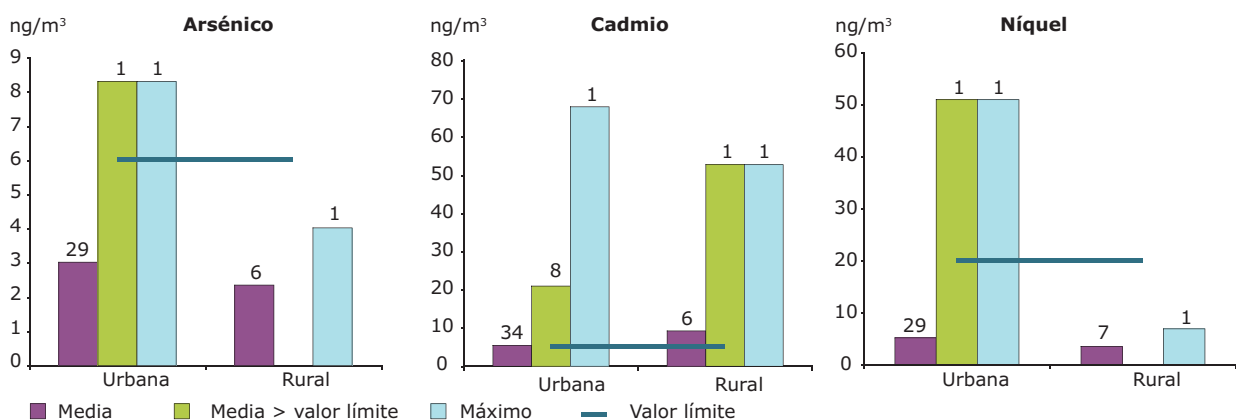
ninguna de ellas eran estaciones de vigilancia de tráfico, sino que estaban relacionadas con emisiones industriales. Todos los casos de superación del valor límite se registraron en Rumanía. Además, los países no están obligados a vigilar aquellas zonas en las que no se sospechan problemas. El efecto de ello se refleja en la disminución del número de estaciones de vigilancia de tráfico, 15 estaciones en 2004 frente a 59 estaciones de 2003 (en comparación con 77 estaciones en zonas urbanas en general). Las observaciones también indican que mientras el monóxido de carbono sigue siendo una importante fuente de emisión del tráfico por carretera, los criterios del impacto ya no se

superan en los emplazamientos con tráfico. A pesar de la amplia vigilancia, el único caso de superación del valor objetivo futuro se produjo en un emplazamiento urbano sin tráfico, lo que sugiere que el riesgo está limitado a muy pocas fuentes industriales.

Arsénico, cadmio y níquel: las fuentes de emisiones industriales y de calefacción son las principales fuentes de los otros tres productos tóxicos para los que se han acordado límites para 2013 (arsénico, cadmio y níquel).

En la figura 3.36, la «distancia al objetivo» se basa en los informes sobre datos nacionales de AirBase (hay

Figura 3.36 Distancia al objetivo (2004) para arsénico, cadmio y níquel en estaciones urbanas y rurales



Nota: «Media» es el promedio de todas las estaciones, «media > VL» es la media de las estaciones que superan el valor objetivo, «máximo» es la estación con el valor más alto. Los números indican el número de estaciones de cada categoría. Urbana incluye todas las estaciones urbanas, de tráfico o de otro tipo.

Fuente: AEMA (CTE/ACC).

que tener en cuenta que los países han comunicado a AirBase un volumen de datos muy limitado). Esto significa que las conclusiones en esta fase son meras indicaciones; un número muy reducido de estaciones significa que las medias globales pueden estar influidas de modo importante por valores anómalos.

Hay cuatro países que cuentan con observaciones de arsénico. Sólo una estación urbana de Eslovaquia superó en 2004 el valor objetivo acordado. En cambio, las observaciones medias urbanas y rurales se mantienen similares. Asimismo se espera ampliamente el cumplimiento de los objetivos futuros relativos al cadmio, pero esto no está claro según los datos de

AirBase, ya que algunas estaciones no han podido detectar de modo fiable concentraciones tan bajas como el valor objetivo previsto. La exclusión de estas estaciones hace que sólo una serie de estaciones en Rumanía superen la futura norma. Aunque las concentraciones rurales medias son superiores a la media urbana, esta situación está influenciada por las observaciones de un único emplazamiento. Se prevé que las observaciones medias rurales reales estén por debajo del valor límite. Las observaciones sobre el níquel muestran un patrón similar a las del arsénico: un único caso de superación extrema del valor objetivo en Bélgica, junto con concentraciones rurales/urbanas muy semejantes, inferiores al valor objetivo.

Recuadro 3.2 Estudio de caso: contaminación atmosférica en el Ártico

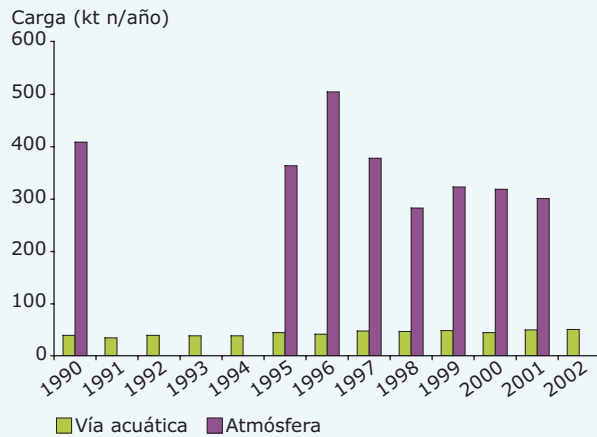
- La atmósfera es una ruta de transporte a larga distancia muy importante para contaminantes detectados en el Ártico.
- Las fuentes de emisión europeas y otras más distantes son las responsables de la mayor parte de la contaminación por metales y orgánica persistente en el Ártico.
- La exposición de los nativos a los contaminantes nocivos de origen atmosférico (por ejemplo, mercurio y PCB) es consecuencia de la bioacumulación y los hábitos alimenticios.

El norte de Europa constituye un puente entre las zonas densamente pobladas del centro y el sur de Europa y las zonas árticas poco pobladas. Desde una perspectiva ambiental, este puente incluye corrientes atmosféricas y oceánicas, así como sistemas fluviales que unen ambas regiones. La atmósfera es tal vez la ruta de transporte a larga distancia más importante para contaminantes detectados en el Ártico (véase la figura 3.37). Las pautas de circulación de los meses de invierno suponen un vínculo importante de las regiones industrializadas del hemisferio norte en Europa y Siberia. La contaminación emitida a la atmósfera en Europa puede llegar al Ártico en cuestión de días. La noche polar potencia el problema, ya que la ausencia de luz solar inhibe la degradación fotoquímica de algunos contaminantes. Los cristales de nieve que caen eliminan de forma eficaz los contaminantes y el deshielo primaveral libera estos contaminantes, con cargas contaminantes adicionales a través de los grandes ríos árticos. Mientras que la industria del Ártico y sus alrededores contribuye de forma notable a la contaminación (por ejemplo, de los altos hornos de la península de Kola y Norilsk en Siberia), hasta dos tercios de la contaminación atmosférica del Ártico asociada a algunos metales pesados y gases acidificantes se atribuyen a emisiones procedentes de Europa. El Programa de vigilancia y evaluación del Ártico (AMAP) ha puesto de manifiesto que la mayor parte de los COP proceden de fuentes lejanas; el Ártico parece ser un sumidero único para el mercurio. La exposición alimentaria actual a estos contaminantes supera las normas, lo que supone un riesgo para la salud humana.

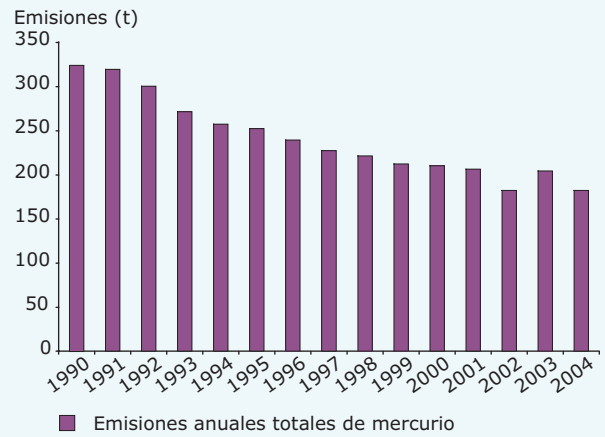
Entre 1990 y 2004 se produjo una reducción del 45% de las emisiones de mercurio en Europa (véase la figura 3.38). Las concentraciones atmosféricas observadas en el Ártico, que habían descendido y después se habían estabilizado en la mitad de la década de 1990, parecen haber aumentado de nuevo después de 2000. Este fenómeno también se observa en la deposición de mercurio procedente de precipitación (véase la figura 3.39). En otras palabras, la fuente de presión ambiental se ha transferido de Europa a otra parte del mundo.

Los inuits de Groenlandia y Canadá padecen una de las exposiciones más elevadas al mercurio del planeta a través de la alimentación. En todo el Ártico, una gran proporción de mujeres presenta concentraciones de mercurio en sangre que son notablemente superiores a los niveles establecidos por las autoridades competentes, como la EPA de Estados Unidos, Health Canada, CTE. Las mujeres embarazadas y los niños preocupan especialmente, ya que estos contaminantes son una amenaza para el desarrollo tanto del feto como de los niños. Estudios recientes en las islas Feroe sugieren que las disfunciones neuropsicológicas en niños, como los problemas de control fino de la motricidad, la concentración mental, el lenguaje, las capacidades visuales y espaciales y la memoria verbal, están asociadas a concentraciones elevadas de mercurio en sangre (AEMA, 2003).

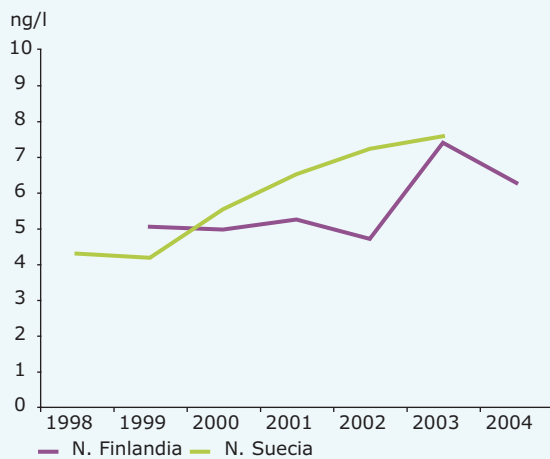
En general, las concentraciones de **metales pesados** no han variado mucho desde principios de la década de 1990. No se ha observado ninguna tendencia a la baja del arsénico, el cadmio y el plomo en las concentraciones atmosféricas observadas durante la década de 1990. Sin embargo, el níquel fue una excepción: mostró una disminución significativa de aproximadamente el 60% desde principios de la década de 1990. Esto probablemente se deba al control de las emisiones de fuentes industriales y las reducciones en la combustión de carbón.

Recuadro 3.2 Estudio de caso: contaminación atmosférica en el Ártico (cont.)**Figura 3.37 Comparación de las rutas de transporte del nitrógeno que llega a las aguas del Ártico en el Atlántico nordeste**

Fuente: OSPAR, 2005.

Figura 3.38 Emisiones de mercurio de AEMA-32 y los nuevos Estados independientes, 1990-2004

Fuente: EMEP

Figura 3.39 Concentraciones observadas de mercurio en precipitación en las regiones árticas de Finlandia y Suecia

Fuente: Red de vigilancia AMAP, NILU.

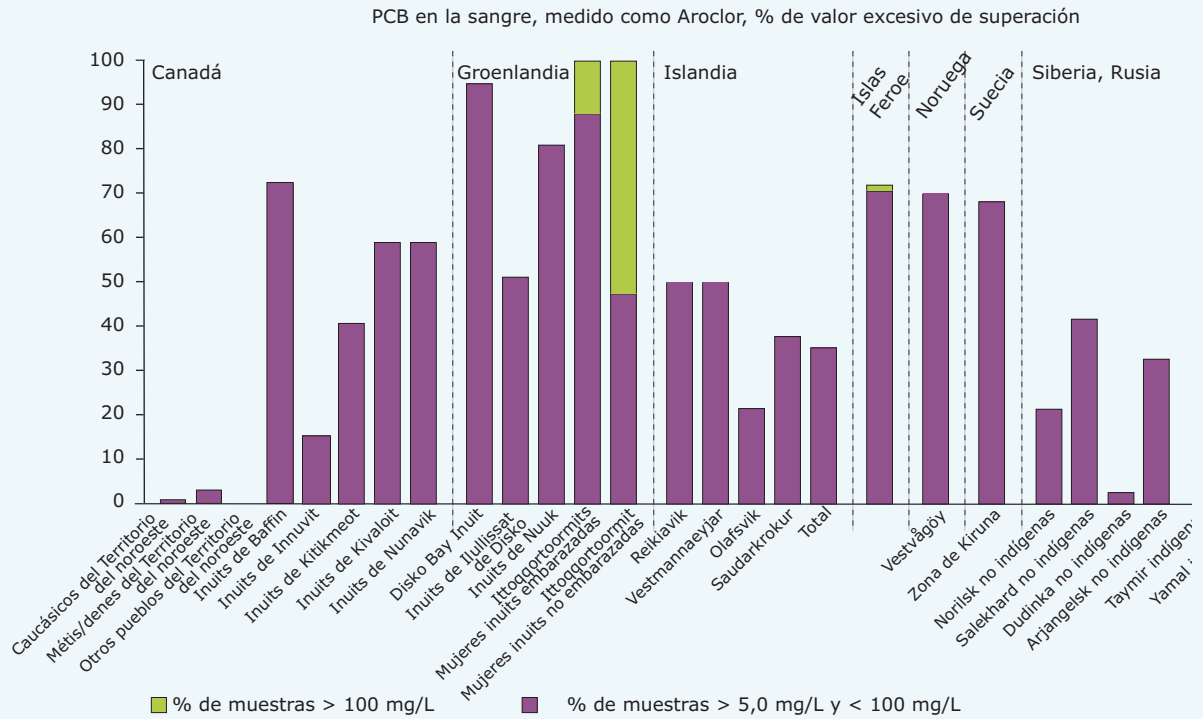
Entre los **COP** largamente estudiados o heredados se han observado tendencias a la baja de las concentraciones atmosféricas de pesticidas. Esto es destacable en relación con el lindano en las mediciones realizadas en Spitsbergen entre 1993 y 2004, un periodo que coincide con su eliminación progresiva en Europa (nota: Francia fue el último país en abandonar el uso de lindano en 1998). La situación es menos clara en lo que se refiere al DDT, prohibido en Europa y Norteamérica desde hace más de 30 años y cuyas concentraciones atmosféricas ya eran bajas a principios de la década de 1990. Los descensos adicionales anteriores a 2000 fueron importantes e incluso hubo cierto aumento hasta 2002. Las concentraciones más elevadas de lindano y DDT registradas en Islandia y Spitsbergen se producen en primavera y verano. El uso distante (por ejemplo, en la India y China) o el aprovechamiento de existencias acumuladas están entre los motivos posibles. En relación con el DDT, las vastas campañas de lucha contra la malaria en Asia y África son una fuente principal de emisión de esta sustancia. Las concentraciones superiores en los meses de invierno sugieren que la descomposición microbiana en condiciones más cálidas puede ser importante.

De forma parecida, no se observó una tendencia importante de los PCB en las concentraciones atmosféricas durante la década de 1990. Estos productos químicos industriales, que son muy persistentes en el Ártico, se prohibieron en Europa en la década de 1980, pero se siguen registrando en la atmósfera ártica. Se cree que es significativa la emisión a la atmósfera desde la superficie marina durante los meses de verano y a raíz de los grandes incendios forestales en Eurasia. La bioacumulación de PCB en los organismos (por ejemplo, las concentraciones halladas en zorros y osos polares y en aves marinas) son suficientemente elevadas para influir en el sistema inmunitario y la reproducción de estos animales. La merma de la reproducción no sólo tiene consecuencias para los individuos, sino también para poblaciones enteras. Los hábitos alimentarios significan que los niveles de PCB en sangre en seres humanos en las regiones árticas son muy elevados, como refleja la figura 3.40.

Los compuestos orgánicos persistentes «más nuevos» adquieren importancia. Están aumentando en el medio ambiente ártico contaminantes orgánicos de nuevo tipo, como los compuestos fluorados (por ejemplo, PFOS, sulfatos de perfluoroctano) y los piroretardantes bromados (por ejemplo, PBDE, polibromodifenil éteres) .

Recuadro 3.2 Estudio de caso: contaminación atmosférica en el Ártico (cont.)

Figura 3.40 Niveles de PCB en sangre en seres humanos observados en el Ártico



Nota: Niveles de PCB en sangre de mujeres en edad reproductiva. Porcentaje de muestras que superan los niveles para que actúe la sanidad pública.

Fuente: AEMA/AMAP.

4. Evaluación de la contaminación atmosférica en relación con los ecosistemas

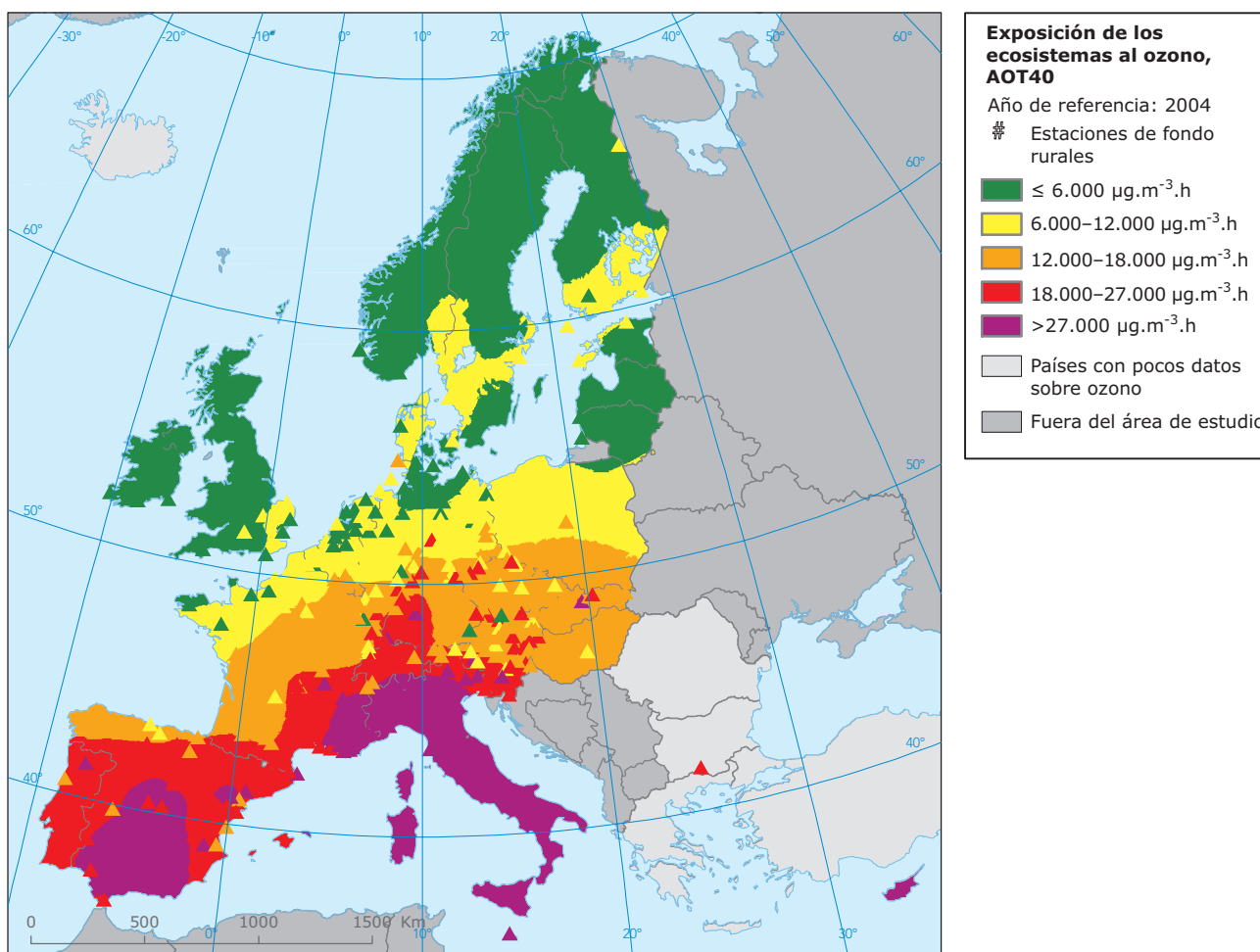
Mensajes clave

- Las emisiones acidificantes en Europa han disminuido sustancialmente desde 1990.
- En grandes zonas del noreste y el sureste de Europa se ha observado una clara disminución de la deposición ácida, que también ha disminuido en las regiones occidentales, aunque de forma más gradual.
- Dado que han disminuido las emisiones de azufre, el nitrógeno se ha convertido en el principal agente acidificante.

- Las concentraciones de ozono apenas han variado en los últimos años, a pesar del descenso de las emisiones de gases precursores. El equilibrio variable de contaminantes en la atmósfera no permite descomponer el ozono tan rápidamente como antes en algunos emplazamientos.

La exposición de la vegetación al ozono supera los criterios de protección en zonas muy extensas del centro y el sur de Europa.

Figura 4.1 Exposición de los ecosistemas al ozono según AOT40, 2004



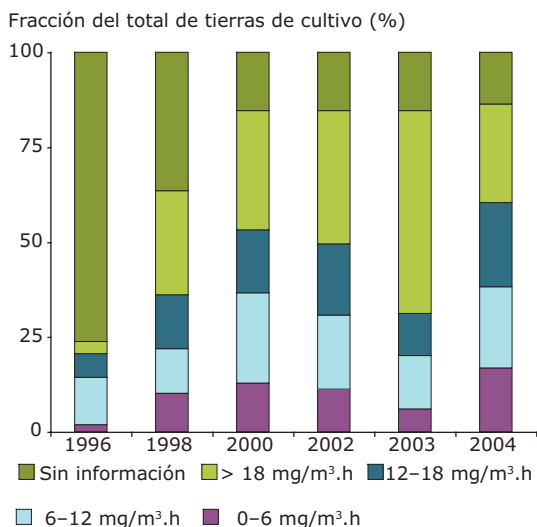
Fuente: AEMA (CTE/ACC).

4.1 Sinopsis

La deposición de compuestos de azufre y nitrógeno contribuyen a la acidificación de los suelos y las aguas superficiales, provocando la lixiviación de nutrientes de las plantas y daños en la flora y la fauna. La deposición de compuestos de nitrógeno también puede acrecentar el suministro de nutrientes hasta la eutrofización, alterando los ecosistemas naturales, estimulando la proliferación de algas en las aguas costeras e incrementando las concentraciones de nitrato en las aguas subterráneas. El ozono, que se genera químicamente en la atmósfera a partir de emisiones de nitrógeno y compuestos orgánicos volátiles, es un agente oxidante. La exposición de los ecosistemas y de los cultivos agrícolas al ozono causa lesiones visibles en las hojas y reduce las cosechas y la producción de semillas.

El riesgo de daños se evalúa comparando la deposición estimada de contaminantes atmosféricos acidificantes y eutrofizantes y la exposición al ozono troposférico con la capacidad estimada de cada localización para recibir estos contaminantes sin sufrir efectos nocivos. Esta capacidad o «carga crítica» se puede considerar el umbral de compuestos contaminantes atmosféricos que no debe superarse si se desea proteger los ecosistemas frente al riesgo de daños. De esta forma, el riesgo de daños se produce cuando la presencia de contaminantes supera la carga crítica estimada. En realidad, la superación de la carga crítica es una función compleja de la presencia de diversos contaminantes y de las características de los ecosistemas, el suelo y el agua.

Figura 4.2 Exposición de cultivos agrícolas al ozono en AEMA-32 en relación con los niveles objetivo



Fuente: AEMA (CTE/ACC).

Los enfoques adoptados por la Unión Europea y la CEPE para controlar la acidificación, la eutrofización y el ozono troposférico pretenden controlar las emisiones de contaminantes o precursores. Las emisiones de contaminantes acidificantes se producen principalmente por la combustión de carburantes (NO_x y SO_2) y la ganadería (NH_3). Estas fuentes suponen el 95% de las emisiones. La cuota de emisiones de fuentes de combustión en la UE15 descendió del 75% al 65% (1990-2004) mientras que la cuota de emisiones agrícolas aumentó. Los contaminantes eutrofizantes (NO_x y NH_3) y los precursores del ozono (NO_x y COV) emitidos por la agricultura y el transporte han tenido efectos adversos en la estructura y la función de los ecosistemas.

4.2 Ozono troposférico

Mensajes clave

- En la actualidad, amplias zonas de AEMA-32 superan los criterios de exposición para los bosques. Más de la mitad de la superficie agrícola supera los criterios de protección de cultivos, y las pérdidas totales de cultivos fueron, según estimaciones, de 3.000 millones de euros por año en 2000.
- Desde el años 2000, la exposición de los cultivos no se ha reducido. Asimismo, en una serie de zonas las concentraciones de ozono han aumentado en los últimos años. La causa hay que buscarla en la meteorología adversa y el equilibrio variable de contaminantes atmosféricos.
- Se espera que la aplicación de la legislación vigente reduzca las pérdidas actuales de producción aproximadamente en un 50% (a 1.500 millones de euros por año) en 2020. En vastas zonas del centro y del sur de Europa también se prevé que se sigan superando los criterios de protección de los bosques. Se prevé que durante al menos la próxima década la exposición de la vegetación al ozono se mantenga muy por encima de los objetivos a largo plazo.

4.2.1 Impacto del ozono

Para la vegetación en las condiciones europeas, la gran preocupación es la exposición acumulativa prolongada al ozono durante la temporada de crecimiento, y no la exposición ocasional. El parámetro común, AOT40 (horas acumuladas de ozono por encima de un umbral de 40 ppmm), tiene un periodo medio de 3 meses para los cultivos y 6 meses para los ecosistemas forestales y naturales. La CEPE especifica un nivel crítico de exposición sin efecto de 5 horas-ppm para los bosques. De acuerdo con los AOT40 modelizados para los bosques con respecto al año 2000, se calcula que el nivel crítico se superará en amplias zonas de

AEMA-32, especialmente en las partes meridionales y centrales (Amann *et al.*, 2004). Si se supone que las medidas de reducción de las emisiones establecidas por la legislación europea vigente son eficaces, las reducciones modelizadas de las emisiones para 2030 mejorarán la situación. No obstante, no eliminarán el riesgo de daños causados por el ozono. Se calcula que las pérdidas totales de cultivos debidas a la exposición al ozono en la UE25 en el año 2000 serán apenas inferiores a 3.000 millones de euros anuales, que se reducirán a casi la mitad en el año 2020 (CAFE, 2005).

4.2.2 Concentraciones observadas, 2004

Para determinar la influencia del ozono en los cultivos o los ecosistemas se requiere información de las estaciones de fondo rurales y no de zonas urbanas, donde la influencia local es relevante. En 2004 se comunicaron datos de 408 estaciones rurales; esta cifra aumentó con respecto a las 252 estaciones que había en 1997. El valor objetivo establecido en la Directiva relativa al ozono para la protección de los cultivos es de 18.000 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) horas (equivale a 9 horas-ppm) para 2010. El objetivo a largo plazo es lograr 6.000 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) horas (equivale a 3 horas-ppm).

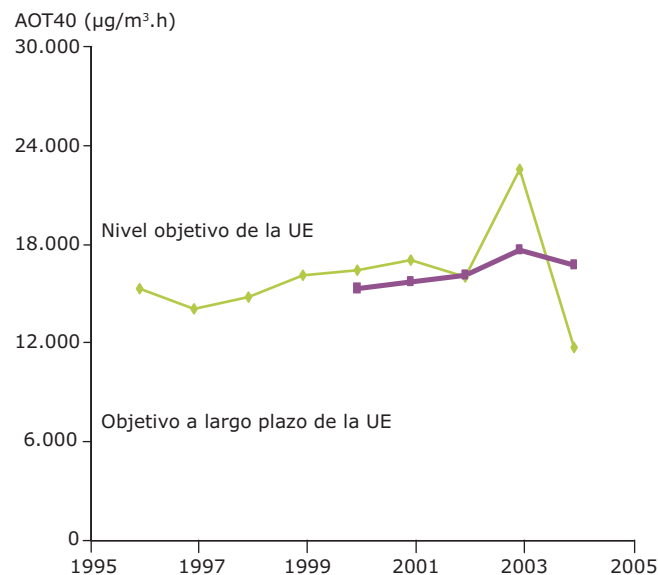
Aproximadamente el 26% de la superficie agrícola total de AEMA-32 de 2,05 millones de km^2 superó el valor objetivo en 2004 (figuras 4.1 y 4.2). Los casos de superación fueron evidentes en el sur, el centro y el este de Europa. El objetivo a largo plazo sólo se cumple actualmente en el 17% de la superficie agrícola total, principalmente en el Reino Unido, Irlanda y el norte de Escandinavia.

4.2.3 Tendencias de la exposición al ozono

Las concentraciones observadas reflejan un aumento de la exposición de los ecosistemas, aunque con variaciones significativas. Durante el periodo 1996-2004, la mayor parte de las 212 estaciones no registró una tendencia significativa (150 estaciones) y una cuarta parte de las estaciones mostraron una tendencia significativa al alza (54 estaciones) o a la baja (8 estaciones). La mayor parte de las estaciones están ubicadas en el noroeste de Europa (Austria, República Checa, Alemania, los Países Bajos y el Reino Unido) y unas pocas en la región mediterránea. De esta forma, las estaciones seleccionadas no son representativas del conjunto de Europa.

Se prevé que la exposición de la vegetación a concentraciones de ozono en la próxima década se mantenga bastante por encima del objetivo a largo plazo, a pesar de la reducción de las emisiones derivada de la legislación de la UE y los protocolos de la CEPE; se espera que la reducción de la distancia entre los niveles actuales de exposición y el objetivo a largo plazo sea sólo del 50% para 2010.

Figura 4.3 Variación anual en el valor AOT40 del ozono (mayo-julio)



Nota: Valores medios de todas las estaciones rurales que comunicaron datos durante los últimos seis años en el periodo 1996-2004. La línea gruesa refleja el valor medio de 5 años.

Fuente: AEMA (CTE/ACC).

4.2.4 Eficacia de las políticas

El control del ozono para la protección ecológica equivale al control para la protección de la salud. Las principales medidas adoptadas y su eficacia se han descrito en el apartado 3.2.5.

4.3 Acidificación

Mensajes clave

- Las emisiones acidificantes han disminuido notablemente en Europa, aunque en menor medida en el transporte y la agricultura, que ahora representan el 50% de las emisiones totales de acidificantes. Las emisiones de azufre se han reducido hasta el grado de que ahora el nitrógeno es el principal compuesto acidificante.
- Se ha producido una disminución clara de la deposición de sustancias acidificantes en las regiones del noreste y el sureste. Sin embargo, en Europa occidental las reducciones han sido mucho más limitadas.
- Mientras que la deposición de sustancias acidificantes es mayor en el centro y el sur de Europa, el mayor impacto en los ecosistemas causado por la deposición se sigue observando en las regiones del noroeste y el centro de Europa.

4.3.1 Impacto de la deposición ácida

Las cargas críticas de acidez de azufre y nitrógeno en un ecosistema se definen como: «la deposición más alta de compuestos acidificantes que no causen alteraciones químicas que den lugar a impactos nocivos a largo plazo en la estructura y la función de los ecosistemas» (Nilsson y Grennfelt, 1988).

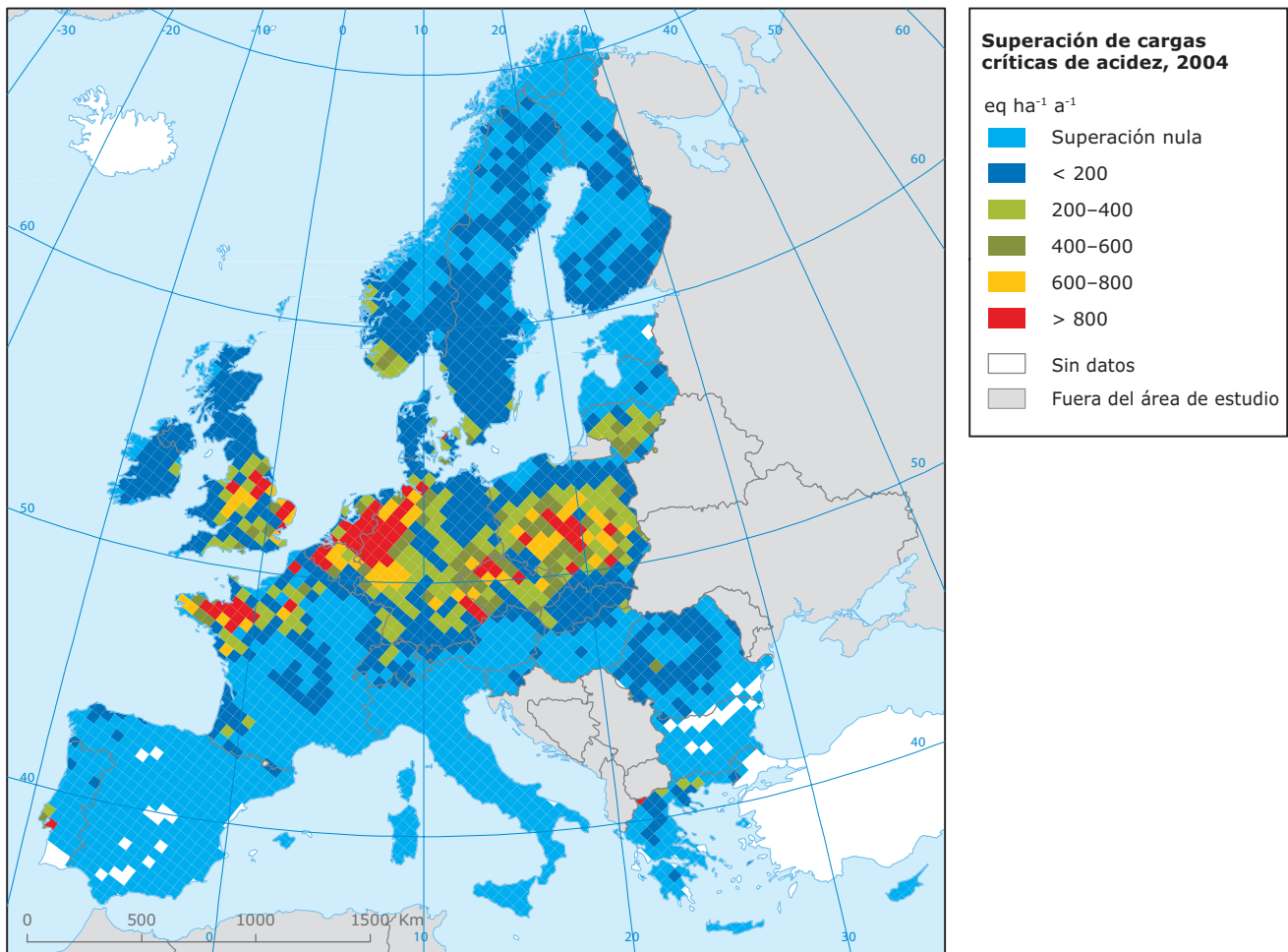
El patrón de acidificación a través de la contaminación atmosférica en Europa se aprecia en la figura 4.4. El problema de la superación de las cargas críticas de acidez sigue produciéndose sobre todo en el noroeste y el centro de Europa. En la UE25, la proporción de ecosistemas (semi)naturales expuestos

a deposición ácida superior a su carga crítica fue de aproximadamente un 15% en 2004⁽⁵⁾ (para más información sobre el mapa de cargas críticas, véase ICP M&M, 2004). Hay que tener en cuenta que la variabilidad interanual de la deposición ácida puede ser de un quinto.

4.3.2 Comparación con las variaciones de las emisiones y distancia al objetivo

Se ha informado de que las emisiones de la UE10 han disminuido drásticamente, lo que parece corresponderse con las reducciones de las deposiciones en la región báltica.

Figura 4.4 Superación de cargas críticas de acidez, datos de deposiciones de EMEP 2004



Nota: Este mapa muestra zonas de Europa en las que los ecosistemas están expuestos a cargas atmosféricas de acidez (azufre y compuestos de nitrógeno) superiores a la carga crítica de los ecosistemas más sensibles en cada celda de 50 x 50.

Fuente: CCE.

⁽⁵⁾ El término «superación» se refiere aquí a la «superación media acumulada» (SMA) de cargas críticas expresada como porcentaje (%) de la extensión del ecosistema que no está protegido de la acidificación. La SMA es el promedio ponderado de superaciones acumuladas en todos los puntos del ecosistema dentro de la celda de una cuadrícula para la que se han comunicado datos sobre cargas críticas al Centro de Coordinación de Efectos del EMEP. La SMA no sólo se refiere a la superación del ecosistema más sensible

La disminución de las emisiones de los países candidatos de los Balcanes parece conforme con los cambios observados de la deposición húmeda de la región. No obstante, en las regiones occidentales de Europa los descensos de la deposición acidificante son poco apreciables, a pesar del hecho de que las emisiones de azufre han disminuido drásticamente en todas las zonas. La explicación estriba en la diferencia entre tendencias de emisión de nitrógeno. Mientras que las emisiones de nitrógeno se han reducido en la UE10 (aunque en menor cuantía que el azufre), la disminución de las emisiones en la UE15 ha sido menor. El nitrógeno ha adquirido una importancia relativamente mayor como agente acidificante en muchas zonas occidentales debido a la reducción del azufre en la mayor parte de las instalaciones de combustión industriales.

En la UE10 y PA2+PC2 (con la excepción de Turquía), los objetivos de las emisiones ácidas ya se han cumplido (figura 4.5). Los NEI se hallan en un nivel similar de reducción. La UE15 también ha avanzado hacia el objetivo de la Directiva 2001/81 relativo a la acidificación para 2010, pero todavía es necesario seguir avanzando. Las principales contribuciones a la reducción de las emisiones hasta la fecha proceden de Alemania (42% de la reducción total de la UE15) y el Reino Unido (26% de la reducción total de la UE15). Finlandia, Dinamarca, Luxemburgo, Italia, Bélgica y los Países Bajos también han logrado avanzar hacia sus objetivos.

4.4 Eutrofización

Mensajes clave

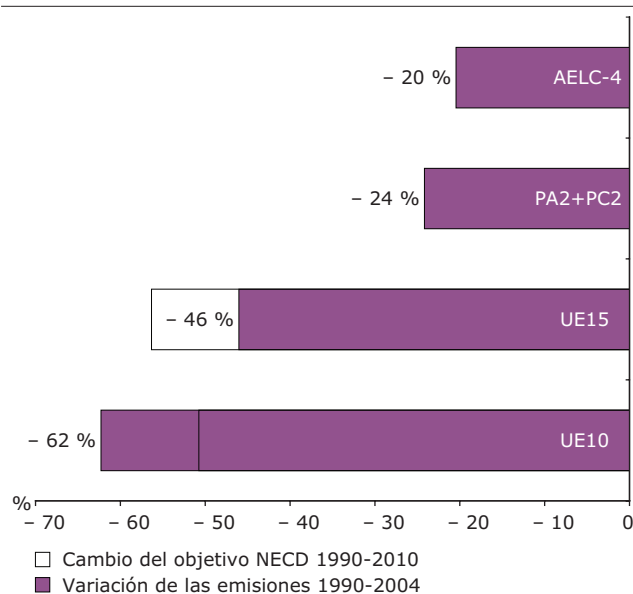
- En la UE25, en 2004 la proporción de las superficies de ecosistemas (semi)naturales expuestas a deposiciones de nitrógeno nutriente superiores a su carga crítica era de aproximadamente el 47% .
- La disminución de la deposición eutrofizante de contaminantes atmosféricos ha sido mínima desde 1990. En buena parte de Europa las disminuciones han sido inferiores al 20%. Esto equivale, a grandes rasgos, a las variaciones estimadas de las emisiones de nitrógeno.

4.4.1 Impacto de las deposiciones eutrofizantes

Por carga crítica de nitrógeno nutriente se entiende «la deposición más alta de nitrógeno en forma de NO_x y/o NH_y por debajo de la cual no se producen impactos nocivos en la estructura y la función del ecosistema de acuerdo con los conocimientos actuales» (ICP M&M, 2004).

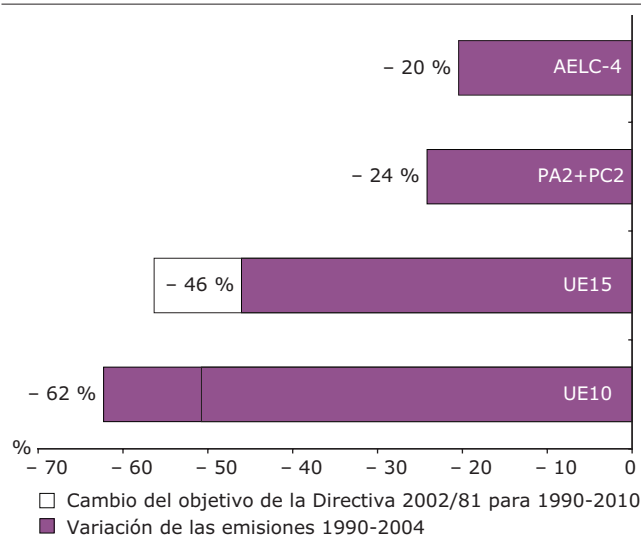
El exceso de nitrógeno, de forma que la calidad del nutriente fertilizante quede neutralizada por

Figura 4.5 Cambios porcentuales de las emisiones de sustancias acidificantes (SO_2 , NO_x y NH_3) durante el periodo de 1990 a 2004 y comparación con los objetivos de la Directiva 2001/81 sobre techos



Fuente: AEMA (CTE/ACC).

Figura 4.6 Cambios porcentuales de las emisiones de nitrógeno eutrofizante desde 1990

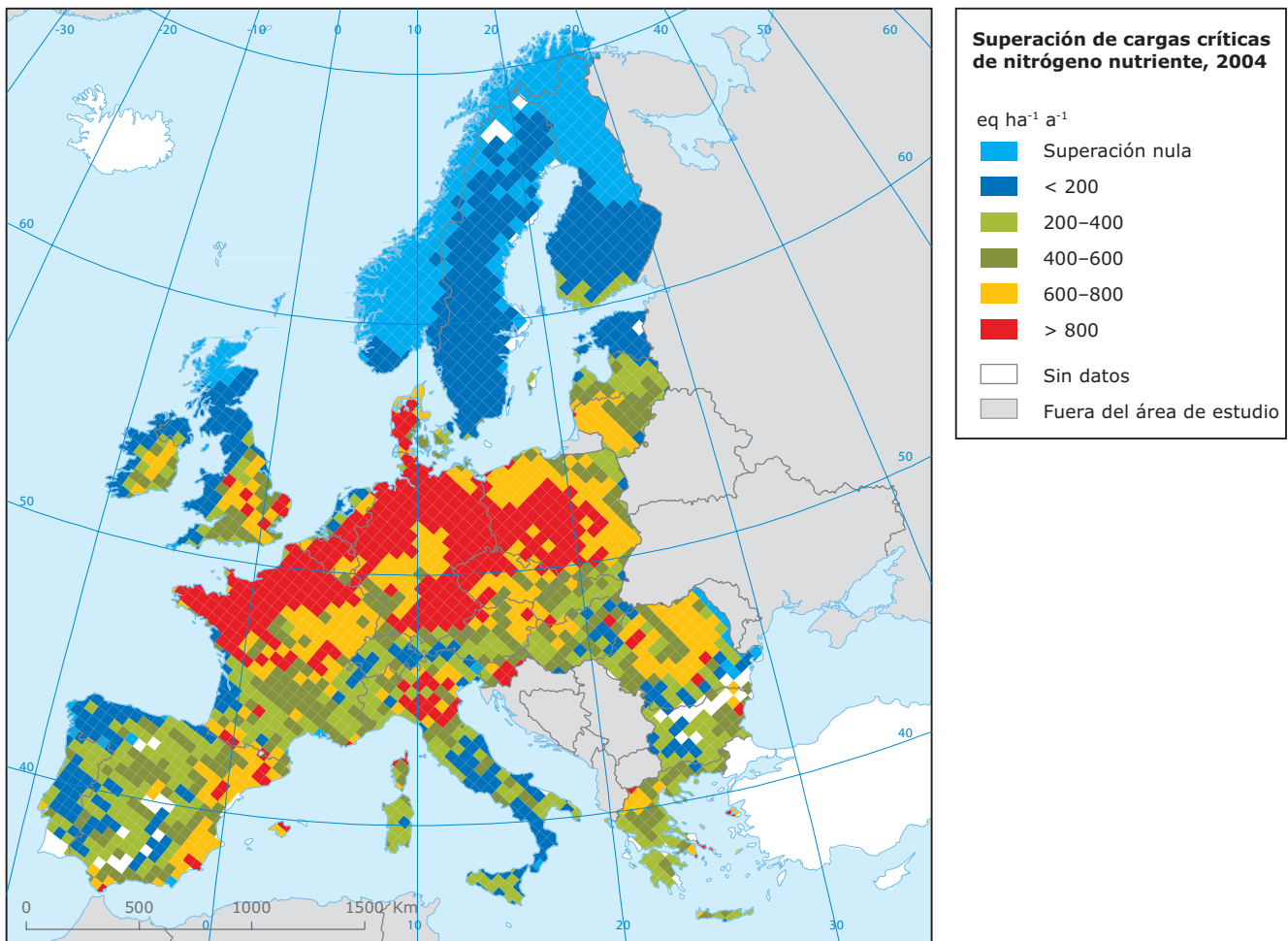


Fuente: AEMA (CTE/ACC).

la alteración ecológica resultante y la pérdida de biodiversidad, se muestra en la figura 4.7. El patrón de la superación de cargas críticas que causa eutrofización muestra que se produce sobre todo en el noroeste de Europa continental.

En la UE25, la proporción de las superficies de ecosistemas (semi)naturales expuestas a la deposición

Figura 4.7 Superación de cargas críticas de nitrógeno nutriente, datos de la deposición de $\text{NO}_3\text{-N}$ y $\text{NH}_4\text{-N}$ de EMEP 2004



Nota: Este mapa muestra las zonas de Europa en las que los ecosistemas están expuestos a cargas atmosféricas de nitrógeno ($\text{NO}_3\text{-N}$ y $\text{NH}_4\text{-N}$) superiores a la carga crítica de los ecosistemas más sensibles en cada celda de 50 x 50.

Fuente: CCE.

de nitrógeno nutriente superior a su carga crítica era de aproximadamente el 47% en 2004⁽⁶⁾.

4.4.2 Comparación con las variaciones de las emisiones

Durante el periodo de 1996 a 2004, en los países de la UE, NEI y AELC se dieron reducciones del 25 al 20% de las emisiones de nitrógeno, mientras que en los países candidatos a la adhesión éstas se quedaron en un 12% (figura 4.6).

Una explicación puede ser que el nitrógeno tiene una vida atmosférica relativamente larga y puede ser transportado a larga distancia. Fuentes tan distantes como América del Norte todavía contribuyen significativamente a la deposición.

⁽⁶⁾ El término «superación» se refiere aquí a la «superación media acumulada» (SMA) de cargas críticas expresada como porcentaje (%) de la extensión del ecosistema que no está protegido de la eutrofización. La SMA es el promedio ponderado de superaciones acumuladas en todos los puntos del ecosistema dentro de la celda de una cuadrícula para la que se han comunicado datos sobre cargas críticas al Centro de Coordinación de Efectos del EMEP. La SMA no sólo se refiere a la superación del ecosistema más sensible.

Recuadro 4.1 Estudio de caso: contaminación atmosférica de los mares

- La escala de deposición atmosférica de contaminantes en zonas marinas suele ser igual o superior a la provisión de contaminantes a través de los ríos.
- Las deposiciones de nitrógeno en zonas marinas no muestran una tendencia clara. Sin embargo, aunque los aportes de los ríos han disminuido, la proporción procedente de la atmósfera ha aumentado en los últimos años.
- La deposición de metales pesados en el mar del Norte ha descendido en la medida que han disminuido las emisiones en Europa.
- Con respecto a algunos compuestos orgánicos, como los pesticidas (lindano), la atmósfera es la principal ruta de suministro. A pesar de las prohibiciones de su fabricación y uso en Europa, hay pruebas de que continúa la deposición.

Por su naturaleza, las zonas costeras son la interfaz y el lugar de intercambio entre los entornos terrestre, marino y atmosférico. Su importancia en Europa refleja una geografía caracterizada por mares cerrados y semicerrados. Al estar densamente poblada por sociedades tanto económica como culturalmente diferentes, los entornos costeros y marinos de Europa están sujetos a notables presiones motrices antropogénicas, de las que las descargas de contaminantes son un ejemplo.

La deposición atmosférica, a menudo infravalorada en comparación con las fuentes fluviales, puede ser en ocasiones la fuente de contaminantes. Es más, dado que el transporte atmosférico puede tener un alcance regional y hemisférico, la dimensión geográfica de las regiones de origen de los contaminantes que se depositan en la superficie de los mares europeos puede ser mucho más amplia que el ámbito de gestión de la cuenca de drenaje habitual.

No obstante, para muchas zonas apenas existe información sobre los aportes de contaminantes de la atmósfera; en el mejor de los casos, sólo podemos calcular tendencias generales. Este recuadro se centra en las regiones que cuentan con programas de observación para indicar la escala de la deposición de contaminantes y la eficacia anticipada de las medidas de reducción de contaminantes atmosféricos en las costas y los mares regionales de Europa.

Magnitud de los aportes atmosféricos

Para el nitrógeno, las agencias intergubernamentales han calculado hace tiempo que la atmósfera emite el 30-40% de todos los aportes antropogénicos a los mares regionales de Europa (tabla 4.1). Se cree que esta proporción ha aumentado desde mediados de la década de 1980. Mientras que los aportes de nitrógeno de los ríos y los descargados directamente al mar del Norte han disminuido aproximadamente un 30%, los aportes atmosféricos han permanecido estables (OSPAR, 2000). En el caso de las zonas marinas alejadas de la costa, la contribución atmosférica es superior. En 2000 se calculó que la atmósfera aporta casi seis veces más nitrógeno a las aguas árticas que los ríos (véase la figura A.1, recuadro «Contaminación atmosférica en el Ártico»).

También dominan los aportes atmosféricos de otros contaminantes. Por ejemplo, la atmósfera suministra hasta el 85% del lindano detectado en el conjunto del mar Báltico (Breivik y Wania, 2002; tabla 4.2). El mercurio es otro contaminante cuya ruta de emisión predominante es la atmósfera.

En las zonas mineras, los ríos han sido la principal fuente de la contaminación marina local, hasta el punto de que los nombres de los ríos reflejan este problema, como por ejemplo el río Tinto en España y el río Rojo en Cornualles (Reino Unido). Sin embargo, esta afirmación puede haber sido exagerada. Por ejemplo, la tabla 4.3 refleja las cantidades de metales procedentes del río Tinto y de la atmósfera que llegan al Mediterráneo occidental, y demuestra que la atmósfera puede tener una importancia similar a la de los ríos incluso en zonas de minería intensiva.

Tabla 4.1 Cálculos de OSPAR y HELCOM acerca de la proporción de aportes de nitrógeno al mar del Norte/Atlántico noreste y el Báltico a través del transporte atmosférico

Zona marina	Contaminante	Proporción atmosférica del total
Mar del Norte (a)	Nitrógeno reducido	32%
	Nitrógeno oxidado	37%
Mar Báltico (b)	Nitrógeno total	31%

Fuente: a) OSPAR, 2000, b) HELCOM, 1996.

Recuadro 4.1 Estudio de caso: contaminación atmosférica de los mares (cont.)**Tabla 4.2 Importancia relativa (%) de los ríos y la atmósfera en los aportes de lindano en varias partes del mar Báltico**

	Deposición atmosférica	Aporte fluvial
Golfo de Finlandia	68	32
Golfo de Riga	52	48
Báltico estricto	88	12
Skagerrak	91	9
Mar Báltico en su conjunto	85	15

Fuente: Breivik y Wania, 2002.

Tabla 4.3 Flujos de contaminantes al Mediterráneo occidental, toneladas/año

	Cu	Zn	Cd	As
Río Tinto y otros ríos	2.230	6.430	103	6.500
Atmósfera	600–1.200	3.200–5.100	35–60	

Fuente: Elbaz-Poulichet *et al.*, 2001.

¿Disminuyen las deposiciones de contaminantes en los mares?

Se han establecido varias estrategias para la protección del medio ambiente marino. El objetivo de la Estrategia marina europea (CE, 2002) es «...reducir... las emisiones y las pérdidas... del medio ambiente marino...». En algunos casos se han fijado objetivos. Para el mar Báltico, HELCOM ha acordado un objetivo de reducción del 50% para los aportes de nitrógeno. Una cuestión clave es si se están aplicando estas políticas.

La figura 4.8 muestra la deposición estimada de nitrógeno en el mar del Norte durante los pasados 15+ años. Parece que los cambios han sido nimios. De forma parecida, los cálculos por ordenador de zonas alejadas de puntos de observación han demostrado cambios muy limitados desde la mitad de la década de 1990. Un motivo podría ser que el transporte atmosférico del nitrógeno (incluido el transporte hemisférico) es demasiado elevado para que las emisiones europeas predominen absolutamente en la deposición de nitrógeno en el mar. Las incertidumbres en torno a los inventarios de emisiones podrían ser otro factor (por ejemplo, las incertidumbres de las emisiones de fuentes difusas en el sector agrícola).

En el caso de los contaminantes metálicos se observa igualmente una situación incierta. Mientras que las emisiones han disminuido, los cambios de la deposición de metales pesados en el mar del Norte han variado (figura 4.9). Una de las razones podría ser la falta de representatividad de los puntos de vigilancia, por ejemplo a raíz de una selección desafortunada de las estaciones. Se ha producido un descenso claro del plomo, en consonancia con la eliminación del plomo de la gasolina, mientras que los cambios observados con respecto a los demás metales no suelen ser importantes. En el caso de la mayor parte de los metales, como el cadmio, el cobre, etc., el cambio es mínimo o inapreciable. En cuanto al zinc, las deposiciones han aumentado (figura 4.9).

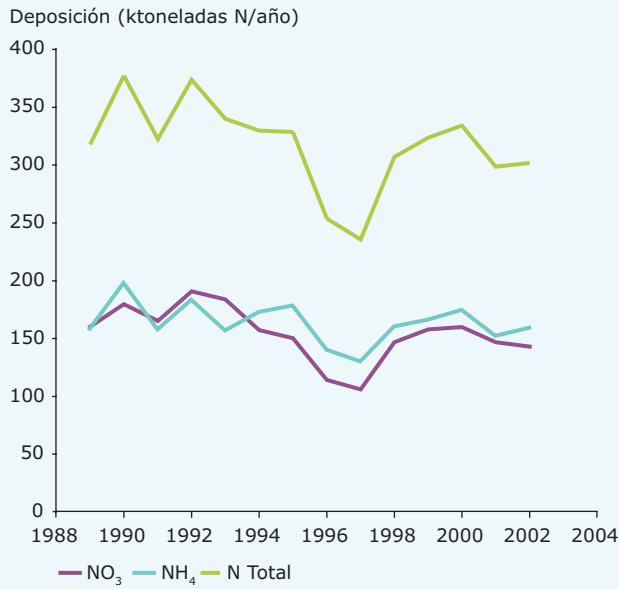
La situación también es incierta en el caso de algunos contaminantes orgánicos sometidos a control. En el caso del lindano, se ha demostrado la utilidad de la red de observación alrededor del mar del Norte. Tratándose de un contaminante atmosférico primario que está prohibido en toda Europa desde finales de la década de 1990, se observa un máximo de deposiciones alrededor de la costa meridional del mar del Norte cada primavera (figura 4.10). Esto se explica en parte por la contribución de fuentes muy lejanas (por ejemplo, desde Asia), pero la magnitud del valor máximo revela la continuidad del uso local a pesar de la prohibición. El hecho de que con el paso del tiempo esté disminuyendo sugiere un posible agotamiento de las existencias.

Resumen

Se ha observado que la atmósfera es una ruta importante para una serie de contaminantes depositados en el medio ambiente marino de Europa. Esto se aplica a los nutrientes, los metales y los compuestos orgánicos. En algunas regiones, como el mar del Norte y el mar Báltico, los programas establecidos de vigilancia y modelización ayudan a revelar el grado del suministro de contaminantes atmosféricos. En estas regiones, la reducción de la deposición no ha sido necesariamente tan elevada como era de esperar. En otras regiones no existe una vigilancia frecuente, y los patrones de aporte de los contaminantes sólo se pueden extrapolar de otros lugares.

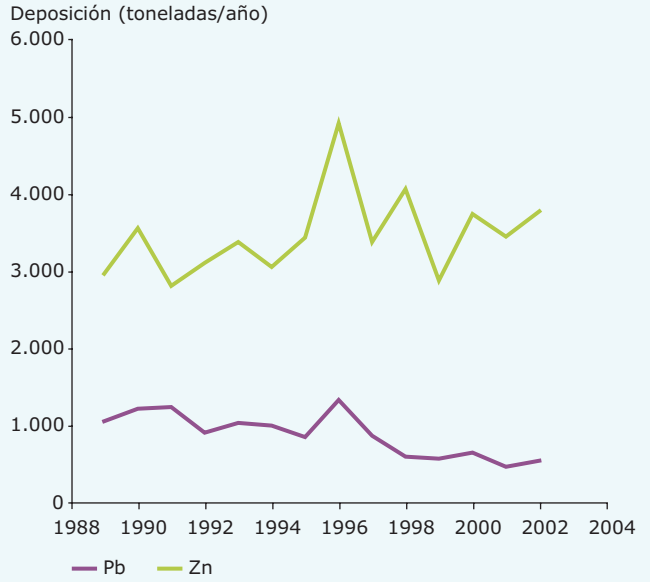
Recuadro 4.1 Estudio de caso: contaminación atmosférica de los mares (cont.)

Figura 4.8 Depositiones de nitrógeno observadas en el mar del Norte



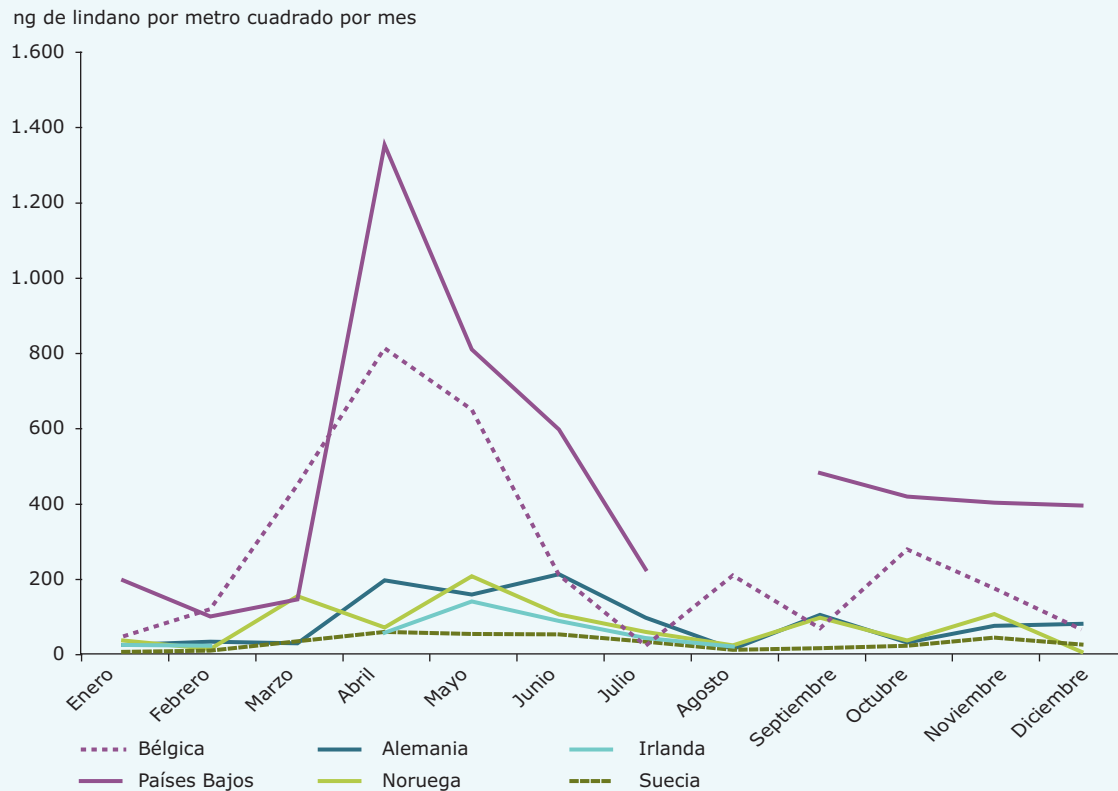
Fuente: OSPAR, 2005.

Figura 4.9 Depositiones de plomo y zinc observadas en el mar del Norte



Fuente: OSPAR, 2005..

Figura 4.10 Depositione costera singular observada de lindano, 2003



Fuente: OSPAR, 2005.

4.5 Efectividad de las medidas políticas para reducir la acidificación y la eutrofización causada por la contaminación atmosférica

4.5.1 Reducción de las emisiones

Las emisiones de contaminantes acidificantes en la UE25 disminuyeron alrededor de 0,6 millones de toneladas equivalentes de acidificantes entre 1990 y 2004.

Se pueden extraer las siguientes conclusiones:

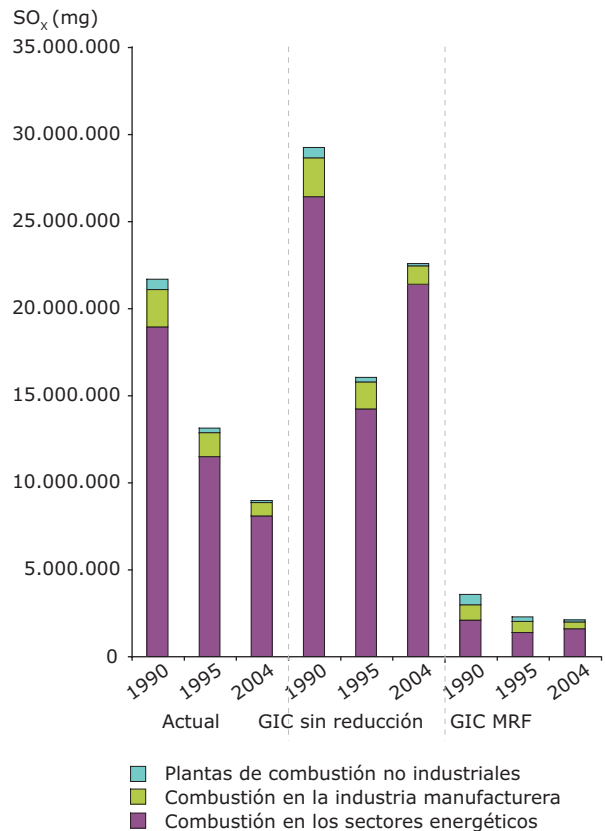
- El crecimiento de población podría haber comportado un aumento de 0,05 millones de toneladas equivalentes de acidificantes, si la emisión *per cápita* no hubiese variado entre 1990 y 2004.
- El crecimiento económico podría haber causado un aumento adicional de las emisiones de alrededor de 0,3 millones de toneladas.
- El consumo de carburantes no ha aumentado tanto como la actividad económica, lo que ha resultado en una reducción de emisiones de casi 0,3 millones de toneladas.
- El uso de carburantes más ligeros ha originado una disminución adicional de casi 0,1 millón de toneladas.
- Las medidas específicas de reducción de contaminantes rebajaron aún más las emisiones:
 - de SO_x en 0,5 millones de toneladas;
 - de NO_x en 0,1 millón de toneladas.

Una medida política comunitaria importante para reducir los efectos de la acidificación es la Directiva de grandes instalaciones de combustión (GIC). La principal consecuencia de la Directiva GIC ha sido la reducción de las emisiones de SO_2 de las industrias energéticas, por ejemplo las centrales eléctricas y las refinerías (figura 4.11).

En la figura 4.11 se puede observar lo siguiente:

- Si no se hubiesen aplicado medidas de reducción en las grandes instalaciones de combustión («GIC sin reducción»), las emisiones de las grandes instalaciones de combustión habrían aumentado casi 22 Tm en 2004.

Figura 4.11 Efecto estimado (en la UE25) de la introducción de la Directiva de grandes instalaciones de combustión en la emisión de SO_2



Fuente: AEMA/IIASA (modelo RAINS).

- Dado que una parte de las grandes instalaciones de combustión ya cumple la Directiva GIC, las emisiones en 1990 habrían sido casi 8 Tm superiores a las reales («Situación actual»).
- Las estimaciones calculadas por el modelo RAINS han demostrado que si la tecnología de reducción más restrictiva (reducción de GIC más factible) se hubiese aplicado desde 1990, las emisiones de las grandes instalaciones de combustión en el año 2004 podrían haber sido cuatro veces menores que las emisiones reales.

Abreviaturas

2001/81	Directiva de techos nacionales de emisión (NECD)
AELC	Asociación Europea de Libre Comercio
AELC-4	Islandia, Liechtenstein, Noruega y Suiza
AEMA	Agencia Europea de Medio Ambiente
AEMA-32	32 países miembros de la AEMA (UE15 + UE10 + AELCA4 + Rumanía, Bulgaria y Turquía)
AOT40	Ozono acumulado por encima de un umbral de 40 ppmm
AQDD	Directivas de desarrollo de calidad del aire (<i>Air quality daughter Directive</i>)
AQFD	Directiva marco de calidad del aire (<i>Air quality framework Directive</i>)
BeNeLux	Bélgica, Luxemburgo y los Países Bajos
CAFE	Aire puro para Europa
CEPE	Comisión Económica para Europa de las Naciones Unidas
CH ₄	Metano
CLRTAP	Convenio sobre contaminación atmosférica transfronteriza a larga distancia
CO	Monóxido de carbono
COP	Contaminantes orgánicos persistentes
COV	Compuestos orgánicos volátiles
COVNM	Compuestos orgánicos volátiles no metánicos
EMEP	Programa de Cooperación para la Vigilancia Continua y la Evaluación del Transporte a Larga Distancia de Contaminantes Atmosféricos en Europa (Programa europeo de vigilancia y evaluación)
EoI	Decisión sobre intercambio de información (<i>Exchange of information decision</i>)
UE10	Los 10 países que entraron en la UE en 2004
UE15	Los 15 Estados miembros de la UE antes de 2004
UE2	Bulgaria y Rumanía
UE25	Los Estados miembros de la UE antes de 2007
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación
HAP	Hidrocarburos aromáticos policíclicos
IPCC	Grupo intergubernamental sobre el cambio climático
GIC	Grandes instalaciones de combustión
LPG	Gas de petróleo licuado
MRF	Máxima reducción factible
NEI	Nuevos estados independientes
NH ₃	Amoníaco
NO	Monóxido de nitrógeno
NO ₂	Dióxido de nitrógeno
NO _x	Óxidos de nitrógeno
O ₃	Ozono
OMS	Organización Mundial de la Salud
OSPAR	Comisión de Oslo y París para la protección del Atlántico Norte
PA2+PC2	Países en vías de adhesión (Bulgaria, Rumanía) y países candidatos (Croacia y Turquía)
PCB	Policlorobifenilos
PFOT	Potencial de formación de ozono troposférico
PIB	Producto interior bruto
PM	Partículas
PM _{0,1}	Partículas con un diámetro aerodinámico medio de hasta 0,1 µm, pertenecientes a la llamada fracción de partículas ultrafinas.
PM ₁₀	Partículas con un diámetro aerodinámico medio de hasta 10 µm, es decir, las fracciones combinadas de partículas finas y gruesas.
PM _{2,5}	Partículas con un diámetro aerodinámico medio de hasta 2,5 µm, pertenecientes a la llamada fracción de partículas finas (incluyen por definición las partículas ultrafinas)
PPM	Partículas primarias
Silesia	Región meridional de Polonia y pequeñas zonas adyacentes de Alemania y la República Checa
SO ₂	Dióxido de azufre
SOMO35	Para el ozono, la suma de medias superiores a 35 ppmm (máximo diario durante 8 horas)
TWC	Catalizador de tres vías
UE	Unión Europea
VL	Valor límite

Bibliografía

- AEMA, 2003. *Air pollution in Europe in summer 2003*. AEMA Informe Temático No 3/2003. Agencia Europea de Medio Ambiente, Copenhague.
- AEMA, 2005a. *The European Environment — State and Outlook 2005*. Agencia Europea de Medio Ambiente, Copenhague.
- AEMA, 2005b. *Air pollution in Europe in summer 2004*. AEMA Topic Report No 3/2005. Agencia Europea de Medio Ambiente, Copenhague.
- AEMA, 2006. *Air quality and ancillary benefits of climate change policies*. AEMA Informe Temático No 4/2006. Agencia Europea de Medio Ambiente, Copenhague.
- Amann, M.; Bertok, I.; Cofala, J.; Gyarmas, F.; Heyes, C.; Klimont, Z.; Schöpp, W.; y Winiwarter, W., 2004. *Baseline scenarios for the Clean Air For Europe (CAFE) Programme*. Informe CAFE no. 1. Febrero 2005. http://www.iiasa.ac.at/rains/CAFE_files/CAFE-baseline-full.pdf.
- Brevik, K., y Wania, F., 2002. Mass budget, pathways and equilibrium states of two hexachlorocyclohexanes in the Baltic Sea environment. *Environmental Science and Technology* 36: 1024–1032.
- CAFE, 2005. *The Communication on Thematic Strategy on Air Pollution and the Directive on 'Ambient Air Quality and Cleaner Air for Europe'*. Impact Assessment, COM(2005)446 final.
- CCE, 2007. Coordination Centre for Effects, Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, ICP Modelling and Mapping, Max Posch, comunicación personal, Mapas de superación de las cargas críticas preparados para este informe utilizando datos de deposición de 2004 EMEP.
- CE, 1993. Directiva 93/12/CEE del Consejo de 23 de marzo de 1993 relativa al contenido de azufre de determinados combustibles líquidos (y sus actos modificativos).
- CE, 1996a. Directiva IPPC, Directiva 96/61/CE del Consejo de 24 de septiembre de 1996 relativa a la prevención y al control integrados de la contaminación corregida por las Directivas 2003/35/CE y 2003/87/CE.
- CE, 1996b. Directiva 96/62/CE del Consejo de 27 de septiembre de 1996 sobre evaluación y gestión de la calidad del aire ambiente. *Boletín Oficial* L296, 21/11/1996, págs. 55–63.
- CE, 1997. Decisión de Intercambio de Información, Decisión 97/101/CE del Consejo de 27 de enero de 1997 por la que se establece un intercambio recíproco de información y datos de las redes y estaciones aisladas de medición de la contaminación atmosférica en los Estados miembros. *Boletín Oficial* L35, 05/02/1997, págs. 14–22.
- CE, 1999a. Directiva 1999/13/CE del Consejo de 11 de marzo de 1999 relativa a la limitación de las emisiones de compuestos orgánicos volátiles debidas al uso de disolventes orgánicos en determinadas actividades e instalaciones.
- CE, 1999b. Directiva 1999/30/CE del Consejo 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. *Boletín Oficial* L163, 29/06/1999, págs. 41–60.
- CE, 2000. Directiva 2000/69/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 16 noviembre de 2000 relativa a los valores límite de benceno y monóxido de carbono en el aire ambiente. *Boletín Oficial* L313, 13/12/2000, págs. 12–21.
- CE, 2001a. Directiva GIC, Directiva 2001/80/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2001 sobre limitación de emisiones a la atmósfera de determinados agentes contaminantes procedentes de grandes instalaciones de combustión.
- CE, 2001b. Decisión de la Comisión de 17 de octubre de 2001 enmendando los Anexos de la Decisión del Consejo 97/101/CE por la que se establece un intercambio recíproco de información y datos de las redes y estaciones aisladas de medición de la contaminación atmosférica en los Estados miembros. *Boletín Oficial* L282, 26/10/2001, págs. 69–76.
- CE, 2001c. 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.
- CE, 2002. Directiva 2002/3/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 12 de febrero de 2002 relativa al ozono en el aire ambiente. *Boletín Oficial* L67, 09/03/2002, págs. 14–30.
- CE, 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

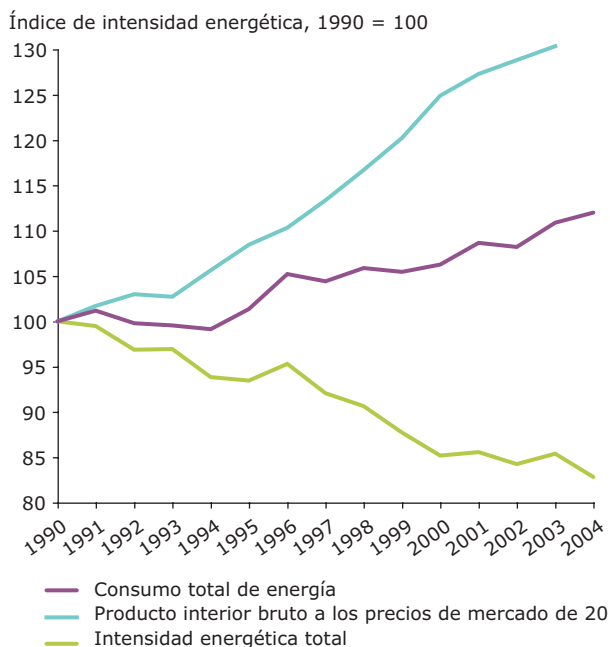
- hidrocarburos aromáticos policíclicos en el aire ambiente, *Boletín Oficial* L23, 26/01/2005, págs. 3–16.
- CE, 2004. Decisión 2004/461/CE relativa al cuestionario que debe utilizarse para presentar información anual sobre la evaluación de la calidad del aire ambiente de conformidad con las Directivas 2000/69/ CE y 2002/3/CE del Parlamento Europeo y del Consejo. *Boletín Oficial* L319, 30/04/2004, págs. 45–64.
- CEPE, 1999. Protocolo de Gotemburgo para luchar contra la acidificación, la eutrofización y el ozono troposférico. Protocolo de CEPE sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a larga distancia.
- Comisión OSPAR, 2000. *Quality Status Report 2000*. Comisión Oskar, Londres, 180 +vii pp.
- Comisión OSPAR, 2005. *Assessment of trends in atmospheric concentration and deposition of hazardous pollutants to the OSPAR marine area*. Assessment and Monitoring Series 2005/234. De Leeuw, Barrett, Claeys, Coleman, Grimwall, Koopmans. Londres. ISBN 1-904426-76-X.
- CE, 2005. Estrategia temática sobre la contaminación atmosférica (COM (2005) 446). http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/en/com/2005/com2005_0446en01.pdf.
- Elbaz-Poulichet, F.; Guieu, C.; Morley, N., 2001. A reassessment of trace metal budgets in the western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* 42(8):623–627.
- Fischer, P. H.; Brunekreef, B.; Lebret, E., 2004. Air pollution related deaths during the 2003 heat wave in the Netherlands. *Atmospheric Environment* 38, 1083–1085.
- HELCOM, 1996. Tercera evaluación periódica del estado del medio ambiente marino en el mar Báltico 1989–1993; Documento de fondo. Baltic Sea Environ. Proc. 64B. Comisión de Helsinki, Helsinki, 202 págs.
- ICP Modelling and Mapping, 2004. *Manual on the methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads & levels and air pollution effects, risks and trends*. <http://www.oekodata.com/icpmapping/index.html>.
- IIASA, 2007. International Institute for Applied Systems Analysis, Atmospheric Pollution Programme, Chris Heyes, comunicación personal.
- de Leeuw, F. A. A. M., 2002. 'A set of emission indicators for long-range transboundary air pollution', *Environmental Science & Policy*, 5, págs. 135–145.
- Nilsson J. y Grennfelt P. (eds), 1988. Critical Loads for Sulphur and Nitrogen. Environmental Report 1988:15 (*Nord1988:97*), Consejo Nórdico de Ministros, Copenhague, 418 págs.
- OMS, 2006. *WHO air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Global update 2005, summary of risk assessment*. WHO/SDE/PHE/OEH06.02.
- Putaud, J.-P.; van Dingenen, R.; Baltensperger, U.; Brüggemann, E.; Charron, A.; Facchini, M. C.; Decesari, S.; Fuzzi, S.; Gehrig, R.; Hansson, H.-C.; Harrison, R.M.; Jones, A.M.; Laj, P.; Lorbeer, G.; Maenhunt, W.; Mihalopoulos, N.; Müller, K.; Palmgren, F.; Querol, X.; Rodríguez, S.; Schneider, J.; Spindler, G.; ten Brink, H.; Tunved, P.; Tørseth, K.; Wehner, B.; Weingartner, E.; Wiedensohler, A.; Wahlin, P.; Raes, F., 2003. *A European aerosol phenomenology*. EUR 20411 EN. Centro Común de Investigación, Comisión Europea, Ispra, Italia.
- Sternhufvud, C.; Karvosenoja, N.; Illerup, J.; Kindbom, K.; Lükewille A.; Johansson M.; y Jensen D., 2004. *Particulate matter emissions and abatement options in residential wood burning in the Nordic countries*. ANP 2004:735, Consejo Nórdico de Ministros, Copenhague.
- TFHTAP, 2007. *Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Task Force on Hemispheric Transport of Air Pollution*. Informe preliminar interno de evaluación. <http://www.htap.org>

Anexo A - Fuerzas motrices de la contaminación atmosférica

Las fuerzas motrices causantes de la contaminación atmosférica están asociadas directamente a las actividades humanas. Una medida de estas actividades es el número de personas y su actividad reflejada en el producto interior bruto (PIB). Más concretamente, el consumo de energía, las actividades industriales, la demanda de transporte y la agricultura son las fuerzas motrices relacionadas de forma más directa con las emisiones atmosféricas. El desarrollo de estas fuerzas motrices determina la evolución de las posibles emisiones de contaminantes atmosféricos. Este potencial se modifica entonces mediante políticas de reducción que controlan las emisiones asociadas a las fuerzas motrices.

En este apartado abordaremos indicadores relativos a estas fuerzas motrices. Todo el material procede del conjunto básico de indicadores de la AEMA, con las últimas actualizaciones de Eurostat y la FAO.

Figura A.1 Intensidad total de energía, UE25



Fuente: AEMA (CTE/ACC).

Población y PIB

La población de Europa crece lentamente y envejece; ha habido un ligero aumento en la UE15 y un leve descenso en la UE10. La economía (expresada por el PIB; véase la figura A.1) de la UE25 crece con mayor rapidez que la población, lo cual refleja un aumento de la producción económica *per cápita*. Las economías de la UE10 crecen más rápidamente que las de la UE15. Mientras que el crecimiento de la población es lento, el número de hogares aumenta con rapidez: alrededor del 11% entre 1990 y 2000. La mayor parte de los nuevos hogares son pequeños, lo que refleja cambios sociales y de estilo de vida.

Consumo de energía

El consumo total de energía en la UE25 creció justo por encima de un 0,8% de media anual entre 1990 y 2004, mientras que el producto interior bruto (PIB) lo hizo a razón de un 2,3% de media anual (figura A.1). En consecuencia, la UE25 redujo su intensidad energética total a razón de un 1,2% de media anual. Pese a esta relativa desvinculación entre el crecimiento económico y el consumo total de energía, este último aumentó un 12% a lo largo del período 1990-2004.

Durante el periodo 1995-2004, todos los Estados miembros de la UE25, con la excepción de Portugal y Austria, experimentaron un descenso en la intensidad energética total; el aumento en Portugal y Austria es marginal, ya que la intensidad energética total en 2004 creció menos de un 1% con respecto a 1995. La disminución media anual desde 1995 fue del 3,4% en la UE10 y del 0,9% en la UE15. A pesar de esta tendencia convergente, la intensidad energética total en la UE10 todavía fue notablemente superior a la de la UE15 en 2004.

El consumo final de energía⁽⁷⁾ en la UE25 aumentó un 12,7% entre 1990 y 2004 (figura 1.5.2) a pesar de los notables cambios estructurales de los últimos años. En relación con el consumo energético, el transporte fue el sector de la UE25 donde más creció el consumo de energía final entre 1990 y 2004, con un aumento del consumo energético final del 28,0%.

(7) Consumo energético final: consumo de energía de los sectores del transporte, la industria, los hogares, la agricultura y los servicios.

El consumo energético final de los servicios (incluida la agricultura) y los hogares creció un 12,5% y un 17,6%, respectivamente, mientras que en la industria bajó un 4,5% durante el mismo periodo. De acuerdo con estos datos, el transporte fue el mayor consumidor de energía final en 2002, seguido de la industria, el uso doméstico y los servicios.

Hay diferencias notables en el patrón de consumo energético final entre los Estados miembros de la UE15 y los nuevos Estados miembros. Los nuevos Estados miembros han registrado un descenso del consumo de energía final, sobre todo debido a la reestructuración económica que siguió a los cambios políticos de principios de la década de 1990. No obstante, con la recuperación de las economías de estos países, el consumo energético final creció ligeramente después de 2000.

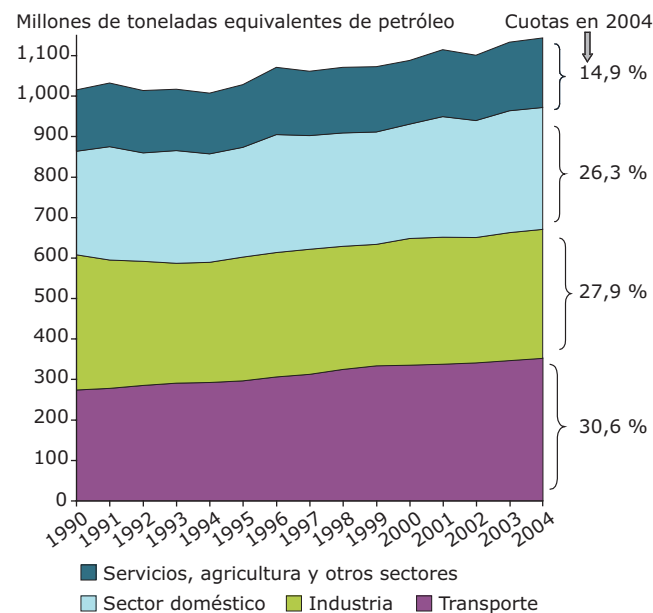
La cuota de combustibles fósiles como el carbón, lignito, petróleo y gas natural en el consumo energético total experimentó un ligero descenso entre 1990 y 2004, hasta situarse en el 79% (figura A.3). Sin embargo, la combinación de combustibles fósiles ha cambiado, ya que la cuota de carbón y lignito ha descendido de forma constante y ambos están siendo sustituidos por gas natural, relativamente más limpio, que ahora tiene una cuota del 24%. La mayor parte de este cambio del consumo de combustibles fósiles se ha producido sobre todo en el sector de la generación de electricidad. En la UE15, esta sustitución vino favorecida por la aplicación de la legislación ambiental y la liberalización de los mercados eléctricos, que

fomentaron la utilización de plantas de gas de ciclo combinado por su elevada eficiencia, su bajo coste de inversión, los bajos precios del gas a principios de la década de 1990 y por la expansión de la red de gas transeuropea. En los nuevos Estados miembros, el proceso de transformación económica provocó cambios en la combinación de combustibles que forzaron variaciones de los precios y de la fiscalidad de los combustibles y la eliminación de las subvenciones a la energía, así como la adopción de políticas de privatización y reestructuración del sector energético.

Transporte

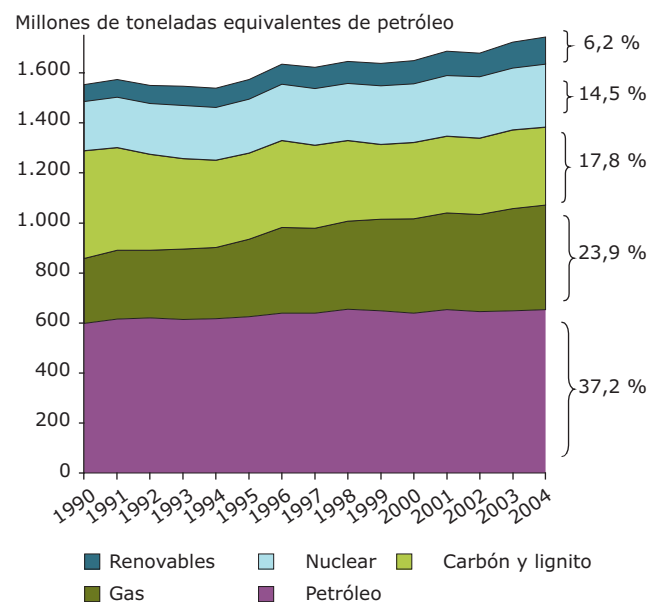
El transporte de mercancías aumenta anualmente un 3%, es decir, con mayor rapidez que el PIB. En el caso del transporte aéreo, por carretera y marítimo se ha observado un crecimiento superior a la media (aumento del 30-40% durante el periodo 1995-2004); el crecimiento ha sido inferior a la media en el transporte por tuberías (+ 18%), el transporte fluvial (+ 9%) y el transporte ferroviario (+ 6%). Los motivos de ello son complejos, pero están estrechamente relacionados con factores socioeconómicos, como la expansión del mercado interior de la UE. El transporte de pasajeros está aumentando casi un 2% cada año, la distancia media diaria recorrida por los ciudadanos de la UE25 ha aumentado de 32 km en 1995 a 36 km en 2003. El aumento del uso del coche en cifras absolutas para los desplazamientos laborales, de ocio y turismo convierte a los automóviles de turismo, junto con los aviones, en el medio de transporte que crece más rápidamente.

Figura A.2 Consumo energético final por sectores, UE25



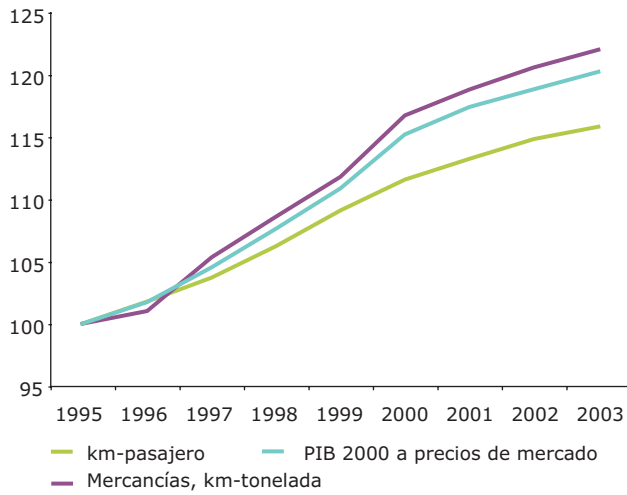
Fuente: AEMA (CTE/ACC).

Figura A.3 Consumo energético total por combustible en la UE25



Fuente: AEMA (CTE/ACC).

Figura A.4 Pasajeros y demanda de transporte de mercancías en la UE25



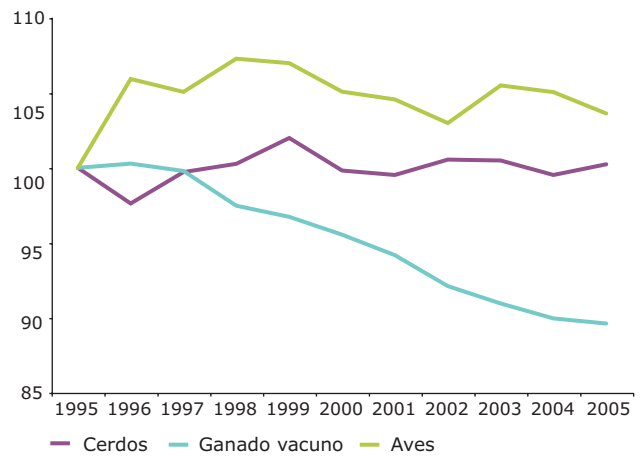
Fuente: AEMA (CTE/ACC).

Las cifras absolutas del transporte en autobús y el ferrocarril crecen lentamente, pero su cuota en el conjunto del transporte está descendiendo. La cuota del transporte en coche es de casi el 72% y se mantiene estable, mientras que la cuota del transporte aéreo ha crecido del 6,0% en 1995 al 7,5% en 2003.

Agricultura

La ganadería es la actividad agrícola más importante en relación con las emisiones de contaminantes atmosféricos. El número de cabezas de vacuno ha descendido durante la última década en más del 10% (figura A.5). El número de cerdos se mantiene estable, mientras que el de aves ha aumentado un 5%. Esto se debe principalmente a la evolución económica de los diferentes sectores agrarios.

Figura A.5 Número de animales en la UE25



Fuente: AEMA (CTE/ACC).

Anexo B - Legislación

Tabla B.1 Valores límite y valores objetivo de la contaminación atmosférica establecidos para la protección de la salud humana

Compuesto	Valor límite	Valor objetivo	Valor	Entrada en vigor
Partículas — (PM ₁₀)	Media anual		40 µg/m ³	2005
	Media diaria		50 µg/m ³	Puede superarse hasta 35 días al año 2005
Dióxido de nitrógeno (NO ₂)	Media anual		40 µg/m ³	2010
	Media horaria		200 µg/m ³	Puede superarse hasta 18 horas al año 2010
Ozono (O ₃)		Media de ocho horas	120 µg/m ³	Puede superarse hasta 25 días al año ⁽¹⁾ 2010
Dióxido de azufre (SO ₂)	Media diaria		125 µg/m ³	Puede superarse hasta 3 días al año 2005
	Media horaria		350 µg/m ³	Puede superarse hasta 24 horas al año 2005
Monóxido de carbono (CO)	Media de ocho horas		10 mg/m ³	2005
Plomo (Pb)	Media anual		0,5 µg/m ³	2005 ⁽²⁾
Benceno (C ₆ H ₆)	Media anual		5 µg/m ³	2010
Arsénico (As)		Media anual	6 ng/m ³	2013
Cadmio (Cd)		Media anual	5 ng/m ³	2013
Níquel (Ni)		Media anual	20 ng/m ³	2013
Benzo(a)pireno		Media anual	1 ng/m ³	2013

Nota: ⁽¹⁾ Promedio de los tres años anteriores.

⁽²⁾ 2010 en la cercanía inmediata de fuentes industriales específicas, notificado a la CE antes del 19 de julio de 2001.

Fuente: Directiva de calidad del aire.

Tabla B.2 Directrices de la OMS sobre la calidad del aire para los principales contaminantes atmosféricos

Compuesto	
Partículas (PM ₁₀)	Media anual de 20 µg/m ³ ; media de 50 µg/m ³ durante 24 horas
Partículas (PM _{2,5})	Media anual de 10 µg/m ³ ; media de 25 µg/m ³ durante 24 horas
Dióxido de nitrógeno (NO ₂)	Media anual de 40 µg/m ³ ; media de 200 µg/m ³ durante 1 hora
Ozono (O ₃)	Media 100 µg/m ³ de 8 horas
Dióxido de azufre (SO ₂)	Media 20 µg/m ³ durante 24 horas; media de 500 µg/m ³ durante 10 minutos

Fuente: OMS, 2006.

Tabla B.3 Valores límite y objetivos para la protección de la vegetación: Directivas de la UE/CLRTAP

Compuesto	Valor límite/objetivo	Año objetivo
Dióxido de azufre (SO ₂)	Media anual e invernal: 20 µg/m ³	2001
Óxidos de nitrógeno (NO _x , como NO ₂)	Media anual: 30 µg/m ³	2001
Ozono (O ₃)	Exposición acumulada por encima de un umbral de 40 ppmm [AOT 40] ⁽¹⁾ : <ul style="list-style-type: none"> Directiva comunitaria (objetivo) 18.000 (µg/m³)×h Directiva comunitaria 6.000 (µg/m³)×h CLRTAP 6.000 (µg/m³)×h 	2010 Objetivo a largo plazo Objetivo a largo plazo
Compuestos acidificantes y eutrofizantes	Área que supera las cargas críticas: UE Directiva 2001/81 Reducido un 50% en cada cuadrícula Objetivo a largo plazo: ningún caso de superación de las cargas críticas	1990–2010

Nota: ⁽¹⁾ Exposición acumulada en la temporada de crecimiento (mayo–julio).

Tabla B.4 Variación de las emisiones exigida con respecto a 1990 de acuerdo con la Directiva 2001/81 y el Protocolo de Gotemburgo del CLRTAP de la CEPE

Directiva 2001/81		Variación requerida de las emisiones en la UE25		Periodo(1)
		(disminución media) ⁽³⁾	(disminución máx. y mín.)	
Dióxido de azufre (SO ₂)	Total anual	- 73%	(- 90, + 7)	1990–2010
Óxidos de nitrógeno (NO _x , como NO ₂)	Total anual	- 49%	(- 63, + 28)	1990–2010
Compuestos orgánicos volátiles no metánicos (COVNM)	Total anual	- 50%	(- 72, 57)	1990–2010
Amoniaco (NH ₃)	Total anual	- 14%	(- 49, + 241)	1990–2010
Protocolo de Gotemburgo CLRTAP de la CEPE		Variación requerida de las emisiones en AEMA-32 ²		Periodo(1)
		(disminución media) (3)	(disminución máx. y mín.)	
Dióxido de azufre (SO ₂)	Total anual	- 49%	(- 90, + 11)	1990–2010
Óxidos de nitrógeno (NO _x , como NO ₂)	Total anual	- 46%	(- 62, + 19)	1990–2010
Compuestos orgánicos volátiles no metánicos (COVNM)	Total anual	- 69%	(- 72, + 13)	1990–2010
Amoniaco (NH ₃)	Total anual	- 16%	(- 54, + 15)	1990–2010

Nota: ⁽¹⁾ El primer año del periodo constituye el año de referencia para este informe.

⁽²⁾ Los valores mostrados son los de 27 países de AEMA-32 cuyos techos de emisiones se han fijado con arreglo al Protocolo de Gotemburgo.

⁽³⁾ Los objetivos agregados de los techos de emisión de los países miembros de la UE25/AEMA-32 se calculan a partir del porcentaje de reducción exigido con respecto a 1990 (suma de los objetivos individuales de cada país).

Fuentes: CE, 2001c y CEPE, 1999.



ISBN 978-84-491-0948-5



9 788449 109485



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE MEDIO AMBIENTE
Y MEDIO RURAL Y MARINO