

ases científico-técnicas para un Plan Nacional de Mejora de la  
alidad del Aire Bases científico-técnicas para un Plan Nacional  
e Mejora de la Calidad del Aire Bases científico-técnicas para  
n Plan Nacional de Mejora de la Calidad del Aire Bases cien-  
fico-técnicas para un Plan Nacional de Mejora de la Calidad  
el Aire Bases científico-técnicas para un Plan Nacional de  
Mejora de la Calidad del Aire Bases científico-técnicas para un  
lan Nacional de Mejora de la Calidad del Aire Bases científico-  
écnicas para un Plan Nacional de Mejora de la Calidad del Aire  
ases científico-técnicas para un Plan Nacional de Mejora de la  
alidad del Aire Bases Bases científico-técnicas para un Plan  
acional de Mejora de la Calidad del Aire Bases científico-téc-  
icas para un **Bases científico-técnicas para un** Plan Nacional  
e **Plan Nacional de Mejora de la Calidad del Aire** Bases  
entífico-técnicas para un Plan Nacional de Mejora de la Calidad

Xavier Querol / Mar Viana / Teresa Moreno / Andrés Alastuey (eds.)

CONSEJO SUPERIOR DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS

I N F O R M E S C S I C





Bases científico-técnicas para un  
Plan Nacional de Mejora de la Calidad del Aire



Madrid 2012

Las opiniones y sugerencias incluidas en el presente trabajo corresponden a los autores del mismo, y pueden no corresponder con posiciones oficiales del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, el CSIC o los organismos y administraciones a las que los autores están afiliados. Por ello en ningún caso las opiniones y sugerencias presentadas deben atribuirse a dichos organismos y administraciones.



La colección INFORMES CSIC pretende cumplir con una de las principales funciones de la institución: la comunicación social de la ciencia. De esta manera, los ciudadanos tienen acceso al estado actual de la investigación científica en los temas que más les afectan. El CSIC es referente nacional e internacional en la producción de artículos científicos y libros especializados; con esta colección, además, se ofrecen análisis y opiniones rigurosas sobre temas científicos de relevancia y actualidad.

#### COMITÉ EDITORIAL

Pilar Tigeras Sánchez, Directora  
Beatriz Hernández Arcediano, Secretaria  
Miguel Ángel Puig-Samper Mulero  
Martín Martínez Ripoll  
Carlos Duarte Quesada  
Cuca Viamonte Tortajada  
Jaime Pérez del Val  
Rafael Martínez Cáceres  
Carmen Guerrero Martínez

#### CONSEJO ASESOR

Avelino Corma Canós  
Fernando Briones Fernández-Pola  
Eulalia Moreno Mañas  
Ginés Morata Pérez  
Pilar Goya Laza  
Ludolfo Paramio Rodrigo  
M. Pilar López Sancho  
Concepción Domingo Maroto  
Manuela Juárez Iglesias  
Alberto Fereres Castiell



© CSIC, 2012

© Xavier Querol, Mar Viana, Teresa Moreno, Andrés Alastuey (eds.), Xavier Querol, Mar Viana, Teresa Moreno, Andrés Alastuey, Jorge Pey, Fulvio Amato, Marco Pandolfi, María Cruz Minguillón, Cristina Reche, Noemí Pérez, Alberto González, María Pallarés, Alberto Moral, Eliseo Monfort, Alberto Escrig, Ángeles Cristóbal, Isabel Hernández, José Vicente Miró, Santiago Jiménez, Francisco Reina Velázquez, Rebeca Jabato Martín, Ferran Ballester, Elena Boldo, Juan Bellido, 2012

Queda rigurosamente prohibida, sin la autorización escrita de los titulares del *copyright* y bajo las sanciones establecidas en las leyes, la reproducción total o parcial de esta obra por cualquier medio o procedimiento, comprendidos la reprografía y el tratamiento informático y su distribución.

ISBN: 978-84-00-09475-1

e-ISBN: 978-84-00-09476-8

IBIC: TQK/RNP

NIPO: 723-12-099-5

eNIPO: 723-12-098-X

Depósito Legal: M-21.760-2012

Edición a cargo de Cyan, Proyectos Editoriales, S.A.

<b>Prólogo</b>	<b>13</b>
<b>1. Introducción, justificación y objetivos</b>	<b>15</b>
1.1. Antecedentes	17
1.2. Introducción	19
1.3. Marco normativo	25
1.4. Justificación	30
1.5. Objetivos	38
1.6. Material particulado atmosférico (PM)	39
1.7. Dióxido de nitrógeno (NO <sub>2</sub> )	43
1.8. Escenarios meteorológicos	44
<b>2. Efectos de la contaminación atmosférica en la salud, con especial referencia a PM</b>	<b>47</b>
2.1. Contaminación atmosférica y salud	50
2.2. Estudio de los efectos de la contaminación atmosférica sobre la salud	51
2.2.1. Efectos a corto plazo	52
2.2.2. Efectos a largo plazo	52
2.3. Contaminación atmosférica y salud infantil	54
2.3.1. Otros grupos de población vulnerables a la contaminación atmosférica	57
2.4. Cuantificación de los efectos de la contaminación por partículas sobre la salud	58
2.5. Mecanismos del daño en la salud de la contaminación atmosférica	60
2.5.1. Partículas en suspensión	60
2.5.2. Gases	62
2.6. Guías de calidad del aire y valores límite	64

2.7. Evaluación del impacto de la contaminación atmosférica sobre la salud	66
2.7.1. Estudios de intervención	68
2.8. La reducción de la contaminación del aire se asocia con un aumento de la esperanza de vida	72
2.9. Estrategia temática de reducción de la contaminación atmosférica en Europa: un reto de aquí a 2020	73
2.10. Conclusiones	74
<b>3. Identificación de causas de la superación de los valores normativos de PM y NO<sub>2</sub> en España</b>	<b>77</b>
3.1. Metodología	79
3.1.1. NO <sub>2</sub>	79
3.1.2. PM	79
3.2. Evaluación de niveles de NO <sub>2</sub>	86
3.2.1. Evaluación de la calidad del aire respecto a NO <sub>2</sub>	104
3.3. Evaluación de niveles de PM	106
3.3.1. Introducción	106
3.3.2. Variabilidad de niveles de PM	107
3.3.3. Composición de PM <sub>10</sub> y PM <sub>2,5</sub>	120
3.3.4. Contribución de fuentes	142
3.4. Conclusiones	149
3.4.1. Niveles de PM y NO <sub>2</sub>	149
3.4.2. Composición de PM en aire ambiente	151
3.4.3. Contribución de fuentes	155
<b>4. Soluciones: medidas para la mejora de la calidad del aire en lo referente a PM y NO<sub>2</sub></b>	<b>159</b>
4.1. Sector transporte (rodado)	161
4.1.1. Contaminantes emitidos por el sector transporte relevantes en calidad del aire	164
4.1.2. Medidas generales	167
4.1.3. Medidas de primer nivel	168
4.1.4. Medidas complementarias	185
4.2. Sector construcción	219
4.2.1. Contaminantes emitidos por el sector de la construcción, relevantes en calidad del aire	221
4.2.2. Medidas de prevención de emisiones	224

4.3. Sector agrícola-ganadero	235
4.3.1. Contaminantes emitidos por el sector agrícola-ganadero relevantes en calidad del aire	235
4.3.2. Normativa comunitaria y nacional	243
4.3.3. Medidas de prevención de las emisiones	245
4.4. Sector industrial	254
4.4.1. Introducción	254
4.4.2. Descripción de los sectores industriales seleccionados	258
4.4.3. Contaminantes emitidos por la industria relevantes en calidad del aire	275
4.4.4. Medidas generales de prevención de emisiones de partículas y NO <sub>x</sub>	280
4.4.5. Medidas específicas de prevención de emisiones de partículas y NO <sub>x</sub>	285
<b>5. Conclusiones y recomendaciones</b>	<b>297</b>
A. ¿Por qué se debe actuar?	299
B. Situación actual	301
C. Recomendaciones: sector transporte	304
D. Recomendaciones: sector construcción	315
E. Recomendaciones: sector agrícola-ganadero	319
F. Recomendaciones: sector industrial	324
<b>6. Agradecimientos</b>	<b>327</b>
<b>7. Bibliografía</b>	<b>331</b>
7.1. Legislación citada	333
7.2. Referencias bibliográficas	335



# Prólogo

*Emilio Lora-Tamayo*



La mejora de la calidad de vida es uno de los retos principales de nuestra sociedad. Las mejoras ambientales, y entre ellas la de la calidad del aire, son clave para reducir los efectos colaterales en la salud humana y en ecosistemas que las actividades antrópicas pueden generar.

La gran urbanización de la sociedad actual conlleva que las altas densidades de población urbana causen elevados niveles de emisión de contaminantes atmosféricos en las mismas zonas donde los habitantes de las ciudades viven, trabajan y se mueven. Por ello, y aunque la tecnología y la legislación ambiental han evolucionado mucho en las últimas seis décadas, la comunidad científica sigue analizando los efectos de la contaminación urbana sobre la salud humana. Así, en estudios recientes se llegan a atribuir miles de muertes prematuras causadas por la contaminación atmosférica por partículas en suspensión en España. Otros estudios científicos no muestran solamente el elevado impacto de dicha contaminación sobre la población asmática, sino que demuestran que la contaminación por partículas del tráfico rodado puede llegar a convertir a individuos de la población infantil en asmáticos.

Los efectos probados de la contaminación no tienen como fin alarmar a la población sino que han sido el motor del desarrollo de la normativa ambiental europea y nacional. La sociedad actual ha alcanzado un nivel de desarrollo que le permite crear tecnología y modificar sus hábitos con el fin de disminuir los impactos de la contaminación atmosférica sobre la salud, y por ello la Comisión Europea marca objetivos normativos concretos en este campo, algunos como los referentes a las partículas en suspensión, y óxidos de nitrógeno, entre otros, son de obligado cumplimiento en los Estados Miembros de la UE.

España ha hecho un gran esfuerzo en lo referente a la disminución de emisiones de contaminantes atmosféricos industriales, especialmente en los últimos diez años como producto de la aplicación de la Directiva IPPC para la prevención y el control integrado de la contaminación. Además, la reciente crisis económica ha influido también en la reducción de dichas emisiones. Sin embargo a nivel urbano las emisiones se han reducido mucho menos, especialmente aquellas ligadas al tráfico rodado. Ello se debe a que, aunque los constructores de vehículos han hecho un importante esfuerzo en reducir emisiones, hay factores de



ordenación de territorio y crecimiento urbano que han conllevado un incremento en términos absolutos del movimiento de vehículos privados en las ciudades.

Esta situación ha comportado que un número considerable de zonas de España, especialmente urbanas, hayan superado determinados valores límite de calidad del aire, y, por tanto, según la legislación vigente hayan de desarrollar y aplicar planes de mejora.

En este libro se realiza un diagnóstico de la problemática actual en España, en lo referente a partículas en suspensión y óxidos de nitrógeno; se justifican las necesidades de actuación en base al contexto legal actual y a los efectos en la salud; se identifican los focos de emisión sobre los que se debe actuar y se recomiendan y justifican medidas específicas priorizadas. Estas bases son una herramienta extremadamente útil para que las diferentes administraciones españolas competentes desarrollen sus planes de mejora de calidad del aire. El CSIC, a través del Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua (IDAEA), ha coordinado el estudio mediante un Acuerdo de Encomienda de Gestión con la Subdirección General de Calidad del Aire y Medio Ambiente Industrial del actual Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (antiguo Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino), y ha contado con la participación de la propia Subdirección General, personal del Instituto de Tecnología Cerámica, de diferentes Consejerías de la Generalitat de Catalunya y de la Generalitat Valenciana, del Ayuntamiento de Madrid, del Instituto de Salud Carlos III y de INYPSA. Este trabajo muestra claramente cómo la comunidad científica se involucra en la mejora de la calidad de vida de nuestra sociedad, no solo contribuyendo al desarrollo tecnológico o médico, sino a la mejora del medio ambiente urbano en este caso.

EMILIO LORA-TAMAYO

*Presidente del Consejo Superior de Investigaciones Científicas*

# 1

Introducción, justificación  
y objetivos



## 1.1. Antecedentes

**E**ste tratado se basa sobre todo en los resultados obtenidos en el marco del acuerdo de encomienda de gestión entre el Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino y la Agencia Estatal Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) para la realización de trabajos relacionados con el estudio y evaluación de la contaminación atmosférica por material particulado (PM) y metales en España (UCA2009020083, REF 2010-0689), así como de dos convenios de colaboración anteriormente firmados entre las mismas partes, que cubrieron los periodos de 2001-2003, 2004-2006 y 2007-2009. En este contexto se llevaron a cabo estudios de caracterización de PM en diversas zonas con diferentes rasgos climáticos y geográficos: Alcobendas (Madrid), Badajoz, Barcelona, Bemantes (A Coruña), Cartagena (Murcia), Huelva, Las Palmas, Llodio (Álava), Puertollano (Ciudad Real), Tarragona, Madrid, Melilla, Ponferrada (León), Zaragoza, Monzón (Huesca), Albacete, Avilés, Santander y Torrelavega (Cantabria).

Los estudios han sido coordinados por el CSIC y llevados a cabo por un equipo multidisciplinar integrado por personal investigador y técnico del Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua (IDAEA-CSIC), CIEMAT (Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas), la Universidad de Huelva, el Instituto de Tecnología Cerámica (ITC) y el Instituto de Salud Carlos III.

El propósito de los citados estudios es profundizar en el conocimiento de la contaminación atmosférica por  $\text{NO}_2$  y material particulado (PM) en España, tanto en los niveles de partículas de diámetro inferior a 10, 2.5 y 1  $\mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2.5}$  y  $\text{PM}_1$ , respectivamente) como en su composición química y en las principales fuentes emisoras. Ello se enmarca en la evaluación de los posibles problemas asociados a la implantación de las Directivas Europeas de calidad del aire en lo referente a estos contaminantes y a la identificación de las mejores estrategias para el cumplimiento de los valores límite.

Se incluyen resultados obtenidos en los convenios y contratos del CSIC, algunos en colaboración con la Universidad de Huelva, y con diversas administraciones, en los cuales se aplica la misma metodología. Estos incluyen estudios realizados para la Junta de Andalucía (Huelva, Campo de Gibraltar [Cádiz] y Bailén [Jaén]), para la Generalitat de Catalunya (Montseny [Barcelona]), la Generalitat Valenciana (Zona Cerámica de Castellón y Alicante)

y ENDESA (Monagrega [Teruel]). Además se incluyen los resultados de proyectos de Investigación financiados por el Plan Nacional de I+D del Ministerio de Ciencia e Innovación, entre ellos, los proyectos DOASUR, VAMOS, CARIATI, GRACCIE, DAURE (CGL2007-62505/CLI, CSD 2007-00067, CGL2007-30502-E/CLI, CGL2008-06294/CLI, CGL2010-19464). En total se adjuntan datos de 38 estaciones.

Se incluyen también resultados del análisis del origen de  $\text{NO}_2$  en zonas con posibles incumplimientos del valor límite anual (fijo desde 2010) de dicho contaminante. Ello se realiza con base en la evaluación de las series de datos compiladas por el Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino para toda España.

## 1.2. Introducción

**E**l aire es esencial para la vida, y no solo porque permite respirar a los organismos vivos, sino también porque su influencia en la Tierra hace que esta sea habitable. Se dice de la atmósfera que constituye el principal mecanismo de defensa de todas las formas de vida. La alteración de la composición de la atmósfera por causas antropogénicas o naturales modifica por lo tanto la calidad del aire (con sus repercusiones sobre los ecosistemas y la salud humana), a la vez que puede causar cambios en el clima por su influencia en el balance radiativo terrestre.

El impacto de la contaminación atmosférica sobre la salud es conocido desde antiguo. En la historia de la calidad del aire (<http://www.co.mendocino.ca.us/aqmd/AQhistory.htm>) se reconoce a una momia encontrada en el desierto del Gobi (*The Beauty of Loulan*, 1800 a.C.) como la primera evidencia de dicho impacto, debido a que los arqueólogos atribuyen su muerte a enfermedades respiratorias causadas por la emisión de combustión de madera y de polvo mineral. Lao-Tze (500 a.C.) reconocía ya el impacto en la calidad del aire de las actividades humanas. Alrededor de 300 d.C., las leyes romanas ya regulaban en York algunas fuentes de contaminación atmosférica, como la producción de cerveza. Alrededor de 1180 Maimónides (Rabi Mose Ben MAIMON, médico sefardí cordobés, 1135-1204) escribía: “Comparar aire de ciudades con el aire de los desiertos y las tierras áridas es como comparar las aguas que son podridas y turbias con las limpias y puras. En la ciudad, a causa de la altura de sus edificios, lo angosto de sus calles y de todo lo que se vierte desde sus habitantes y sus líquidos [...] el aire se torna estancado, espeso, brumoso y neblinoso... Si el aire se altera alguna vez ligeramente, el estado del Espíritu Psíquico será alterado perceptiblemente”.

A lo largo de la historia el desarrollo urbano e industrial ha llevado asociado unas tasas de emisión de contaminantes al medio ambiente muy elevadas. Entre los efectos negativos de estas emisiones cabe resaltar los conocidos impactos de la lluvia ácida en los bosques del centro y norte de Europa, así como los episodios de contaminación atmosférica intensa que ocurrieron en diciembre de 1952 en Londres. A este último se atribuyen 4.000 muertes prematuras, y supuso un hito en la legislación de calidad del aire. Así en 1956 se promulgó el *British Clean Air Act* (Ley británica para el aire limpio) y desde entonces se desencadenaron

los estudios científicos sobre calidad del aire, así como el desarrollo de tecnologías para reducir las emisiones atmosféricas en focos industriales y residenciales.

Otros acuerdos, declaraciones y protocolos que han sucedido al de 1956 son: el Acuerdo de Estocolmo (1972, para la lucha contra la acidificación, CLRTAP), el Protocolo de Montreal (1987/90 para controlar la capa de ozono), la Declaración de Río (1992), la Cumbre de Kioto (1997) y la Cumbre de Río (2002), estos tres últimos sobre cambio climático. Todos estos acuerdos internacionales se llevan a la práctica en la Unión Europea desarrollando y aplicando una legislación ambiental que regula los niveles de emisión de contaminantes, con la Directiva 2008/1/CE, relativa a la prevención y control integrados de la contaminación (también conocida como Directiva IPPC), así como en aire ambiente, con la Directiva 2008/50/CE relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa, o la Directiva 2004/107/CE relativa al arsénico, el cadmio, el mercurio, el níquel y los hidrocarburos aromáticos policíclicos en el aire ambiente. Como resultado de estas declaraciones, acuerdos y directivas la calidad del aire ha experimentado una mejora cuantitativa desde los años setenta.

La sociedad europea ha demostrado siempre una elevada concienciación social en lo concerniente a la contaminación atmosférica y sus efectos adversos sobre la salud. Ello ha llevado a aplicar medidas de reducción progresiva de las emisiones industriales y urbanas (como, por ejemplo, la limitación del uso del carbón en las calefacciones) y a dar la imagen de que la calidad del aire de las ciudades era ya aceptable en las últimas décadas. Por ello, se ha producido una focalización del interés social en el cambio climático en vez de en la calidad del aire. Sin embargo, las evidencias de causa-efecto probadas por trabajos epidemiológicos en la década de los noventa (Pope y Dockery, 2006; WHO, 2005) han demostrado que incluso a niveles de contaminación relativamente bajos respecto a los de la década de los setenta, existe un impacto significativo de la contaminación en la mortalidad. Esto ha reactivado nuevamente el interés social por la calidad del aire y, con ello, se ha propiciado la aprobación de la Directiva 2008/50/CE con objetivos muy exigentes.

En este escenario, la mejora de la calidad del aire en países plenamente desarrollados se basa en fijar objetivos de calidad del aire muy estrictos para que su cumplimiento exija el perfeccionamiento de la tecnología ambiental o la aplicación de planes y estrategias que permitan alcanzarlos.

Existe un gran número de contaminantes atmosféricos con distintas repercusiones en la atmósfera. Entre ellos destacan el dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), el monóxido de carbono (CO), el óxido de azufre ( $\text{SO}_2$ ), los óxidos de nitrógeno ( $\text{NO}_x$ , NO y  $\text{NO}_2$ ) y el ozono ( $\text{O}_3$ , este actúa positivamente en la estratosfera ya que reduce la radiación ultravioleta, pero en la troposfera tiene efectos negativos por su elevado poder oxidante), el amoníaco ( $\text{NH}_3$ ), el ácido sulfhídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ), el material particulado atmosférico (o “partículas sólidas en suspensión”, incluyendo metales, compuestos inorgánicos secundarios y una gran cantidad de compuestos orgánicos, algunos persistentes) y un elevado número de compuestos orgánicos volátiles (VOC). El dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) siempre debe ser tratado de forma separada a los demás contaminantes pues sus efectos no se dejan sentir a nivel local o regional sino en su contribución planetaria al efecto invernadero y al calentamiento global de la atmósfera. Sin embargo

a la hora de diseñar estrategias tecnológicas de reducción de sus emisiones se debe contemplar el posible efecto colateral de un incremento de las emisiones de otros contaminantes con impacto negativo en calidad del aire.

En las ciudades, las emisiones del tráfico, las residenciales (calefacciones, cocinas), y actividades como la construcción y demolición, además de las posibles emisiones industriales o de generación eléctrica, dictan el grado de contaminación atmosférica. Aun reconociendo la diversidad de fuentes de emisión, el tráfico es una de las principales fuentes que afectan a los niveles de exposición de la población urbana a los contaminantes atmosféricos. Ello se debe a que la emisión se produce a gran proximidad de la población y de forma muy extendida en la urbe.

Si consideramos el inventario de emisiones nacionales o europeas del tráfico rodado, quizá su papel global sea menos relevante que otras fuentes si nos referimos a su contribución a los niveles de exposición humana. Por ejemplo, aunque la generación eléctrica o las emisiones industriales en tonelaje pueden ser muy importantes, los puntos de emisión están generalmente alejados de la población y la altura a la que se producen favorece su dilución y dispersión, mientras que las emisiones del tráfico se producen en la proximidad de los ciudadanos.

A la hora de considerar los niveles de emisiones de contaminantes atmosféricos en zonas urbanas españolas es necesario tener en cuenta, además, algunas peculiaridades que este país presenta y que pueden influir en las concentraciones de contaminantes atmosféricos. Así el diseño y arquitectura de las ciudades españolas difiere de las de otros países europeos, en cuanto a la mayor densidad de edificios de apartamentos y a la altura de estos, lo que provoca un efecto de pantalla en las emisiones producidas por el tráfico. Ello dificulta la dispersión de contaminantes e incrementa marcadamente los niveles en aire ambiente respecto a otras estructuras urbanas europeas que se caracterizan por mayores espacios verdes, menor densidad y construcciones bajas.

Otro fenómeno con el mismo efecto es la baja tasa de precipitación (figura 1.1), especialmente en el centro, sur y este de España, lo que impide el lavado atmosférico e influye en la importancia de procesos de resuspensión por el tráfico rodado del material particulado depositado en los firmes de carretera. Asimismo, la elevada radiación solar en los meses estivales se traduce en un incremento de los niveles de partículas secundarias (como sulfato y nitrato),  $\text{NO}_2$  y ozono. Estos incrementos se ven aún más acentuados por la baja capacidad dispersiva de la atmósfera en verano (figura 1.1). Dicho de otra manera, la topografía urbana característica y el clima del sur de Europa hacen que la misma emisión del tráfico produzca un mayor impacto en los niveles de contaminantes en aire ambiente respecto al centro y norte de Europa.

En zonas urbanas, aproximadamente el 50% de emisiones de  $\text{NO}_x$  se produce por combustión en los motores de los vehículos, mientras que otras fuentes de emisión son las centrales eléctricas y demás fuentes industriales (US-EPA, 1998). Los niveles elevados de  $\text{NO}_x$  además de influir en los niveles de ozono (contaminante secundario que se genera en la atmósfera por reacción de  $\text{NO}_2$  y precursores gaseosos orgánicos), y la formación de lluvia

ácida, pueden perjudicar la salud pública afectando especialmente el sistema respiratorio al dañar el tejido pulmonar causando muertes prematuras (Mauzerall *et al.*, 2004).

En cuanto al material particulado, estudios realizados en diferentes ciudades de España y Europa muestran al tráfico como responsable de hasta un 50% de los niveles medios anuales de  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  (concentración en aire ambiente de partículas con un diámetro inferior a 10 y 2.5  $\mu m$ , respectivamente, expresada en  $\mu g/m^3$ ).  $PM_{10}$  puede dividirse a su vez en tres categorías de acuerdo a su tamaño, incluyendo una fracción gruesa (2.5-10 $\mu m$ , deposición extratorácica), fina (0.1-2.5 $\mu m$ ; deposición bronquial) y ultrafina (<0.1 $\mu m$ ; deposición alveolar).

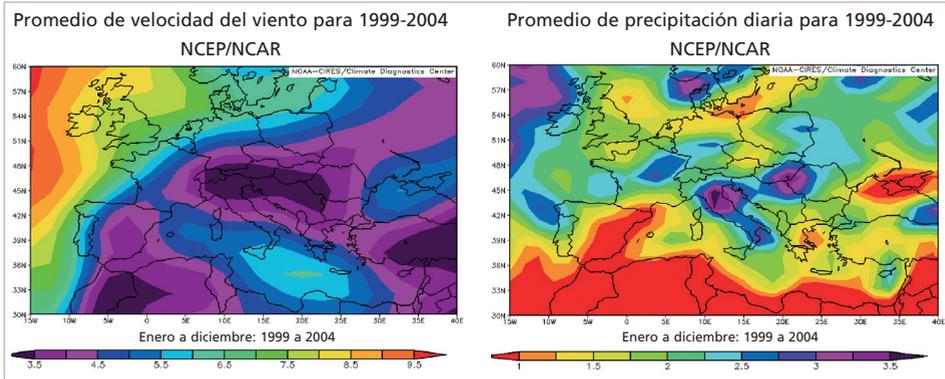
Estudios epidemiológicos y toxicológicos han encontrado claras conexiones entre niveles de contaminación atmosférica e ingresos en hospitales y número de muertes en pacientes, mostrando cómo niveles elevados de polución en el aire que respiramos provocan problemas cardiorrespiratorios, especialmente en niños, ancianos y población enferma (Pope y Dockery, 2006). Es importante considerar que estas reacciones en nuestra salud no solo dependen de la masa de material inhalado, sino también de la composición de dicho material (Adamson *et al.*, 1999, 2000; Dye *et al.*, 2001; Ghio y Deflin, 2001; Moreno *et al.*, 2004). Sin embargo aún hoy existe controversia sobre qué características físico/química/morfológicas hacen que unas partículas sean más biorreactivas que otras.

La presencia de pequeñas cantidades de elementos altamente tóxicos como el cadmio (Cd) (Nawrot *et al.*, 2006), especialmente si son solubles (Fernández-Espinosa *et al.*, 2002; Birmili *et al.*, 2006), también juega un papel importante en los efectos en la salud humana cuando son inhalados ya que son por lo general altamente bioreactivos. Es más, muchos de estos elementos traza se encuentran en la fracción ultrafina del material particulado (<0.1  $\mu m$ , Milford y Davidson, 1985), siendo capaces de alcanzar las regiones alveolares en los pulmones (Schaumann *et al.*, 2004).

Mientras algunos de estos elementos traza son emitidos en grandes volúmenes por fuentes naturales (erupciones volcánicas, tormentas de polvo, alteración de rocas y suelos, fuegos forestales), muchos otros tienen un origen antropogénico. Por ejemplo el vanadio (V), el cobalto (Co), el molibdeno (Mo), el níquel (Ni), el antimonio (Sb), el cromo (Cr), el hierro (Fe), el manganeso (Mn) y el estaño (Sn) son emitidos durante la combustión de hidrocarburos (Pacyna, 1986, 1998; Lin *et al.*, 2005), y el arsénico (As), el cromo (Cr), el cobre (Cu), el manganeso (Mn) y el zinc (Zn) en industrias metalúrgicas (Pacyna, 1986; Querol *et al.*, 2002, 2007; Alastuey *et al.*, 2006). La contaminación del tráfico incluye un amplio rango de emisiones de elementos metálicos como el hierro (Fe), el bario (Ba), el plomo (Pb), el cobre (Cu), el zinc (Zn), el cadmio (Cd) y antimonio (Sb) (Amato *et al.*, 2009a).

De entre todos estos elementos traza la Unión Europea y la normativa nacional regulan los niveles en aire ambiente de unos pocos. Así, las Directivas de calidad del aire establecen un límite anual para el plomo (Pb) (500  $ng/m^3$ , 2008/50/CE) y unos valores objetivo para el arsénico (As) (6  $ng/m^3$ ), el níquel (Ni) (20  $ng/m^3$ ) y el cadmio (Cd) (5  $ng/m^3$ ) (2004/107/CE).

**Figura 1.1.** Niveles promedio de velocidad del viento y precipitación diaria para 1999-2004



Mapas calculados con datos NCEP/NCAR. Reanálisis de NOAA-CIRES Climatic Diagnostic Centre. Cortesía del Dr. Sergio Rodríguez González (AEMET-Universidad de Huelva).

Entre las emisiones de contaminantes atmosféricos procedentes del tráfico rodado y de otros motores estacionarios es necesario destacar las emisiones de los motores diésel. En nuestros días, la tecnología diésel está sufriendo una transformación importante para dar respuesta a las demandas ambientales. Así, la industria del automóvil ha realizado un gran esfuerzo para llegar a poder cumplir los nuevos límites de emisión de contaminantes atmosféricos. Como ejemplo, véase la tabla 1.1, donde se aprecia la evolución que han seguido los niveles de emisión de material particulado. Sin embargo el gran incremento del parque de vehículos, la dieselización de dicho parque y la masificación urbana con tráfico muy denso no han permitido reflejar dicho esfuerzo en un incremento notorio de calidad del aire en lo referente a partículas en suspensión ni en lo referente a  $\text{NO}_2$ . Además como se demostrará posteriormente, los motores diésel de vehículos de pasajeros actuales emiten cantidades de  $\text{NO}_2$  relativamente elevadas.

**Tabla 1.1.** Evolución de la normativa de emisiones de partículas en suspensión (PM) y  $\text{NO}_x$  de los vehículos diésel de pasajeros y los comerciales ligeros

Año	Normativa	Emisión máxima
1992	EURO 1	180 mg PM / km
1996	EURO 2	80 mg PM / km
2000	EURO 3	50 mg PM / km
2005	EURO 4	25 mg PM / km
2009	EURO 5	5 mg PM / km
2014	EURO 6	5 mg PM / km

Año	Normativa	Emisión máxima
2000	EURO 3	500 mg NO <sub>x</sub> / km
2005	EURO 4	250 mg NO <sub>x</sub> / km
2009	EURO 5	180 mg NO <sub>x</sub> / km
2014	EURO 6	80 mg NO <sub>x</sub> / km

Aunque la tendencia en las últimas décadas es situar las instalaciones industriales en las afueras de las ciudades, existen aún focos industriales ubicados en los entornos urbanos. Además, las ciudades en su rápido crecimiento se aproximan, o incluso engloban, a los polígonos industriales. La contaminación de origen industrial se caracteriza por la gran cantidad de contaminantes producidos en las distintas fases de los procesos de producción y por la variedad de los mismos. Los tipos de contaminantes emitidos dependen fundamentalmente del tipo de proceso de producción empleado, y de la tecnología y materias primas utilizadas. Por otra parte, en los focos de emisión industriales se suelen combinar las emisiones puntuales, fácilmente controlables, con emisiones difusas, de difícil control. Las actividades industriales que producen contaminantes atmosféricos son muy variadas, pero los principales focos están en los procesos productivos utilizados en las industrias básicas. Entre los sectores que dan lugar a la mayor emisión de contaminantes atmosféricos podemos destacar la generación eléctrica, la metalurgia, la industria química, las refinerías de petróleo y la industria cerámica y cementera.

En el pasado, la utilización de combustibles con alto contenido en azufre (S) tanto en plantas industriales y de generación de electricidad, como en actividades domésticas, dio lugar al desarrollo de episodios de contaminación como el ya mencionado episodio de *smog* de Londres de 1952, formado por una mezcla de dióxido de azufre, ácido sulfúrico y partículas sólidas en suspensión. A raíz de estos episodios se implementaron diferentes directivas relativas al contenido en azufre en los combustibles y a la mejora de las instalaciones de combustión con objeto de reducir los niveles de emisión de SO<sub>2</sub> y que han resultado en una disminución drástica de los niveles en aire ambiente de este contaminante primario y de los contaminantes secundarios derivados. Actualmente, exceptuando casos muy concretos, los niveles de SO<sub>2</sub> registrados en áreas urbanas son solo ligeramente superiores en las estaciones de tráfico respecto a las industriales. El progresivo uso de combustibles con bajo contenido en azufre es responsable de las relativamente bajas emisiones de SO<sub>2</sub> del tráfico rodado.

Debido a la disminución marcada de las emisiones de contaminantes atmosféricos de origen industrial y al incremento del parque de vehículos, el tráfico rodado aporta una gran parte de la exposición humana a contaminantes atmosféricos en zonas urbanas. Las necesidades de movilidad de los ciudadanos y el transporte de mercancías han contribuido notablemente a incrementar los niveles de contaminantes atmosféricos. Los principales contaminantes emitidos directamente por el tráfico son el monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>), compuestos orgánicos volátiles (VOCs), y material particulado (PM). Además de estas emisiones directas del motor, el desgaste de frenos y neumáticos, así como la erosión del firme de rodadura y la resuspensión del material depositado en la calzada contribuyen a la emisión de material particulado a la atmósfera.

## 1.3. Marco normativo



La Directiva 1996/62/CE del Consejo, de 27 de septiembre de 1996, sobre evaluación y gestión de la calidad del aire, también conocida como Directiva Marco, modificó la normativa sobre esta materia existente anteriormente en el ámbito comunitario, adoptando un planteamiento general sobre la propia evaluación de la calidad del aire, fijando criterios para las técnicas de evaluación y la definición de unos objetivos de calidad que habían de alcanzarse mediante una planificación adecuada.

Este planteamiento general se desarrolló en las conocidas como Directivas Hijas: 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 (modificada por la Decisión de la Comisión 2001/744/CE, de 17 de octubre); Directiva 2000/69/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 16 de noviembre de 2000, sobre los valores límite para el benceno y el monóxido de carbono en el aire ambiente; Directiva 2002/3/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 12 de febrero de 2002 relativa al ozono en el aire ambiente; y 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.

La incorporación de estas Directivas a nuestro ordenamiento jurídico se hizo, a partir de la base legal que constituía la Ley 38/1972, de 22 de diciembre, de Protección del Ambiente Atmosférico, desarrollada por el Decreto 833/1975, de 6 de febrero, mediante las siguientes normas: Real Decreto 1073/2002, de 18 de octubre, sobre evaluación y gestión de la calidad del aire ambiente en relación con el dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno, óxidos de nitrógeno, partículas, plomo, benceno y monóxido de carbono; Real Decreto 1796/2003, de 26 de diciembre, relativo al ozono en el aire ambiente; y Real Decreto 812/2007, de 22 de junio, sobre evaluación y gestión de la calidad del aire ambiente en relación con el arsénico, el cadmio, el mercurio, el níquel y los hidrocarburos aromáticos policíclicos.

La Directiva 2008/50/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 21 de mayo de 2008 relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa modificó el anterior marco regulatorio comunitario, sustituyendo la Directiva Marco y las tres primeras Directivas Hijas.



Asimismo, la antigua Ley 38/1972, de 22 de diciembre, de Protección del Ambiente Atmosférico ha sido sustituida por la Ley 34/2007, de 15 de noviembre, de calidad del aire y protección de la atmósfera, que aporta la nueva base legal para los desarrollos relacionados con la evaluación y la gestión de la calidad del aire en España. Esta Ley, cuyo fin último es alcanzar unos niveles óptimos de calidad del aire para evitar, prevenir o reducir riesgos o efectos negativos sobre la salud humana, el medio ambiente y demás bienes de cualquier naturaleza, sirve de marco regulador para la elaboración de los planes y programas nacionales, autonómicos y locales para la mejora de la calidad del aire.

Para trasponer al derecho español la Directiva 2008/50/CE, desarrollar la Ley 34/2007 en los aspectos relativos a calidad del aire, y simplificar la normativa nacional, el 28 de enero de 2011 se aprobó el nuevo Real Decreto 102/2011 relativo a la mejora de la calidad del aire, que sustituye a los tres reales decretos citados anteriormente.

Por último, actualmente se ha comenzado el proceso de revisión de la directiva 2008/50/CE, cuyo proceso está previsto sea completado en 2013.

Tanto la normativa europea como la española fijan una serie de objetivos de calidad del aire para cada uno de los contaminantes regulados, de manera que si se superan las administraciones competentes tienen que:

- adoptar planes de actuación para reducir los niveles y cumplir así dichos valores límite;
- en el caso de los valores objetivo de ozono y  $PM_{2,5}$ , adoptar los planes necesarios para garantizar que se cumplan, salvo cuando no pueda conseguirse mediante medidas que no conlleven costes desproporcionados;
- demostrar que se aplican todas las medidas necesarias que no conllevan costes desproporcionados en el caso de superación de valores objetivo de arsénico, cadmio, níquel y benzo(a)pireno.

Los objetivos de calidad del aire son los que aparecen en las tablas 1.3 y 1.4.

Con respecto a los planes, independientemente de los que adopten las comunidades autónomas y las entidades locales, el artículo 16 de la Ley 34/2007 dice textualmente:

“1. El Gobierno, en el ámbito de sus competencias, a fin de cumplir la normativa comunitaria y los compromisos que se deriven de los acuerdos internacionales de los que España sea parte, aprobará los planes y programas de ámbito estatal que sean necesarios para prevenir y reducir la contaminación atmosférica y sus efectos transfronterizos, así como para minimizar sus impactos negativos. Estos planes y programas fijarán objetivos específicos, las medidas necesarias para la consecución de los mismos y el procedimiento para su revisión, y serán elaborados y actualizados con la participación de las comunidades autónomas. Podrán incluir además actuaciones para fomentar la investigación, el desarrollo y la innovación, así como el intercambio de información, la cooperación institucional y la cooperación internacional.

[...]

5. Para la revisión de los planes regulados en este artículo se tendrán en cuenta, entre otros aspectos, los indicadores ambientales a que hace referencia el artículo 19.

6. Los planes y programas regulados en este artículo serán determinantes para los diferentes instrumentos de planeamiento urbanístico y de ordenación del territorio. Si tales instrumentos contradicen o no acogen el contenido de los planes y programas regulados en este artículo, esta decisión deberá motivarse y hacerse pública. Asimismo estos planes y programas podrán incluir prescripciones de obligado cumplimiento para los ciudadanos. Para ello, dichos planes y programas deberán ser objeto de publicación.

7. Los citados planes y programas incorporarán las evidencias epidemiológicas y la perspectiva de protección de salud pública en las decisiones que afectan a la calidad del aire.”

**Tabla 1.3.** Objetivos de calidad del aire para la protección de la salud

Contami- nante	Periodo de promedio	Valor límite	Valor objetivo	Objetivo a largo plazo	Fecha de cumpli- miento	Umbral de información	Umbral de alerta
SO <sub>2</sub>	Horario	350 µg/m <sup>3</sup> (24 supe- raciones como máx.)	-	-	1/1/2005	-	500 µg/m <sup>3</sup> (en 3 horas)
	Diario	125 µg/m <sup>3</sup> (3 supe- raciones como máx.)	-	-	1/1/2005	-	-
NO <sub>2</sub>	Horario	200 µg/m <sup>3</sup> (18 supera- ciones como máx.)	-	-	1/1/2010	-	400 µg/m <sup>3</sup> (en 3 horas)
	Anual	40 µg/m <sup>3</sup>	-	-	1/1/2010	-	-
Benceno	Anual	5 µg/m <sup>3</sup>	-	-	1/1/2010	-	-
CO	Máximo diario de las medias móviles octohorarias	10 mg/m <sup>3</sup>	-	-	1/1/2005	-	-
PM <sub>10</sub>	Diario	50 µg/m <sup>3</sup> (35 supera- ciones como máx.)	-	-	1/1/2005	-	-
	Anual	40 µg/m <sup>3</sup>	-	-	1/1/2005	-	-

Contaminante	Periodo de promedio	Valor límite	Valor objetivo	Objetivo a largo plazo	Fecha de cumplimiento	Umbral de información	Umbral de alerta	
PM <sub>2,5</sub>	Anual		25 µg/m <sup>3</sup>	-	1/1/2010	-	-	
			25 µg/m <sup>3</sup>	-	1/1/2015	-	-	
Pb	Anual	0,5 µg/m <sup>3</sup>	-	-	1/1/2005	-	-	
As	Anual	-	6 ng/m <sup>3</sup>	-	2013	-	-	
Cd	Anual	-	5 ng/m <sup>3</sup>	-	2013	-	-	
Ni	Anual	-	20 ng/m <sup>3</sup>	-	2013	-	-	
B(a)p	Anual	-	1 ng/m <sup>3</sup>	-	2013	-	-	
Ozono	Horario						180 µg/m <sup>3</sup>	
								240 µg/m <sup>3</sup> (en 3 horas)
		Máximo diario de las medias móviles octohorarias		120 µg/m <sup>3</sup> (25 superaciones como máx., en un promedio de 3 años)		1/1/2010 (periodo trienal de 2010-2012)		
					120 µg/m <sup>3</sup>	No definida		

**Tabla 1.4.** Objetivos de calidad del aire para la protección de la vegetación

Contaminante	Periodo de promedio	Nivel crítico	Valor objetivo	Objetivo a largo plazo	Fecha de cumplimiento
SO <sub>2</sub>	Anual e invierno (1 de octubre-31 de marzo)	20 µg/m <sup>3</sup>	-	-	11/06/2008
NO <sub>x</sub>	Anual	30 µg/m <sup>3</sup> (expresado como NO <sub>2</sub> )	-	-	11/06/2008
Ozono	AOT40, a partir de valores horarios, de mayo a julio	-	18.000 µg/m <sup>3</sup> · h (promedio en un periodo de 5 años)		1/1/2010 (periodo quinquenal de 2010-2014)
		-		6000 µg/m <sup>3</sup> · h	No definida

El valor AOT40, acrónimo de "Accumulated Ozone Exposure over a threshold of 40 Parts Per Billion", se expresa en [µg/m<sup>3</sup>] x h y es la suma de la diferencia entre las concentraciones horarias superiores a los 80 µg/m<sup>3</sup> (= 40 nmol/mol o 40 partes por mil millones en volumen) y 80 µg/m<sup>3</sup> a lo largo de un periodo dado utilizando únicamente los valores horarios medidos entre las 8:00 y las 20:00 horas, HEC, cada día (o la correspondiente para las regiones ultraperiféricas).

Igualmente, el Real Decreto 102/2011 especifica, en su artículo 24.5, que “... de acuerdo a sus competencias, la Administración General del Estado elaborará Planes nacionales de mejora de la calidad del aire para aquellos contaminantes en que se observe comportamientos similares en cuanto a fuentes, dispersión y niveles en varias zonas o aglomeraciones. Estos Planes nacionales contendrán, siempre que sea posible, la información indicada en la sección A del anexo XV y serán tenidos en cuenta por las comunidades autónomas para la elaboración de sus planes”.

Por último, la sección A del anexo XV a que hace referencia el párrafo anterior indica la información que, en la medida de lo posible, debe incluirse en los planes y que es la siguiente:

1. Localización de la superación: región, ciudad (mapa), estación de medición (mapa, coordenadas geográficas).
2. Información general: tipo de zona (ciudad, área industrial o rural), estimación de la superficie contaminada (km<sup>2</sup>) y de la población expuesta a la contaminación, datos climáticos útiles, datos topográficos pertinentes, información suficiente acerca del tipo de organismos receptores de la zona afectada que deben protegerse.
3. Autoridades responsables: nombres y direcciones de las personas responsables de la elaboración y ejecución de los planes de mejora.
4. Naturaleza y evaluación de la contaminación: concentraciones observadas durante los años anteriores (antes de la aplicación de las medidas de mejora), concentraciones medidas desde el comienzo del proyecto, técnicas de evaluación utilizadas.
5. Origen de la contaminación: lista de las principales fuentes de emisión responsables de la contaminación (mapa), cantidad total de emisiones procedentes de esas fuentes (t/año), información sobre la contaminación procedente de otras regiones, análisis de asignación de fuentes.
6. Análisis de la situación: detalles de los factores responsables de la superación (transporte, incluidos los transportes transfronterizos, formación de contaminantes secundarios en la atmósfera), detalles de las posibles medidas de mejora de la calidad del aire.
7. Detalles de las medidas o proyectos de mejora que existían antes de la entrada en vigor de la presente norma, es decir: medidas locales, regionales, nacionales o internacionales y efectos observados de estas medidas.
8. Información sobre las medidas o proyectos adoptados para reducir la contaminación tras la entrada en vigor del presente Real Decreto: lista y descripción de todas las medidas previstas en el proyecto, calendario de aplicación, estimación de la mejora de la calidad del aire que se espera conseguir, evidencias epidemiológicas y perspectiva de protección de salud pública, y estimación del plazo previsto para alcanzar esos objetivos.
9. Información sobre las medidas o proyectos a largo plazo previstos o considerados.
10. Lista de las publicaciones, documentos, trabajos, etc., que completen la información solicitada en el presente anexo.
11. Procedimientos para el seguimiento de su cumplimiento y revisión.

## 1.4. Justificación

La situación de la calidad del aire en España, según la evaluación oficial realizada para 2008, 2009 y 2010, y cuyos mapas se muestran en las figuras 1.2 a 1.7, a continuación, puede resumirse de la siguiente manera:

- A lo largo de los años se han reducido las zonas con problemas para  $\text{SO}_2$ , de manera que desde 2009 se cumplen en todas las zonas los valores límite diario y horario de dióxido de azufre ( $\text{SO}_2$ ).
- Para  $\text{NO}_2$  se presentan superaciones de los límites legislados en las principales aglomeraciones metropolitanas en los tres años, aunque el valor límite entre en vigor a partir de enero de 2010. En general, podemos afirmar que la fuente de emisión principal es el tráfico.
- En 2008 y 2009, y especialmente en 2010, se produjo una mejoría en los niveles de concentración de material particulado ( $\text{PM}_{10}$ ), ya que se registraron menos superaciones de los valores límite que en años anteriores.
- El ozono troposférico mostrando niveles elevados en zonas suburbanas o rurales, debido a la alta insolación y a que se mantienen los niveles de emisión de sus precursores ( $\text{NO}_x$  y compuestos orgánicos volátiles).
- Se mantiene en general la situación de buena calidad del aire en el resto de contaminantes: no hay superaciones de los valores límite de plomo, benceno y monóxido de carbono ni superaciones de los valores objetivos (que entrarán en vigor en 2013) de cadmio, y benzo(a)pireno y solo una superación de arsénico para ambos años en la zona industrial de Huelva, atribuible a la presencia de industrias de fundición de cobre, que se suma a la característica del terreno, en el que predominan las piritas. y, una superación en 2009 del valor objetivo de níquel en Santa Cruz de Tenerife.

Por lo tanto, se observa que los problemas más extendidos y que, por lo tanto, justificarían la elaboración de un plan nacional por observarse comportamientos similares en cuanto a fuentes, dispersión y niveles de contaminantes en varias zonas o aglomeraciones se dan

asociados al material particulado (y, en concreto,  $PM_{10}$ ), a dióxido de nitrógeno y a ozono. Sin embargo, dadas las características de este último como contaminante secundario y su ciclo particular en el entorno mediterráneo y en las distintas cuencas geográficas de nuestro país, se considera más adecuado tratarlo en un plan propio, por lo que este documento se limitará a las medidas necesarias para reducir las emisiones de partículas y óxidos de nitrógeno de manera que pueda cumplirse con los valores límite de  $PM_{10}$  (y, en la medida de lo posible,  $PM_{2,5}$ ) y  $NO_2$ .

Como un argumento más para la realización de un plan nacional que trate el material particulado, cabe destacar que la Comisión Europea ha emitido carta de emplazamiento, de fecha 30 de junio de 2008 (referencia ARES(2008)10440), en cuyo Anexo aparecen las zonas españolas con superaciones de los valores límite diarios y/u horarios de  $PM_{10}$  en los años 2005 y 2006, solicitando información de las medidas que pensaba tomar España en respuesta a dichas superaciones; carta de emplazamiento de 2 de febrero de 2009 (SG (2009)D/526) por las superaciones de los valores límite de los años 2005 a 2007 y, por último, dictamen motivado de 22 de marzo de 2010 (SG (2010)D/3814) en el que se afirmaba que “al haber excedido durante varios años consecutivos los valores límite de  $PM_{10}$  en el aire ambiente, el Reino de España ha incumplido las obligaciones que le incumben con arreglo al artículo 5, apartado 1, de la Directiva 1999/30/CE, de 22 de abril de 1999, relativa a los valores límite de dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno y óxidos de nitrógeno, partículas y plomo en el aire ambiente”.

Por último, para cumplir con lo especificado en la Ley 34/2007, en su artículo 16.1 (“Los planes y programas que apruebe el Gobierno serán elaborados y actualizados con la participación de las comunidades autónomas”) y en su artículo 17. Participación pública (“Los planes a los que se refiere el artículo 16 deberán ser elaborados y modificados garantizando la participación pública, en los términos previstos en los artículos 16 y 17 de la Ley 27/2006, de 18 de julio, por la que se regulan los derechos de acceso a la información, de participación pública y de acceso a la justicia en materia de medio ambiente”) hay que destacar que este documento ha sido la base del Plan Nacional de Calidad del Aire. Dicho Plan ha sido realizado en colaboración con las comunidades autónomas a través de un grupo de trabajo ad hoc y del Grupo de Trabajo de Atmósfera de la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente, se ha sometido a la aprobación de la Conferencia Sectorial y ha estado sometido al procedimiento de participación pública en la página web del Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, y tras los trámites oportunos se aprobó por el Consejo de Ministros del Gobierno de España con fecha 4 de noviembre de 2011. El presente tratado es el documento científico-técnico que se elaboró para dicho Plan.

Figura 1.2. Mapas con la evaluación de la calidad del aire en España, año 2008

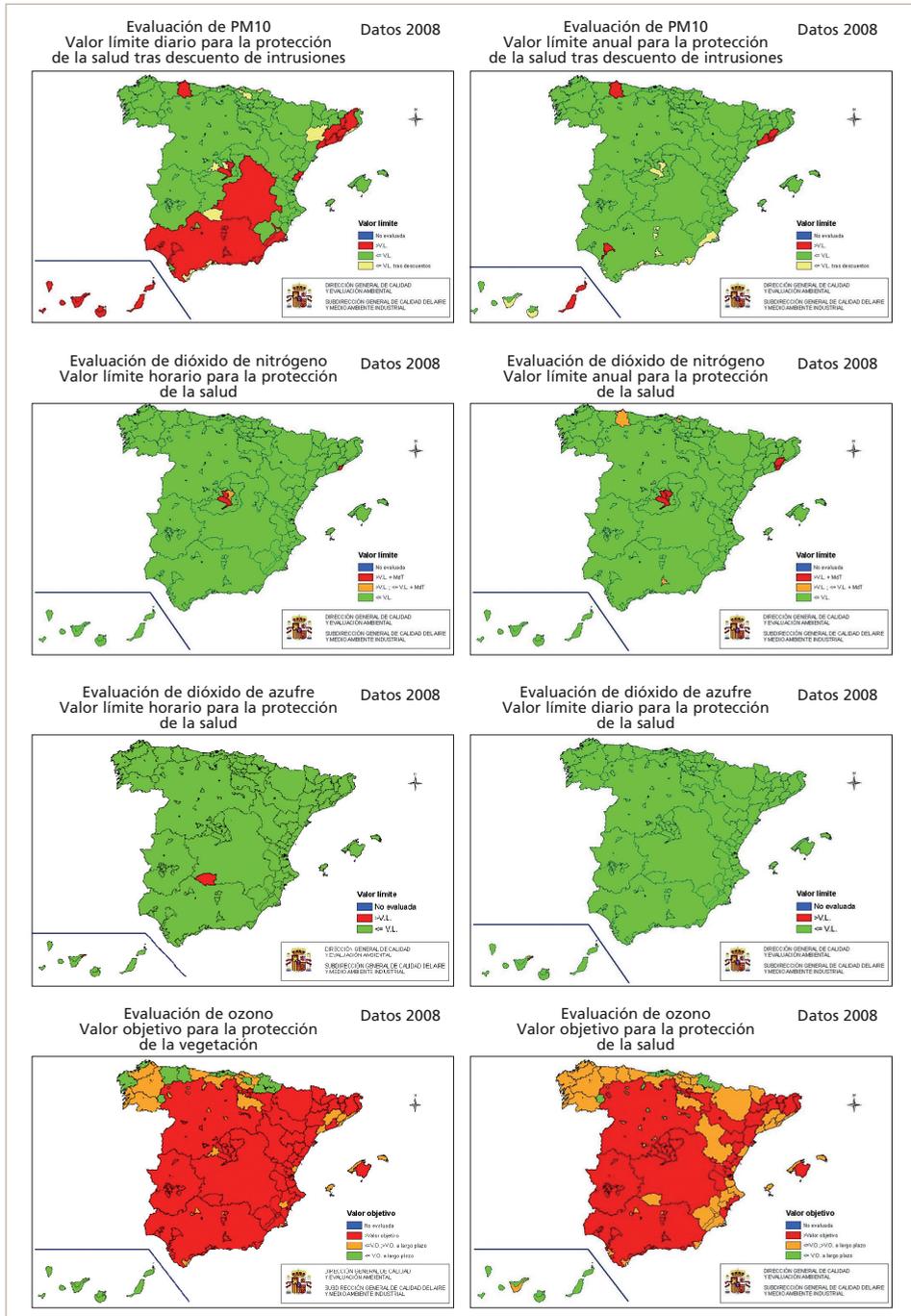


Figura 1.3. Mapas con la evaluación de la calidad del aire en España, año 2008 (cont.)

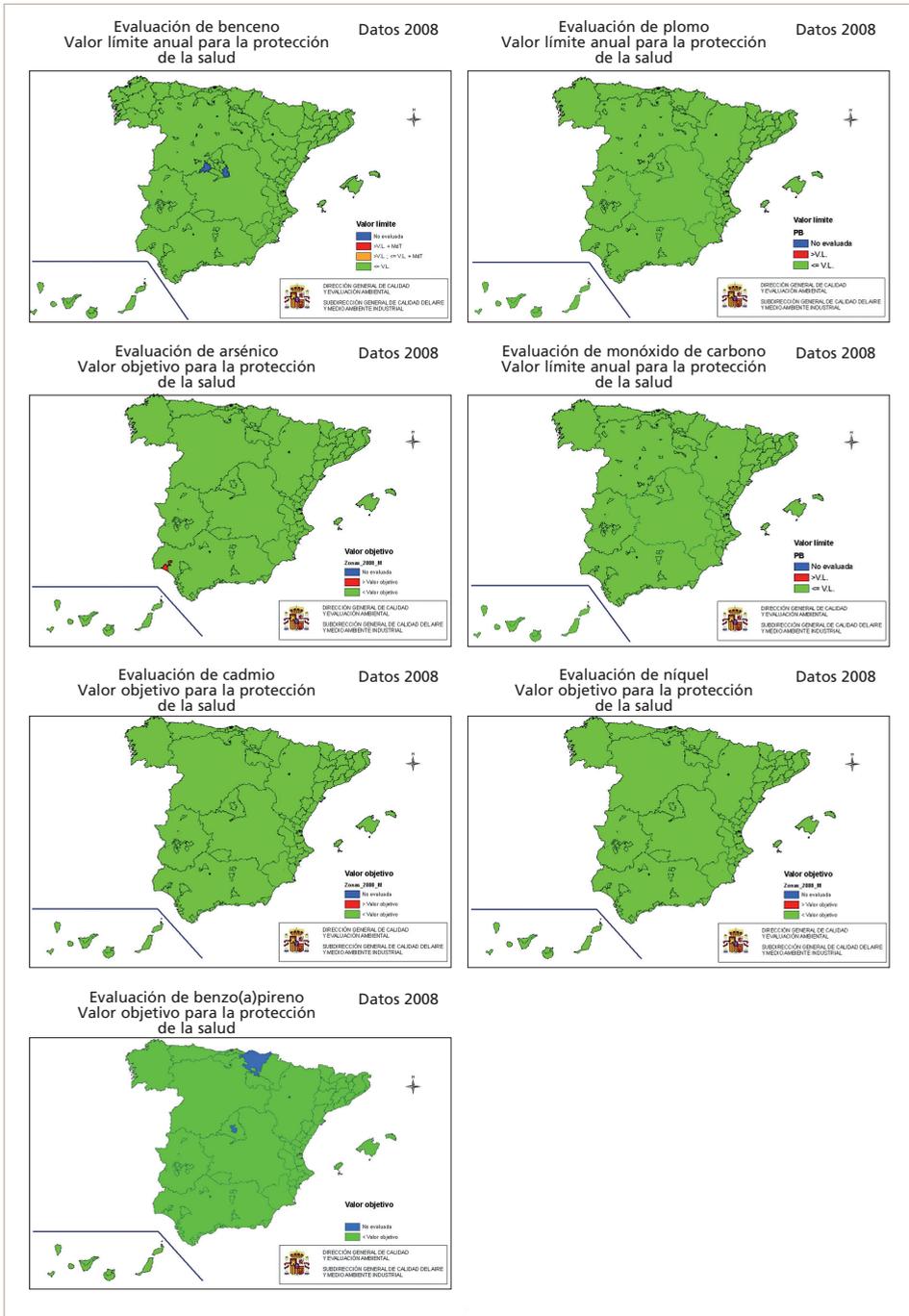


Figura 1.4. Mapas con la evaluación de la calidad del aire en España, año 2009

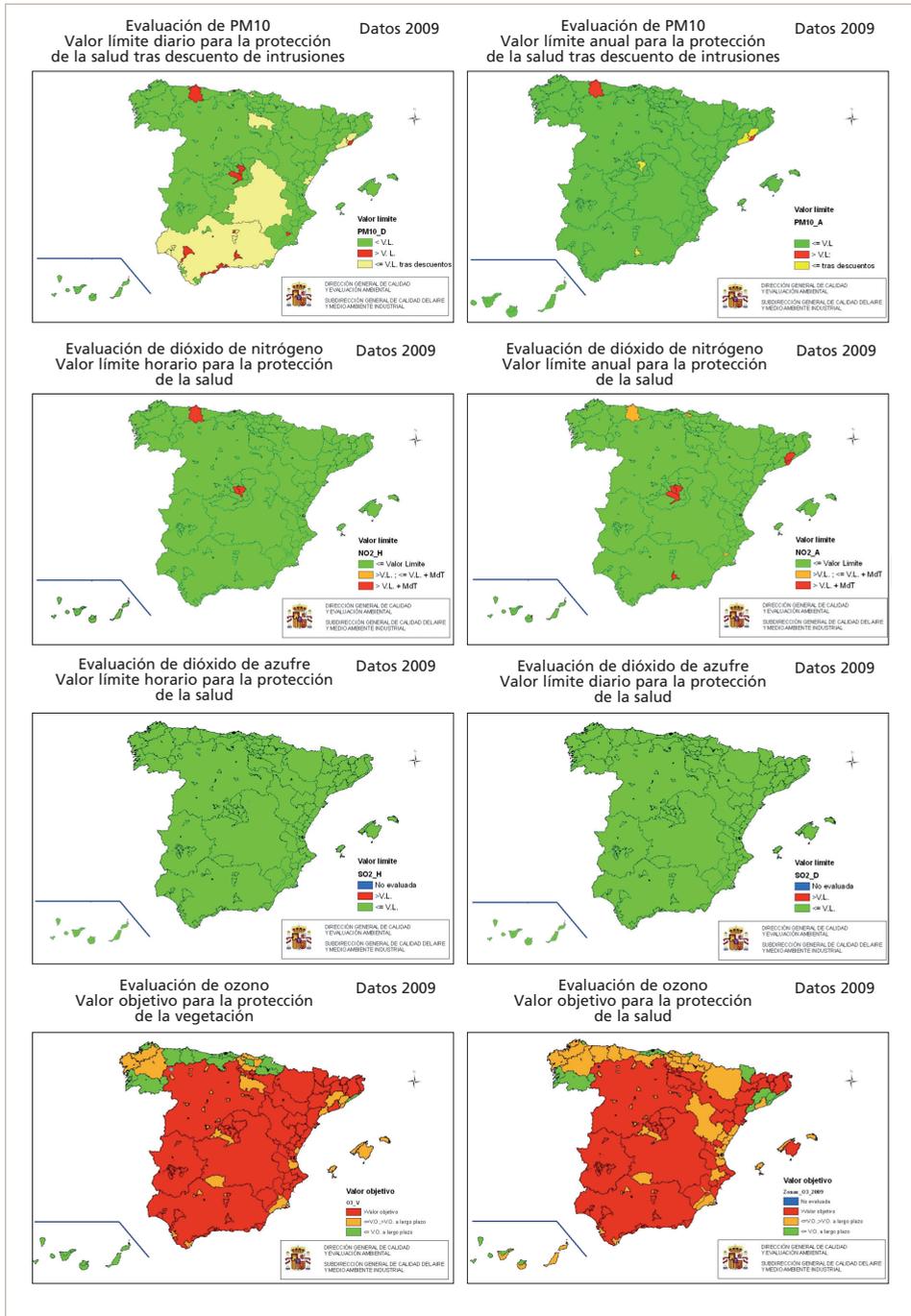


Figura 1.5. Mapas con la evaluación de la calidad del aire en España, año 2009 (cont.)

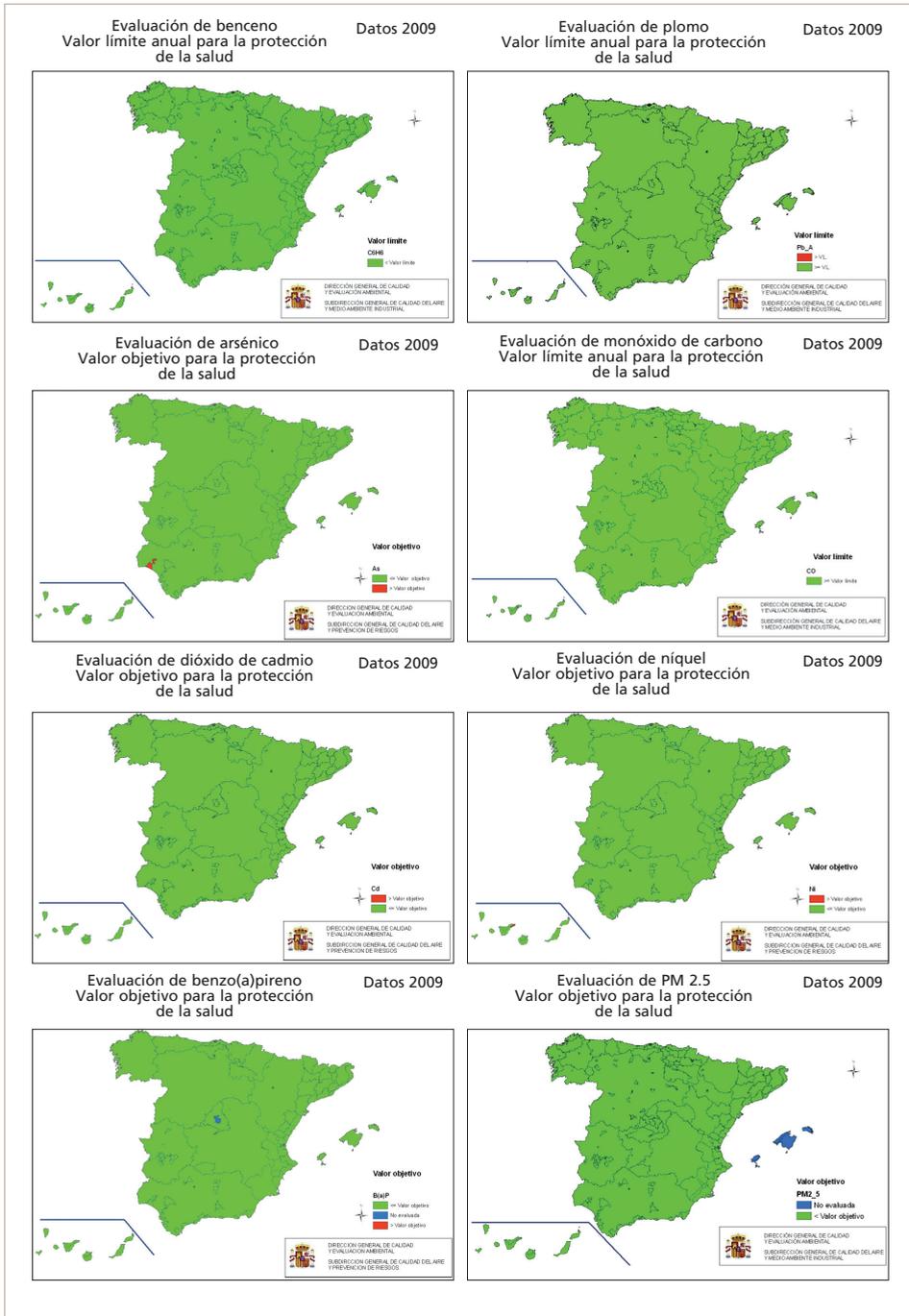


Figura 1.6. Mapas con la evaluación de la calidad del aire en España, año 2010

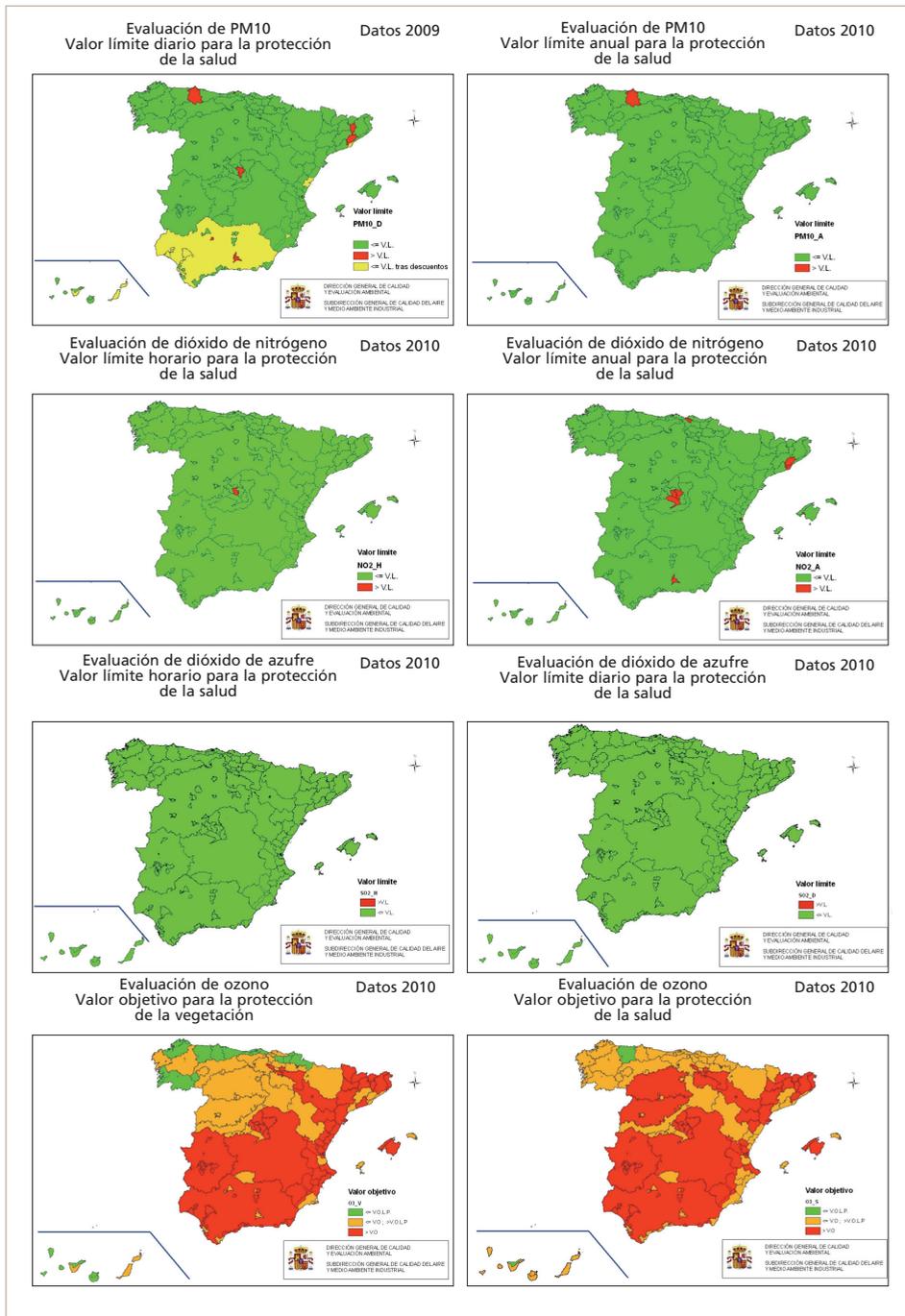
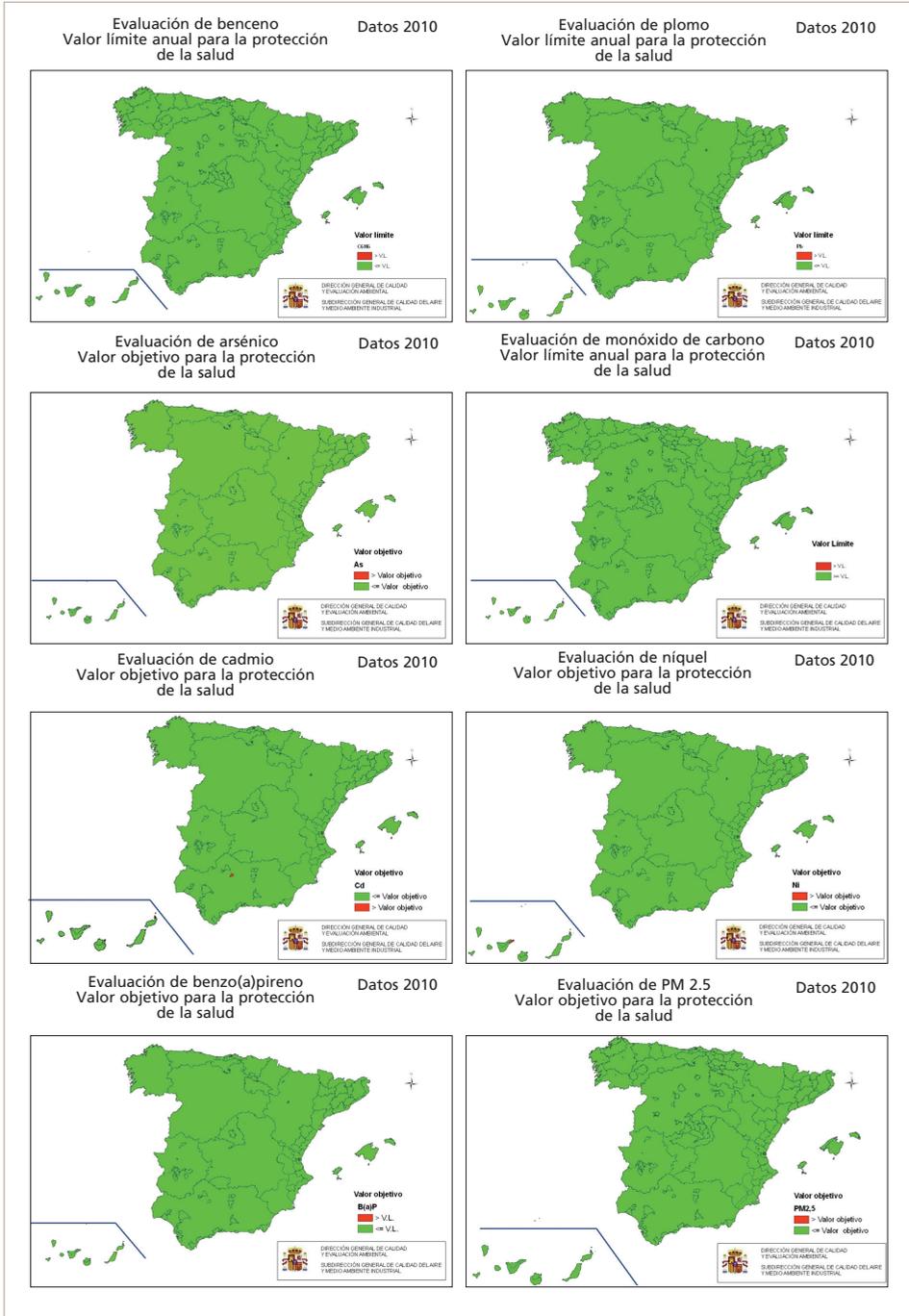


Figura 1.7. Mapas con la evaluación de la calidad del aire en España, año 2010 (cont.)



## 1.5. Objetivos

El presente estudio pretende evaluar las necesidades españolas en relación al cumplimiento de las Directivas 2004/107/CE y 2008/50/CE referidas a las partículas en suspensión, metales y a  $\text{NO}_2$  en el aire ambiente. Los resultados permiten identificar las causas de posibles superaciones de los valores límite y objetivo. Una vez clasificadas las causas de dichos incumplimientos se pretende ofrecer un inventario de actuaciones a realizar para disminuir las emisiones de contaminantes atmosféricos de las fuentes problemáticas con el fin de mejorar la calidad del aire.

El objetivo final del presente estudio es asesorar a los gestores de la calidad del aire en las estrategias a aplicar para la mejora de la calidad del aire por material particulado,  $\text{NO}_2$  y metales. Para ello se consideran los siguientes objetivos específicos:

1. Interpretación de la variabilidad temporal de niveles de  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2,5}$  y  $\text{PM}_1$  en estaciones de control de calidad del aire en España.
2. Detección de episodios de aportes transfronterizos de partículas naturales (episodios africanos) que puedan inducir a la superación de los niveles límite de  $\text{PM}_{10}$  en aire ambiente.
3. Identificación y contribución de las principales fuentes en  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{10}$  y  $\text{PM}_{2,5}$  en España para el periodo 2000-2010.
4. Análisis de componentes específicos en  $\text{PM}_{10}$  y  $\text{PM}_{2,5}$  en aire ambiente (metales y otros componentes traza, con especial interés en As, Cd y Ni) en diferentes regiones de España.
5. Identificación de problemas de incumplimiento de los valores límite y objetivo de las Directivas de calidad del aire y asignación a causas específicas.
6. Propuesta de actuaciones efectivas para disminuir las emisiones de contaminantes asociadas a cada una de las principales “causas” o sectores.

## 1.6. Material particulado atmosférico (PM)

La determinación de los niveles de material particulado en la atmósfera es uno de los parámetros clásicos en el control de la calidad del aire, como consecuencia de sus efectos nocivos sobre la salud, el clima y los ecosistemas (Arimoto, 2001; Pope y Dockery, 2006).

En España, hasta el año 2001, el control de los niveles de MPA se realizaba por medidas de humos negros (HN) y de partículas totales en suspensión (PST) según los Reales Decretos 1613/1985 (BOE nº 219 del 12/09/85) y 1321/1992 (BOE nº 289 del 02/12/92) que provienen de la incorporación a la legislación española de las Directivas Europeas 80/779/CEE y 89/427/CEE. A partir de julio de 2001 entró en vigor la Directiva Europea 1999/30/CE que establece “valores límite y, en su caso, umbrales de alerta con respecto a las concentraciones de dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno y óxidos de nitrógeno, partículas y plomo en el aire ambiente para evitar, prevenir o reducir los efectos nocivos para la salud humana y para el medio ambiente en su conjunto”. Esta nueva Directiva produjo un cambio en los parámetros de medida pasándose a medir  $PM_{10}$  (definido legalmente como la masa de partículas que pasan a través de un cabezal de tamaño selectivo para un diámetro aerodinámico de 10  $\mu m$  con una eficiencia de corte del 50%) en vez de HN y PST, y estableciendo una mayor restricción en los valores límite. Esta nueva Directiva proponía dos fases. La fase I (2005) en la que el límite anual medio de concentración de partículas es de 40  $\mu g/m^3$  y el límite diario es de 50  $\mu g/m^3$ , con un número de superaciones anuales permitidas del valor límite diario de 35 días. La fase II (2010) era más restrictiva, con valores indicativos de 20  $\mu g/m^3$  de media anual y 50  $\mu g/m^3$  de media diaria con siete días de superaciones permitidas en un año. Sin embargo la Directiva expone que para que la fase de 2010 entrase en vigor, los valores indicativos fijados para tal fecha tendrían que haberse ratificado como tales en la evaluación de la Directiva de 2003. Esta ratificación no se produjo y, por tanto, nunca llegarán a entrar en vigor, quedando como valores límite de  $PM_{10}$  los fijados para la primera fase. Diversos estudios científicos (Querol *et al.*, 2004a y b) demuestran claramente que el valor límite diario de la primera fase es mucho más estricto que el anual de la misma fase.

En la Directiva también se proponía que a finales del año 2003 se evaluara la posibilidad de determinar valores límite para el parámetro  $PM_{2.5}$  (masa de partículas que pasan a través de un cabezal de tamaño selectivo para un diámetro aerodinámico de 2.5  $\mu m$  con una eficiencia

de corte del 50%), dado que estudios epidemiológicos apuntan que las partículas más perjudiciales para la salud son aquellas con un diámetro igual o inferior a 2.5  $\mu\text{m}$ .

El documento que elaboró el grupo de trabajo de material particulado dentro del Programa Aire Puro para Europa (CAFÉ, D. G. Medio Ambiente de la Unión Europea (UE), EC, 2004) propuso unos valores límite en el rango de 12-20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de  $\text{PM}_{2.5}$  tomando como base los estudios integrados de evaluación. Se propuso también un valor límite diario de 35  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de  $\text{PM}_{2.5}$ , permitiendo 35 días de superación del valor límite diario. No obstante, de acuerdo con la WHO (2005) se determina que la fracción 2.5-10  $\mu\text{m}$  puede tener también impacto en la salud.

Como resultado de todo lo anterior, la UE aprobó el 21 de mayo de 2008 la nueva Directiva 2008/50/CE, del Parlamento Europeo y del Consejo, relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa (DOUE de 11 de junio), que sustituye, entre otras, a la Directiva 1999/30/CE y, en cuanto a las partículas (tabla 1.5) y que se transpone a la legislación española por el RD102/2011, en el que se presenta “la evaluación de la calidad del aire en relación al dióxido de azufre, el dióxido de nitrógeno y los óxidos de nitrógeno, las partículas, el plomo, el benceno y el monóxido de carbono, el arsénico, el cadmio, el níquel, el mercurio, el benzo(a)pireno y los demás hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP)”:

1. Fija como definitivos los valores límite de  $\text{PM}_{10}$  de la fase I (2005) y descarta definitivamente la entrada en vigor de los valores límite de  $\text{PM}_{10}$  de la fase 2.
2. Añade un valor objetivo anual de  $\text{PM}_{2.5}$  de 25  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  aplicable en todo el territorio europeo a partir de 2010, que a partir de 2015 (fase 1) se convertiría en valor límite. Dicho valor límite pasaría en 2020 (fase 2) a 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (de nuevo, es un valor indicativo, que será revisado por la Comisión en 2013).
3. Introduce, además, el llamado Indicador Medio de Exposición (IME) a nivel nacional, que es el nivel medio, determinado en estaciones de fondo urbano, que refleja la exposición de la población, y dos obligaciones con respecto a este IME: la obligación en materia de concentración de la exposición, de tal modo que en 2015 el IME sea inferior a 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ; y el objetivo nacional de reducción de la exposición, de tal modo que el IME de 2020 (media trienal 2018-2020) sea inferior al de 2011 (media trienal 2009-2011) en un porcentaje que varía en función del valor del IME en 2011.

Además, la Directiva 2008/50/CE, al igual que hacía la Directiva 1999/30/CE, establece criterios sobre micro y macroimplantación de las estaciones de medida, el número de puntos de toma de muestras y los métodos de referencia de medidas. Así, en cuanto a la macroimplantación para la protección de la salud humana, el Anexo III.B dice textualmente:

“a) ... la ubicación de los puntos de muestreo destinados a la protección de la salud humana deberá determinarse de manera que proporcione datos sobre:

—las áreas situadas dentro de zonas y aglomeraciones donde se registren las concentraciones más altas a las que la población puede hallarse directa o indirectamente expuesta durante un periodo significativo en relación con el periodo considerado para el cálculo del valor o valores límite;

—los niveles de contaminación en otras áreas situadas dentro de zonas y aglomeraciones que sean representativas de la exposición de la población en general;

b) en general, la ubicación de los puntos de muestreo deberá ser tal que evite que se midan los microambientes muy pequeños en sus proximidades, lo que significa que los puntos de muestreo deberán estar ubicados de manera que sean, en la medida de lo posible, representativos de la calidad del aire de un segmento de calle no inferior a 100 m de longitud en los emplazamientos de tráfico y de al menos 250 m × 250 m en los emplazamientos industriales;

c) las estaciones de fondo urbano deberán ubicarse de forma que su nivel de contaminación refleje la contribución procedente de todas las fuentes situadas a barlovento de la estación. El nivel de contaminación no debe estar dominado por una sola fuente salvo en el caso de que tal situación sea característica de una zona urbana más amplia. Por regla general, esos puntos de muestreo deberán ser representativos de varios kilómetros cuadrados;

d) cuando el objetivo sea evaluar los niveles rurales de fondo, los puntos de muestreo no deberán estar influidos por las aglomeraciones o los emplazamientos industriales de los alrededores, es decir los situados a menos de cinco kilómetros;

e) cuando se desee evaluar las aportaciones de fuentes industriales, al menos un punto de muestreo se instalará a sotavento de la fuente en la zona residencial más cercana. Cuando no se conozca la concentración de fondo, se situará un punto de muestreo suplementario en la dirección dominante del viento.”

Sin embargo, en la antigua Directiva no quedaban claros los criterios para clasificar las estaciones y no se especificaba la proporción de cada tipo de estaciones que debían integrar una red media de calidad del aire. Esta falta de precisión en la implantación permitió diferencias entre los Estados Miembros (EM) muy importantes en cuanto al diseño de las redes de calidad del aire.

La Directiva 2008/50/CE, aunque sigue sin definir claramente los distintos tipos de emplazamiento, propone fijar un ratio máximo de 2 y un mínimo de 0.5 en la relación entre el número de estaciones de fondo urbano y el de estaciones de tráfico, por una parte, y entre el número de estaciones de  $PM_{10}$  y de  $PM_{2,5}$ , por otro, en cada uno de los diferentes Estados Miembros. Estas nuevas normas están derivando las redes de calidad del aire hacia un cierre bastante generalizado de estaciones de tráfico y a evitar medidas de  $PM_{2,5}$  en este tipo de emplazamiento, aunque la legislación lo exige.

**Tabla 1.5.** Valores límite anual y diario de  $PM_{10}$  y número de superaciones del valor límite diario y valores objetivo y límite anual y obligación en materia de concentración y objetivo de reducción de la exposición para  $PM_{2,5}$  establecidos por la Directiva Europea 2008/50/CE y RD102/2011

Parámetro de referencia	$PM_{10}$	$PM_{2,5}$
Valor objetivo anual ( $\mu g/m^3$ )		25 (2010)
Valor límite anual ( $\mu g/m^3$ )	40	25 (2015)
Valor límite anual ( $\mu g/m^3$ ) (fase 2)		20 (2020)
Valor límite diario ( $\mu g/m^3$ )	50	
Número de superaciones del valor límite diario permitidas	35	
Obligación en materia de concentración de la exposición		20 (2015)*
Objetivo de reducción de la exposición de 2011 a 2020		Máximo del 20%**

\* Valor de la media trienal de  $PM_{2,5}$  en estaciones de fondo urbano en 2013-2015.

\*\* Reducción de la media trienal de  $PM_{2,5}$  en estaciones de fondo urbano desde 2009-2011 a 2018-2020.

Por último, las superaciones de los valores límite, tanto para  $PM_{10}$  como para  $PM_{2,5}$ , atribuibles a fuentes naturales no se considerarán como tales a efectos del cumplimiento de dichos valores límite.

## 1.7. Dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>)

La normativa vigente respecto al dióxido de nitrógeno aparece recogida en la Directiva 2008/50/CE y traspuesta por el citado RD102/2011. Dicho Real Decreto establece un valor límite anual de 40 µg/m<sup>3</sup> de NO<sub>2</sub> y un valor límite horario de 200 µg/m<sup>3</sup> de NO<sub>2</sub> que no podrán superarse en más de 18 ocasiones por año civil. Finalmente, establece un umbral de alerta para el dióxido de nitrógeno, que se sitúa en 400 µg/m<sup>3</sup> y que se considerará superado cuando durante tres horas consecutivas se exceda dicho valor cada hora en lugares representativos de la calidad del aire en un área de, como mínimo, 100 km<sup>2</sup> o en una zona o aglomeración entera, tomando la superficie que sea menor.

## 1.8. Escenarios meteorológicos



Como se ha citado en el apartado introductorio, a lo largo del periodo 1999-2010 se seleccionó un total de 38 emplazamientos de medida y muestreo de PM, distribuidos a lo largo de la España continental e insular, y representativos de los principales tipos de condiciones climáticas que se dan en nuestro país y de las distintas actividades antropogénicas que pueden afectar a un entorno de medida. Las zonas seleccionadas cubren Andalucía, Baleares, Canarias, Cantabria, Castilla-La Mancha, Castilla y León, Cataluña, Extremadura, Galicia, Madrid, Melilla, Murcia, País Vasco y Valencia, e incluyen estaciones de tráfico, de fondo urbano con diferentes grados de influencia industrial, suburbanas y de fondo regional.

44

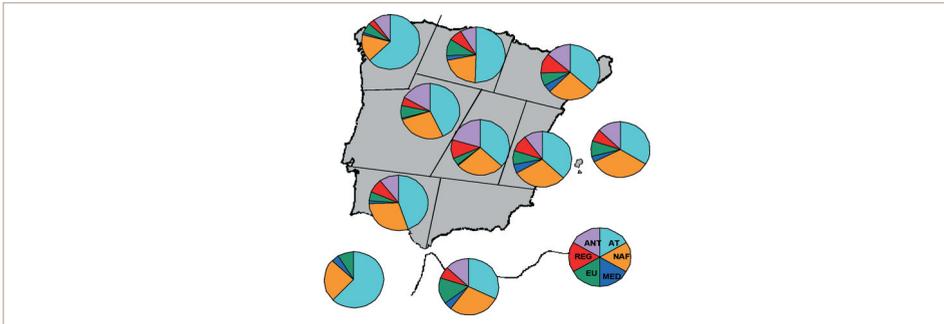
Para cada uno de los citados emplazamientos se realizó, a escala diaria y para todo el periodo de muestreo (como mínimo durante un año), la caracterización detallada de los escenarios de transporte de masas de aire que afectan a las diferentes regiones geográficas nacionales. La figura 1.8 muestra los distintos escenarios de transporte atmosférico, identificados a partir del análisis de retrotrayectorias de masas de aire, mapas de carga de polvo en superficie e índice de aerosol e imágenes de satélite. Dicha figura solo muestra la situación de un año en concreto (2007), y los análisis multianuales realizados muestran una gran variabilidad interanual, de manera que para una misma zona, por ejemplo, el porcentaje de días con episodios africanos puede variar en un factor de 2 de un año a otro (figura 1.8). Destacan en general los años 2005 y 2007, en los que se identificaron el menor y el mayor número de episodios africanos, respectivamente.

Como muestran la figura 1.8 y la tabla 1.6, la advección atlántica domina en todo el territorio español, aunque su influencia disminuye desde Canarias y el oeste peninsular al este y mitad sur peninsular (63% en el noroeste y Canarias, 51% en la mitad norte, 50-37-43% en la zona centro, 34-45% en la mitad sur, 34-37% en el área mediterránea, incrementando hacia el norte de la misma), así como hacia el archipiélago balear y en Melilla (34% y 32%, respectivamente).

**Tabla 1.6.** Frecuencia media (%) de escenarios meteorológicos durante el año 2007 en las diferentes zonas de España

	NW	N	NE	C-L	C-M	E	SW	SE	BAL	MEL	CAN
AT	63	51	37	43	37	37	45	34	34	32	62
NAF	16	21	26	27	27	30	30	35	33	28	25
MED	1	2	5	1	1	5	2	4	4	5	4
EU	6	10	8	7	4	8	5	5	9	15	9
REG	3	7	12	5	11	10	8	10	7	7	-
ANT	10	8	14	17	21	10	11	13	13	13	-

NW: Noroeste; N: Norte; NE: Noreste; C-L: Castilla y León; C-M: Castilla-La Mancha; E: Este; SW: Suroeste; SE: Sureste; BAL: Baleares; MEL: Melilla; CAN: Canarias.

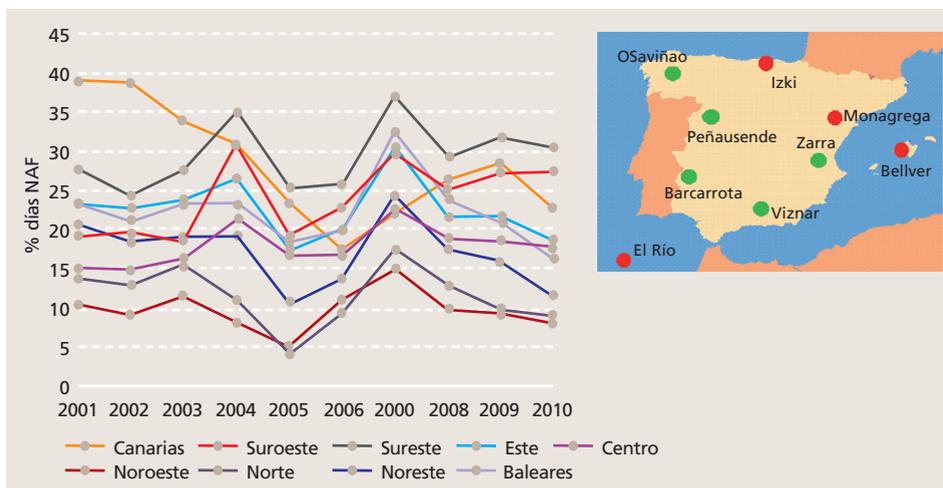
**Figura 1.8.** Porcentaje (en base anual) del origen de masas de aire transportadas hacia cada zona específica (zonas distinguidas para el estudio de la influencia de las masas de aire de origen africano) durante el año 2007

Los vientos dominantes proceden del Atlántico oeste (AT), pero también se incluyen vientos del sur procedentes de África (NAF), vientos del noreste del continente europeo (EU), una pequeña contribución de vientos del Mediterráneo (MED) y como factor común los flujos de viento de carácter regional que permiten la recirculación de los contaminantes en el interior peninsular (REG). Se incluyen también los episodios de estancamiento anticiclónico (ANT) que se desarrollan en los meses fríos y que limitan la dispersión de los contaminantes al ser situaciones no asociadas a viento sinóptico.

El transporte de masas de aire procedentes del norte de África es más frecuente en las Islas Canarias, Melilla y el sur peninsular, donde la frecuencia media anual oscila entre el 24 y 29%. La proporción de días con influencia de masas de aire de origen norteafricano disminuye hacia el norte, de modo que en el este peninsular y las Islas Baleares se registra una frecuencia anual media entre el 22 y 23%. En el centro y noreste de la Península Ibérica la frecuencia disminuye hasta el 17-18%; y ya en la zona norte y noroeste peninsular estos episodios africanos acontecen entre un 10 y un 12% de los días del año. Hay que destacar que la variabilidad interanual con la que estos episodios africanos ocurren es muy elevada (figura 1.9). De este modo, el año 2007 fue atípico dada la frecuencia inusualmente elevada de episodios africanos en todas las zonas de España (figura 1.9), en detrimento de la advección atlántica, que fue sensiblemente inferior en

todas las regiones. Por el contrario, los años 2005-2006 registraron una menor influencia de estos episodios, también menos frecuentes durante el año 2010.

**Figura 1.9.** Porcentaje de días anuales (periodo 2001-2010) con episodios africanos registrados en las diferentes zonas geográficas españolas consideradas para la identificación de este tipo de episodios meteorológicos



El mapa de la derecha localiza geográficamente las estaciones seleccionadas (en color verde las estaciones de fondo remoto EMEP, en rojo otro tipo de estaciones de fondo).

Los episodios de recirculación regional (Millán *et al.*, 1997) son más frecuentes en las áreas del Mediterráneo (7-12%, incluyendo Baleares y Melilla) y centro peninsular (5-11%), que en el sur (8-10%) y norte (3-7%) y Canarias.

Los episodios de estancamiento anticiclónico típicos del periodo octubre-abril (Pérez *et al.*, 2008), que ocasionan una falta de advección generalizada sobre las distintas zonas se registran con una mayor frecuencia en la zona centro peninsular (17-21%) y con una frecuencia entre el 8 y el 14% en el resto de las zonas peninsulares y en Baleares. Este tipo de escenarios suele favorecer la formación de intensos episodios de contaminación local en zonas urbanas e industriales. Las áreas de fondo regional suelen quedar al margen de esta contaminación, salvo en determinadas ocasiones bajo las cuales los contaminantes antropogénicos pueden ser transportados hasta estas áreas de fondo (ver Pérez *et al.*, 2008).

El transporte de masas de aire desde el continente europeo se registró con una mayor incidencia en la zona norte y este de la Península Ibérica y las Islas Baleares (6-10%). En la zona centro la influencia de estas masas de aire disminuyó hasta el 4-7%, mientras que en la zona sur la frecuencia fue del 5%.

Finalmente, la advección de masas de aire desde el Mediterráneo occidental se produjo con mayor frecuencia en la zona oriental del país (4-5%), disminuyendo claramente la influencia de estas masas de aire hacia el noroeste de la Península Ibérica (1%).

# 2

Efectos de la contaminación  
atmosférica en la salud, con  
especial referencia a PM



**P**arte del material recogido en este capítulo está basado en trabajos anteriores de los autores. Principalmente destacan como fuente sus contribuciones a las siguientes obras:

- OSE (2008). *Calidad del aire en las ciudades. Clave de sostenibilidad urbana*. Alcalá de Henares: Observatorio de Sostenibilidad Ambiental.
- Ballester y Boldo, E. (2009). *Los efectos de la contaminación del aire sobre la salud de las personas y las poblaciones*. Observatorio Salud y Medio Ambiente en España 2009 de DKV Seguros “Contaminación atmosférica y salud”.
- Boldo, E. y Ballester, F. (2009). *Estudios de intervención: los programas de reducción de la contaminación atmosférica mejoran la salud de la población*. Observatorio Salud y Medio Ambiente en España 2009 de DKV Seguros “Contaminación atmosférica y salud”.



## 2.1. Contaminación atmosférica y salud

# 2

La relación entre niveles elevados de contaminación atmosférica y efectos adversos en salud es conocida desde antiguo y cobró una gran importancia a partir de una serie de episodios que tuvieron lugar en los países industrializados durante la primera mitad del siglo XX. Los casos ocurridos en el Valle de Mosa (Bélgica) en 1930, en Donora (Pennsylvania, EE UU) en 1948 y, sobre todo, la catástrofe de Londres, en diciembre de 1952, son tal vez los más destacables y característicos (Ware *et al.*, 1981). Estas situaciones excepcionales se tradujeron en un aumento de la mortalidad y la morbilidad (proporción de personas que enferman en un lugar durante un periodo de tiempo determinado en relación con la población total de ese lugar) que no dejaron dudas acerca de que los niveles altos de contaminación atmosférica se asociaban causalmente con un aumento de muertes tempranas. No obstante, el problema era percibido por la sociedad de entonces como un fenómeno local ligado a episodios aislados de niveles altos de contaminación provocados por la industria. En general, se pensaba que las consecuencias sanitarias eran poco importantes, salvo para la población cercana a instalaciones industriales.

50

A pesar de que las primeras alertas por contaminación del aire suceden ya en 1930, la toma de conciencia de este grave problema medioambiental no se produjo hasta años después, aproximadamente en los años cincuenta. Esta es una de las razones por las que, en la mayor parte de los países, las primeras medidas de niveles de contaminantes no llegarán hasta 1960. Paralelamente, el progreso tecnológico y la consideración de estas evidencias permitieron la adopción de políticas de control de la contaminación, especialmente en Europa occidental y Norteamérica. Como consecuencia, se consiguió una importante reducción de los niveles de contaminación atmosférica durante las décadas de los setenta y los ochenta en la mayor parte de países desarrollados. A partir de esa década las emisiones de las industrias y de las calefacciones, fuentes principales de contaminación hasta entonces, comenzaron a ser complementadas por las emisiones procedentes de los vehículos a motor. En la actualidad dichas emisiones constituyen la fuente principal de un número importante de contaminantes, como las partículas finas, especialmente en las ciudades.

## 2.2. Estudio de los efectos de la contaminación atmosférica sobre la salud



La interpretación de las reacciones que produce la contaminación atmosférica en la salud humana se fundamenta en estudios de dos clases: los toxicológicos y los epidemiológicos. Ambos tipos de estudios se consideran complementarios cuando se trata de valorar los efectos de la contaminación atmosférica en la salud.

- *Estudios toxicológicos*, en el hombre o los animales, en los que la concentración, duración y condiciones de la exposición son controladas por el investigador. Su principal ventaja radica precisamente en el control de las condiciones de exposición, por lo que la medida de esta es más precisa que en el caso de otros estudios, como los epidemiológicos observacionales, en los que el investigador recoge información (“observa”) sobre lo que ocurre en la vida real. En cuanto a los inconvenientes, radican fundamentalmente en el hecho de someter a los sujetos en experimentación a una situación artificial, ya que se utiliza un reducido número de contaminantes, en situación ideal, a grandes dosis y en circunstancias ambientales especiales.

Es de destacar que en los últimos años ha habido grandes avances en el desarrollo de estudios de los efectos a exposiciones controladas de contaminantes, en especial se ha avanzado sustancialmente en la comprensión de los efectos y mecanismos biológicos relacionados con la exposición a partículas y a ozono.

- *Estudios epidemiológicos*, se refieren habitualmente a la observación de los sucesos que se desarrollan en las poblaciones humanas bajo condiciones naturales, circunstancia en la que radica su ventaja más significativa. Como medida de la exposición a la contaminación atmosférica muchos estudios han utilizado los datos de las redes de vigilancia de la contaminación atmosférica, pero también se utilizan, cada vez más, otros tipos de aproximaciones a la medida de la exposición que van desde la valoración de la residencia como medida del grado de contaminación, los cuestionarios de exposición, hasta la utilización de captadores personales o la determinación de biomarcadores. A medida que se avanza en sofisticación, la medición es más válida pero se aumenta en costo.



### 2.2.1. Efectos a corto plazo

Entre los diseños epidemiológicos más utilizados para el análisis de los efectos agudos, o a corto plazo, destacan los estudios de series temporales. En ellos se analizan las variaciones en el tiempo de la exposición a la contaminación atmosférica y su relación con el indicador de salud en una población (número de defunciones, ingresos hospitalarios, etc.). En Europa, el proyecto APHEA (Katsouyanni *et al.*, 2001) y en Estados Unidos el estudio NMMAPS (Samet *et al.*, 2000) se encuentran entre los estudios de series temporales que más han aportado al conocimiento del impacto agudo de la contaminación en la salud. En España, el proyecto EMECAM-EMECAS ha estudiado la relación a corto plazo de la contaminación atmosférica en la población de 16 ciudades españolas (EMECAM, 1999; Ballester *et al.*, 2006). Cuantitativamente la relación se puede interpretar como que a incrementos diarios de  $10 \text{ mg/m}^3$  en los niveles de  $\text{PM}_{10}$  le sigue un aumento en el número de defunciones diarias de alrededor del 0,6% en los estudios europeos y algo menor en el estudio NMMAPS. La magnitud de dicha relación es mayor para causas cardiovasculares y respiratorias. Para los ingresos hospitalarios por causas respiratorias en personas mayores de 65 años los resultados indican un incremento de entre el 1 y el 1,5% (Atkinson *et al.*, 2001; Samet *et al.*, 2000) para un incremento de  $10 \text{ mg/m}^3$  en los niveles de  $\text{PM}_{10}$ . En España se ha descrito un incremento de 1,5% en el número de ingresos por causas cardíacas para dicho incremento de  $\text{PM}_{10}$  (Ballester *et al.*, 2006).

Los resultados para el ozono en los estudios APHEA y NMMAPS han descrito una asociación de los incrementos de este contaminante con el riesgo de morir por todas las causas, y en mayor medida para los grupos de causas respiratorias y cardiovasculares (Gryparis *et al.*, 2004; Bell *et al.*, 2004). Los efectos encontrados para el ozono se han mostrado independientes del ajuste por los otros contaminantes. Este no es el caso para el  $\text{NO}_2$  o el  $\text{SO}_2$  en los que sus estimaciones son sensibles a la introducción en los modelos de otros contaminantes, indicando que quizá el efecto encontrado se deba a su relación con las partículas. En el caso del  $\text{NO}_2$  su importancia para la salud podría derivar de su papel como precursor de  $\text{O}_3$  y por su contribución a la formación de partículas secundarias (Katsouyanni, 2001).

### 2.2.2. Efectos a largo plazo

Aunque en mucho menor número que los estudios de series temporales, existen varios estudios de cohortes (o grupo de personas seleccionadas en una población sobre el que se realiza el estudio) que evalúan el impacto a largo plazo de la contaminación en la salud. El primero de ellos es conocido como el estudio de las “seis ciudades”. En él se sigue la evolución, desde 1974, de 8.111 adultos de seis ciudades de los Estados Unidos (Dockery *et al.*, 1993). Sus resultados indican que, una vez controlado el hábito de fumar y otros factores de riesgo, las tasas de mortalidad están asociadas a la contaminación del aire. El riesgo de morir en las ciudades más contaminadas fue un 26% más alto comparado con las menos contaminadas.

En otro estudio de seguimiento de la Sociedad Americana del Cáncer, Pope y colaboradores (Pope *et al.*, 1995) evaluaron los efectos de la contaminación atmosférica por partículas sobre la mortalidad en los participantes. En total se recogieron datos sobre factores de riesgo y contaminación atmosférica para unos 500.000 adultos de 151 áreas metropolitanas de los Estados Unidos, desde 1982. En marzo de 2002 se publicaron los resultados del seguimiento de dicha cohorte hasta el año 1998 (Pope *et al.*, 2002). Las partículas finas (PM<sub>2.5</sub>) y los óxidos de azufre se asociaron con la mortalidad por todas las causas, por causas cardiovasculares y por cáncer de pulmón. Por cada incremento de 10 µg/m<sup>3</sup> en las partículas finas la mortalidad se incrementó en un 4%, 6%, y 8%, respectivamente. También se ha asociado la exposición crónica con una morbilidad cardiorrespiratoria incrementada y con una disminución de la función pulmonar, tanto en niños como en adultos.

Los primeros resultados de un estudio de cohortes sobre efectos por exposición a contaminación atmosférica en población europea corresponden a una cohorte holandesa de 5.000 adultos. En los siete primeros años de seguimiento se ha descrito una asociación entre vivir cerca de vías con tráfico intenso y el riesgo de morir por causa cardiorrespiratoria, pero no se encuentra asociación significativa con los niveles de contaminantes (Hoek *et al.*, 2002). Estos resultados son consistentes con otros estudios europeos en los que vivir cerca de vías con elevada intensidad de tráfico se asocia con mayor riesgo de enfermedades respiratorias (Bayer-Oglesby *et al.*, 2006), o cardíacas (Hoffman *et al.*, 2006). En un estudio realizado en 24 áreas de siete ciudades francesas los resultados fueron consistentes con los de las cohortes de EE UU: un incremento de 10 µg/m<sup>3</sup> en los niveles de humos negros se asoció con un aumento del 7% de la mortalidad por causas orgánicas (Filleul *et al.*, 2005). En algunos casos la información de los efectos a largo plazo proviene de estudios de cohortes que se iniciaron con otros propósitos, como el estudio EPIC, cuyo objetivo era valorar la relación de la dieta y los estilos de vida con el riesgo de cáncer. Combinando la información en dicho estudio con la de registros de niveles de NO<sub>2</sub> en el aire los investigadores de EPIC han estimado que entre el 5 y el 7% de los cánceres de pulmón en no fumadores serían atribuibles a la contaminación atmosférica (Vineis *et al.*, 2007). Con todo lo anterior, sería prioritario llevar a cabo un estudio multicéntrico amplio de cohortes bien planificado en Europa que evaluase los efectos a largo plazo en la población europea.

## 2.3. Contaminación atmosférica y salud infantil



54

Como ocurre con muchos procesos biológicos (las enfermedades lo son), la respuesta ante un estímulo ambiental puede variar de una persona a otra por sus diferentes rasgos genéticos o constitucionales; pero también en la misma persona simplemente con el paso del tiempo, con la edad. Recién nacidos, niños, adolescentes, jóvenes, adultos, ancianos no son un mismo individuo, desde el punto de vista fisiológico. En particular, el desarrollo progresivo de los sistemas respiratorio e inmunológico en las primeras etapas de la vida hace de los niños, en general, un grupo de población más vulnerable a las agresiones ambientales. El menor número de alvéolos pulmonares, la mayor permeabilidad del epitelio pulmonar, la mayor frecuencia respiratoria y consecuentemente la mayor frecuencia de la ventilación pulmonar en relación con el peso son marcas diferenciales de la infancia, especialmente antes de la edad escolar. Los mecanismos de maduración y modulación de la respuesta inmunitaria celular igualmente son un proceso dinámico influenciado por agentes ambientales. Y, más allá de esa primera infancia, también hasta la pubertad y adolescencia podemos encontrar características propias que otorgan un perfil singular a estas etapas. Por otro lado, desde el punto de vista de la exposición, los niños y adolescentes suelen pasar más tiempo en el exterior que los adultos y, además, los niños más pequeños, por su corta estatura, pueden estar más expuestos a fuentes de emisión de contaminantes como los tubos de escape de los vehículos a motor, o estufas y cocinas en el interior de las casas.

A todo esto cabe añadir la exposición “indirecta” del feto como consecuencia de la exposición materna, cosa que atañe pues a la madre y al periodo prenatal. Resultados de estudios experimentales en humanos muestran que en fetos y niños la susceptibilidad es mayor a los efectos tóxicos de contaminantes como partículas en suspensión, derivados de hidrocarburos, compuestos volátiles, humo de tabaco, compuestos clorados, nitratos y metales (Perera *et al.*, 2002), entre otros. Estos tóxicos llegarían al feto por vía transplacentaria y al niño por vía respiratoria, por ingestión o por vía dérmica y pueden tener consecuencias durante la infancia o a lo largo de etapas más tardías de la vida.

Una forma de clasificar los efectos de la contaminación atmosférica sobre la salud de los niños es distinguir entre: efectos en las etapas prenatal y perinatal, efectos de la exposición aguda y efectos de la exposición crónica (Schwartz, 2004).

Estudios epidemiológicos han demostrado la asociación de la exposición prenatal a la contaminación atmosférica con diversos efectos relacionados con el desarrollo fetal. En cuanto al bajo peso al nacer y al retraso en el crecimiento intrauterino los resultados son compatibles con una relación causal. Para el parto prematuro es necesario contar con mayor número de estudios, aunque las pruebas existentes sugieren que podría existir un vínculo causal. Para las malformaciones congénitas no existen pruebas concluyentes que indiquen causalidad de la contaminación atmosférica (Sram *et al.*, 2005). Existen pruebas suficientes de que la exposición a la contaminación atmosférica durante el primer año de vida se asocia con un incremento del riesgo de mortalidad infantil de magnitud mayor que el riesgo encontrado para adultos (Lacasaña *et al.*, 2005; Sram *et al.*, 2005).

En una reciente monografía de la Organización Mundial de la Salud (OMS) (WHO, 2005) se ha revisado la literatura científica sobre el impacto de la contaminación atmosférica en diferentes aspectos de la salud de los niños. Los trabajos científicos revisados indican que existe evidencia suficiente para inferir causalidad en la relación entre la contaminación atmosférica y un aumento en la prevalencia e incidencia de tos y bronquitis. Existe menos evidencia para poder asegurar una relación causal entre incidencia de asma y la contaminación del aire en general; sin embargo, sí existen pruebas más consistentes respecto a su relación con el aumento en la frecuencia de urgencias e ingresos por asma, es decir, con el empeoramiento del asma. También existen pruebas suficientes para la relación causal de la contaminación con la exacerbación de síntomas como las sibilancias y la tos. La mayoría de estos efectos se relacionan con contaminantes derivados de las emisiones del tráfico, como las partículas en suspensión y el dióxido de nitrógeno, así como la contaminación por ozono.

Los primeros estudios, como se ha dicho, indicaban ya una relación entre la contaminación atmosférica y el diagnóstico de bronquitis y el incremento de síntomas respiratorios en niños, pero no con el desarrollo de asma. No obstante, estudios recientes ponen en cuestión esos resultados negativos y, junto a ello, han cobrado importancia especial los contaminantes originados por el tráfico (motores diésel en especial) y el ozono. A pesar de que no todos los resultados son concordantes, algunos de ellos sugieren que la exposición a esos contaminantes atmosféricos supone un mayor riesgo de desarrollar asma y de sensibilización a determinados alérgenos y atopía (trastornos alérgicos mediados por el efecto y acción de anticuerpos). En este punto, es muy posible que factores de susceptibilidad individual (polimorfismos genéticos) jueguen un papel destacable y haya que tenerlos en cuenta (Braback *et al.*, 2009).

La exposición a la contaminación atmosférica también se ha relacionado con cambios en la función pulmonar. Uno de los estudios más importantes de seguimiento de la salud respiratoria en niños escolares fue el iniciado en 1993 en California. Ha ofrecido y sigue ofreciendo resultados que indican que los niños que viven en áreas con mayores niveles de contaminación presentan un retraso en la maduración de la función pulmonar (Gauderman *et al.*, 2000), detectable hasta los 18 años, por lo menos (Gauderman *et al.*, 2004). No

obstante, la mayoría de estos trastornos son reversibles ya que se ha visto que las mejoras en la calidad del aire llevan a mejoras en la función pulmonar (Avol *et al.*, 2001; Dockery *et al.*, 2009).

Las enfermedades respiratorias, alérgicas e infecciosas son un punto de atención primordial en la investigación epidemiológica relacionada con la contaminación atmosférica en la población infantil. Pero no solo estas; los trastornos neurológicos, el cáncer y, en realidad, cualquier otra alteración de la salud que se crea relacionada con este problema, también lo son. La relación entre la exposición a plomo y trastornos cognitivos en los niños está bien demostrada. Las pruebas científicas sugieren que la exposición a mercurio orgánico y policlorobifenilos (PCB) podría estar relacionada con efectos sobre el desarrollo neurocognitivo. Sin embargo, la vía respiratoria no es la principal vía de entrada de estos compuestos, especialmente para el plomo, desde que fue eliminado de la gasolina.

En la citada revisión de la OMS se han evaluado también los estudios que abordan otras hipótesis como la posible relación de la contaminación atmosférica con el riesgo de cáncer infantil y con el desarrollo neurológico de los niños. El conjunto de la literatura científica analizada indica que no existen evidencias consistentes para la relación causal entre la contaminación originada por el tráfico que llega a la vivienda y la incidencia de cáncer infantil. No obstante, se reconoce que el número de estudios disponibles hasta ahora es bajo y que existen limitaciones metodológicas importantes como la dificultad de disponer de medidas adecuadas de la exposición durante diferentes periodos de la vida (Raaschou-Nielsen, 2006).

En España, el proyecto INMA “Infancia y Medio Ambiente” ([www.proyectoinma.org](http://www.proyectoinma.org)) está constituido por una red de grupos de investigación que pretenden, mediante una metodología en común, relacionar las exposiciones pre y postnatales a contaminantes ambientales, en el aire, el agua y los alimentos, con los posibles efectos en la salud de los niños, incluyendo su crecimiento y desarrollo.

El proyecto consiste en un estudio de cohorte prospectivo de base poblacional con unos 4.000 pares mujer-niño, a los que se les sigue durante la gestación y a continuación a sus hijos. Las mujeres se reclutan en varios lugares, formando un conjunto de cohortes, lo que permite tener representación de diferentes puntos de la geografía española. Las áreas que participan con cohortes de madres y niños son: Flix (Ribera de L’Ebre), Menorca, Granada, Valencia, Sabadell, Guipúzcoa y Asturias. De todas ellas, las tres primeras ya se habían formado en el momento de iniciar la Red INMA (cohortes previas), mientras que el resto comenzó con posterioridad (cohortes nuevas).

Entre las exposiciones ambientales a estudio en el proyecto se encuentra la evaluación de la exposición a contaminantes atmosféricos durante el embarazo y la infancia y su posible repercusión sobre la salud (Esplugues *et al.*, 2007). Los primeros resultados sobre los efectos de la contaminación atmosférica indican que la exposición a contaminación atmosférica durante el embarazo se asocia con un menor peso al nacer (Aguilera *et al.*, 2009), así como con un retraso en el crecimiento fetal (Ballester *et al.*, 2010).

### 2.3.1. Otros grupos de población vulnerables a la contaminación atmosférica

Junto a los niños y las mujeres embarazadas existen otros grupos de población que tienen un riesgo mayor de padecer los efectos causados por la contaminación atmosférica. Entre ellos se encuentran las personas con enfermedades respiratorias, como el asma, la bronquitis crónica o el enfisema, los que padecen enfermedades cardiovasculares o diabetes y, en general, las personas de edad avanzada que padezcan alguna enfermedad crónica. También se ha encontrado un riesgo mayor frente a la contaminación del aire de las personas que trabajan en el exterior o en lugares donde se está expuesto a emisiones de contaminantes, como, por ejemplo, en calles muy contaminadas o determinadas industrias. Por otro lado, diferentes estudios han descrito que las personas de nivel económico más bajo padecen más los efectos de la contaminación atmosférica. No está totalmente dilucidado si dicho riesgo mayor se debería a una mayor exposición (por el trabajo, por vivir en zonas más contaminadas, por características de la vivienda), o si se debería a un mayor efecto debido a una interacción con otros factores como una peor alimentación u otros hábitos de vida (actividad física, alcohol, tabaco).

## 2.4. Cuantificación de los efectos de la contaminación por partículas sobre la salud

Como resultado de los centenares de estudios epidemiológicos que evalúan los efectos de la contaminación atmosférica de la salud se dispone de una serie de estimaciones sobre la asociación entre las exposiciones a contaminantes y diferentes efectos en salud. Las partículas en suspensión son el contaminante más comúnmente utilizado como indicador de contaminación, especialmente las  $PM_{10}$ , para efectos a corto plazo, y las  $PM_{2.5}$  o partículas finas como indicadores de la exposición a largo plazo. La relación entre ambos tipos de partículas difiere según las fuentes, la meteorología y la estación del año pero, en general, se acepta que, como promedio en España, aproximadamente un 60% de las  $PM_{10}$  corresponde a las  $PM_{2.5}$ . Siguiendo dicha equivalencia, un incremento de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en  $PM_{10}$  se correspondería con un incremento de  $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en  $PM_{2.5}$ . En la tabla 2.1 se resumen los resultados de estudios internacionales respecto a los efectos de la exposición, aguda y crónica, a las partículas en suspensión. Como puede observarse en los resultados, los efectos de la exposición crónica superan en magnitud a los efectos agudos debidos a exposiciones en el corto plazo.

**Tabla 2.1.** Resumen de los efectos de la exposición a partículas en suspensión

Efectos en salud	Exposiciones agudas Cambio porcentual en el indicador de salud por incremento de 10 µg/m <sup>3</sup> en PM <sub>10</sub>	Exposiciones crónicas Cambio porcentual en el indicador de salud por incremento de 5 µg/m <sup>3</sup> en PM <sub>2,5</sub>
<i>Aumento de la mortalidad*</i>	*Estudios de series temporales	*Estudios de cohortes
Todas las causas menos las externas (accidentes, etc.)	Según estudios: 0,2 <sup>a,j</sup> - 0,6 <sup>b,c,j</sup> - 1,0	2 <sup>i</sup> - 3
Cardiovascular	Entre 0,7 <sup>c,d</sup> y 1,4	3 <sup>i</sup> - 6
Respiratoria	Entre 1,3 <sup>c</sup> y 3,4	
Cáncer de pulmón	4 <sup>i</sup>	
<i>Incremento en ingresos hospitalarios</i>		
Todas las enfermedades respiratorias	Entre 0,8 y 2,4 <sup>e</sup>	
EPOC	Entre 1,0 <sup>f</sup> y 2,5	
Asma	Entre 1,1 <sup>f</sup> y 1,9	
Enfermedades cardiovasculares	Entre 0,5 <sup>g</sup> y 1,2 <sup>h</sup>	
<i>Enfermedades: bronquitis</i>		7
<i>Disminución de la función pulmonar (VEF<sub>1</sub>)</i>		
Niños	0,15	1
Adultos	0,08	1,5

Adaptado de Pope y Dockery (2006) y revisado con los resultados de otros estudios: <sup>a</sup> Dominici *et al.* (2002);

<sup>b</sup> Katsouyanni *et al.* (2001); <sup>c</sup> Stieb *et al.* (2002); <sup>d</sup> Samet *et al.* (2000); <sup>e</sup> Biggeri *et al.* (2001); <sup>f</sup> Atkinson *et al.* (2001);

<sup>g</sup> Le Tertre *et al.* (2002); <sup>h</sup> Samet *et al.* (2000); <sup>i</sup> Pope *et al.* (2002); <sup>j</sup> Samoli *et al.* (2008).

EPOC: Enfermedad pulmonar obstructiva crónica.

VEF1: Volumen espiratorio forzado.

## 2.5. Mecanismos del daño en la salud de la contaminación atmosférica



**E**n los últimos años ha habido grandes avances en el desarrollo de estudios de los efectos a exposiciones controladas de contaminantes, en especial, se ha avanzado sustancialmente en la comprensión de los efectos y mecanismos biológicos relacionados con las partículas y el ozono.

### 2.5.1. Partículas en suspensión

60

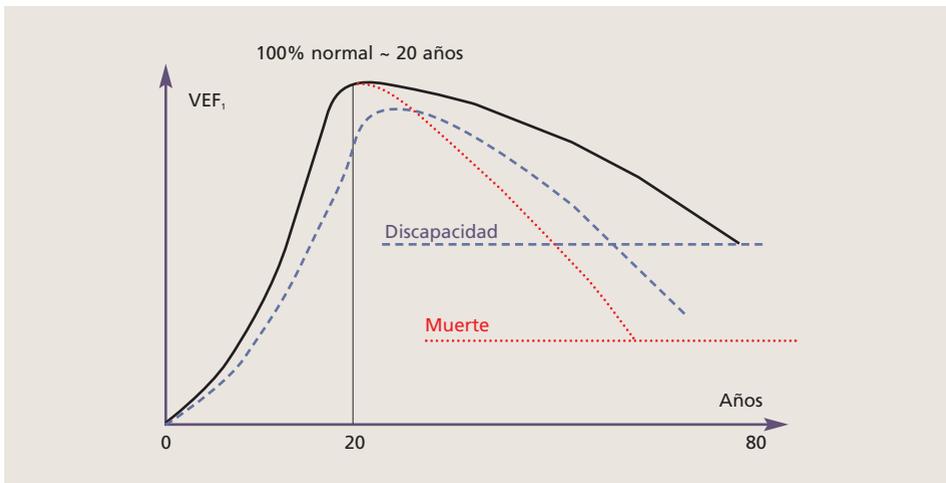
Los resultados de estudios toxicológicos y epidemiológicos señalan a las partículas como un indicador del riesgo sanitario que supone la contaminación atmosférica. Las partículas presentan una toxicidad ligada a su composición química debida a su origen y, sobre todo, a su tamaño, que determina su capacidad de llegar más o menos lejos en el sistema respiratorio. Cuanto más finas son, más permanecen en suspensión en el aire y más fácilmente viajan hasta los pulmones. Las partículas con un diámetro superior a 10  $\mu\text{m}$  son filtradas por la nariz y deglutidas. De 3 a 10  $\mu\text{m}$ , se depositan principalmente en la tráquea y los bronquios. Las de menos de 3  $\mu\text{m}$  alcanzan los alvéolos pulmonares, donde se realizan los intercambios gaseosos con la sangre.

En el caso de las partículas, a pesar de la consistencia de los resultados de los estudios epidemiológicos sobre su impacto en salud, la falta de una explicación del mecanismo fisiopatológico ha hecho que se cuestionara dicha asociación como causal. Ello generó un interesante debate entre unos autores que consideraban suficientes las pruebas científicas existentes y abogaban por una intervención más decidida, por un lado, y otros que cuestionaban que el impacto en la salud estuviera causado por las partículas. Todo esto ha constituido un impulso para la investigación toxicológica y para más estudios epidemiológicos que han aportado evidencias más firmes acerca de la coherencia biológica y la robustez de los resultados. Aunque existan lagunas en el conocimiento, cada vez se puede describir con mayor precisión los mecanismos de agresión de las partículas en el sistema cardiorrespiratorio. Dada la vía de entrada de las partículas existen menos dudas acerca de los mecanismos que podían causar problemas respiratorios, como daño oxidativo o

inflamación pulmonar. Los contaminantes además interfieren con el aclaramiento ciliar en las vías respiratorias, lo que conlleva un incremento de riesgo de infección bacteriana o vírica.

En un artículo Kuenzli y Pérez (2009) nos ofrecen un ejemplo del efecto de exposiciones crónicas, como el tabaco y la contaminación atmosférica, sobre la capacidad pulmonar. Una función pulmonar deficiente (medida, por ejemplo como disminución del  $VEF_1$ ) se relaciona con inflamación sistémica y con enfermedades crónicas inflamatorias; de hecho, la función pulmonar es un marcador de esperanza de vida. La figura 2.1, adaptada de dicho artículo, proporciona un modelo de función pulmonar a lo largo de la vida en “poblaciones normales” y entre aquellas expuestas a factores que afectan el crecimiento funcional y el decaimiento a medida que aumenta la edad.

**Figura 2.1.** Evolución de la función pulmonar (medida como el volumen espiratorio máximo en el primer segundo – $VEF_1$ ) en población sana (línea continua); en población fumadora (línea de puntos roja) y en población expuesta a contaminación atmosférica (línea discontinua azul)

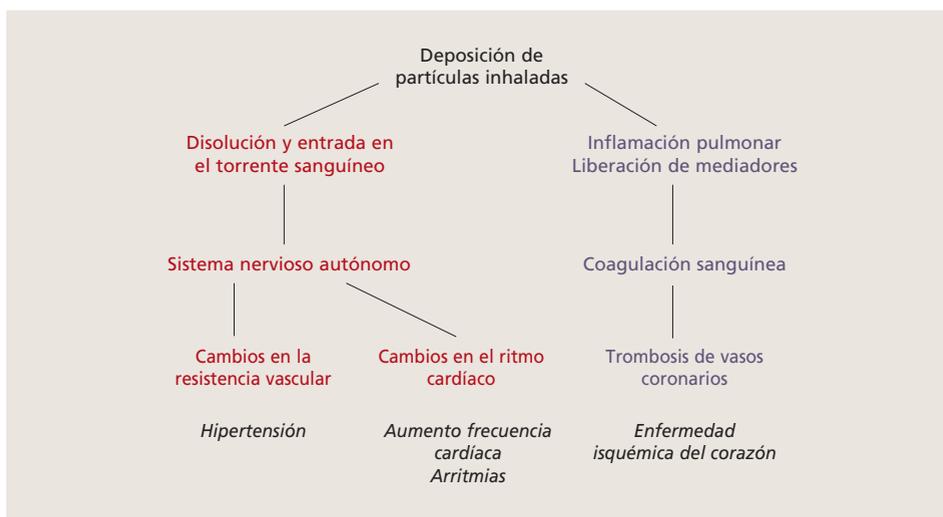


Fuente: adaptado de Kunzli y Pérez (2009).

Al contrario de lo ocurrido con las enfermedades respiratorias, la plausibilidad biológica de la asociación de la contaminación atmosférica por partículas con el sistema cardiovascular ha sido cuestionada durante décadas. En los últimos años se han propuesto varios mecanismos fisiopatológicos (figura 2.2). Una de las principales hipótesis es que las partículas inducen una activación de algunos mediadores que provocan un incremento de la coagulabilidad sanguínea. Otros mecanismos estudiados están relacionados con el control autonómico cardíaco, en los que se ha demostrado una asociación significativa de las partículas con un aumento de la frecuencia cardíaca y con la disminución

de la variabilidad de la misma. También se ha encontrado una asociación de la exposición a partículas con hipertensión arterial. Por último, en estudios experimentales en humanos se han encontrado cambios inflamatorios a nivel alveolar e incremento de niveles de fibrinógeno, leucocitos y plaquetas a nivel alveolar. Un número creciente de estudios apoya la hipótesis de que la composición de las partículas ultrafinas y su contenido en metales de transición podrían explicar su capacidad tóxica en el sistema cardiovascular. Por otro lado, no puede descartarse un papel aditivo de otros contaminantes gaseosos.

**Figura 2.2.** Posibles mecanismos fisiopatológicos implicados en la relación de la contaminación por partículas y las enfermedades cardíacas



Fuente: adaptado de Tenías y Ballester (2009).

## 2.5.2. Gases

Existen pocas dudas acerca de la capacidad tóxica del monóxido de carbono (CO) sobre el sistema cardiovascular. Los efectos agudos del CO se deben a su gran afinidad por las proteínas que transportan el oxígeno (hemoglobina en la sangre y mioglobina en los músculos). Además se conoce que el CO puede producir disnea e hipoxia al provocar la formación de carboxihemoglobina. Sin embargo, el mecanismo por el cual el dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>) puede producir daño que desemboque en la muerte es poco conocido, aunque se ha argumentado que posiblemente se deba a la respuesta inflamatoria por la activación de vías oxidativas de este contaminante o a su capacidad para dañar la función de los macrófagos alveolares, provocando un incremento del riesgo de infección pulmonar.

Presenta propiedades irritantes y oxidantes. En los asmáticos, aumenta la frecuencia y la gravedad de las crisis. Por último, en relación a los mecanismos tóxicos por los que actúa el **ozono**, los resultados de algunos estudios sugieren que, además de su capacidad oxidante para causar inflamación pulmonar, la exposición al ozono puede incrementar el trabajo del miocardio y alterar el intercambio de gases en los pulmones hasta un grado que podría ser clínicamente importante en personas con daño cardiovascular preexistente, con o sin enfermedad pulmonar concomitante.

## 2.6. Guías de calidad del aire y valores límite

# 2

**E**n el año 1987 la OMS editó la primera edición de sus *Guías de calidad del aire para Europa*, que comprendían 28 compuestos y en las que se establecían valores para los distintos contaminantes como objetivo a no superar. Diferentes estudios epidemiológicos realizados con posterioridad demostraron efectos adversos por debajo de esos niveles. Como consecuencia, la OMS llevó a cabo una revisión de dichas guías y aumentó a 38 los contaminantes atmosféricos recogidos en ellas (WHO, 1999). Más recientemente, con el fin de adaptar las guías a las pruebas aportadas por los últimos estudios, la OMS ha llevado a cabo su actualización. Con estas guías la OMS pretende aportar información para el establecimiento de políticas que conduzcan a la reducción del impacto en salud de la contaminación atmosférica. Aunque los valores propuestos por la OMS no tienen poder legal, son utilizados por muchos países para desarrollar los estándares nacionales de calidad del aire.

64

Guías de calidad del aire para Europa:

[http://www.euro.who.int/\\_\\_data/assets/pdf\\_file/0005/74732/E71922.pdf](http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0005/74732/E71922.pdf)

Guías de calidad del aire. Actualización mundial 2005:

[http://www.euro.who.int/\\_\\_data/assets/pdf\\_file/0005/78638/E90038.pdf](http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0005/78638/E90038.pdf)

Criterios de salud ambiental:

[http://www.who.int/ipcs/publications/ehc/ehc\\_numerical/en/](http://www.who.int/ipcs/publications/ehc/ehc_numerical/en/)

La Unión Europea (UE) establece la normativa respecto a la calidad del aire que se debe cumplir en los países miembros. En ella se fijan los valores límite para los contaminantes más importantes. El “valor límite” es un nivel fijado, que se basa en conocimientos científicos, con el fin de evitar, prevenir o reducir los efectos nocivos para la salud humana y/o para el medio ambiente en su conjunto, que debe alcanzarse en un plazo determinado y no superarse una vez alcanzado (2008/50/CE). En la tabla 2.2 se presentan los valores guía de calidad del aire, establecidos por la OMS y los valores límite en la UE. Aun con la nueva propuesta, en muchas ciudades y regiones europeas será difícil cumplir con estos valores límite, especialmente para partículas, NO<sub>2</sub> y ozono, si no se emprenden acciones decisivas para mejorar la calidad del aire.

**Tabla 2.2.** Valor límite de calidad del aire para los principales contaminantes atmosféricos en la Unión Europea y valor guía de la Organización Mundial de la Salud (OMS)

Contaminante	Periodo de referencia	Valor límite para la salud humana UE <sup>a</sup>	Nº máximo de superaciones en un año (UE)	Fecha cumplimiento (UE)	Valor guía OMS <sup>b</sup>
<b>Partículas</b>					
PM <sub>10</sub>	1 año	40 µg/m <sup>3</sup>		1 enero 2005	20 µg/m <sup>3</sup>
	24 horas	50 µg/m <sup>3</sup>	35	1 enero 2005	50 µg/m <sup>3</sup>
PM <sub>2,5</sub>	1 año	25 µg/m <sup>3</sup> <sup>c</sup>		1 enero 2015	10 µg/m <sup>3</sup>
	1 año	20 µg/m <sup>3</sup> <sup>c</sup>		1 enero 2020	id
	24 horas	-			25 µg/m <sup>3</sup>
<b>Dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>)</b>					
(NO <sub>2</sub> )	1 hora	200 µg/m <sup>3</sup>	18	1 enero 2010	200 µg/m <sup>3</sup>
	1 año	40 µg/m <sup>3</sup>		1 enero 2010	40 µg/m <sup>3</sup>
Ozono (O <sub>3</sub> )	8 horas	120 µg/m <sup>3</sup>			100 µg/m <sup>3</sup>
<b>Dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>)</b>					
azufre (SO <sub>2</sub> )	10 minutos				500 µg/m <sup>3</sup>
	1 hora	350 µg/m <sup>3</sup>	24	1 enero 2005	
	24 horas	125 µg/m <sup>3</sup>	3	1 enero 2005	20 µg/m <sup>3</sup>
<b>Monóxido de carbono (CO)</b>					
carbono (CO)	8 horas	10 mg/m <sup>3</sup>		1 enero 2005	10 mg/m <sup>3</sup> (WHO 1999)
<b>Benceno</b>					
Benceno	1 año	5 µg/m <sup>3</sup>		1 enero 2010	d (WHO 1999)
<b>Plomo (Pb)</b>					
Plomo (Pb)	1 año	0,5 µg/m <sup>3</sup>		1 enero 2005	
<b>1 enero 2010 (zonas industriales)</b>			<b>0,5 µg/m<sup>3</sup></b>		

<sup>a</sup> Normativa Unión Europea (UE): Directivas 2008/50/CE, 2000/69/CE, 2002/3/CE. En España dicha normativa se encuentra traspuesta por los Reales Decretos 1073/2002 y Real Decreto 1796/2003.

<sup>b</sup> Valor guía de calidad del aire de la Organización Mundial de la Salud (WHO, 1999; WHO, 2005).

<sup>c</sup> Directiva de la Unión Europea 2008/50/CE.

<sup>d</sup> No se establece valor por debajo del cual pueda asumirse que no hay riesgo.

## 2.7. Evaluación del impacto de la contaminación atmosférica sobre la salud



Los resultados de los estudios epidemiológicos permiten valorar el impacto de los niveles observados de contaminación atmosférica sobre la salud. El efecto más grave es el que afecta a la mortalidad prematura, pues representa una reducción de la esperanza de vida. De acuerdo con un informe de la Organización Mundial de la Salud (WHO, 2010) en el que se evalúa la carga de enfermedad debida a los principales riesgos para la salud, más de dos millones de defunciones prematuras pueden ser atribuidas a la contaminación atmosférica, tanto del ambiente exterior como del interior de los edificios. Más de la mitad de dicho impacto ocurre en los países en desarrollo.

66

Un estudio llevado a cabo en Francia, Suiza y Austria, indica que el 6% de la mortalidad y un número muy importante de nuevos casos de enfermedades respiratorias en estos países puede ser atribuido a la contaminación atmosférica. La mitad de este impacto es debido a la contaminación emitida por los vehículos a motor (Kunzli *et al.*, 2000). Otro trabajo llevado a cabo con el objeto de proporcionar información de base para el desarrollo del Plan de Acción sobre Medio Ambiente y Salud Infantil en la Región Europea (Valent *et al.*, 2004) ha estimado que en Europa entre el 1,8 y el 6,4% de las muertes en niños de cero a cuatro años son debidas a contaminación atmosférica en ambiente exterior y un 3,6% a la contaminación atmosférica interior. Aunque el impacto es mayor en los países de Europa oriental, los autores destacan que un efecto de los riesgos ambientales en la salud de los niños es detectable en todos los países de Europa.

El proyecto europeo Apheis (Air Pollution and Health: A European Information System, <http://www.apheis.net>) constituye desde 1999 una red de profesionales especialistas en salud y medio ambiente que genera información sobre el impacto en la salud de la contaminación atmosférica en más de 30 ciudades europeas. En la tercera fase del proyecto se ha estimado que si la media anual de  $PM_{2,5}$  fuera reducida a  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (y los demás riesgos permanecerían constantes), la esperanza de vida se vería incrementada en un intervalo de entre dos y trece meses en las personas mayores de 30 años, dependiendo de la situación ambiental y de salud de cada ciudad (Boldo *et al.*, 2006). En España, para las tres ciudades participantes en Apheis que disponían de datos de  $PM_{10}$  (Bilbao, Madrid y Sevilla) se ha estimado el número de muertes prematuras atribuibles a la contaminación media anual de  $PM_{10}$  por encima

de 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en 68 por 100.000, lo que significa cerca de 3.000 personas en las tres ciudades consideradas (Alonso Fustel *et al.*, 2005).

En un trabajo reciente (Ballester *et al.*, 2010) se han estimado los beneficios potenciales en términos de mortalidad prevenida considerando distintos escenarios de reducción de niveles anuales de  $\text{PM}_{2,5}$  en 26 ciudades europeas participantes en el programa Apehis. Los datos sobre concentración de partículas (medidos como  $\text{PM}_{10}$ ), mortalidad y población se obtuvieron de las ciudades participantes (población total: 41 millones). A partir de los niveles de  $\text{PM}_{10}$  se estimó la concentración de  $\text{PM}_{2,5}$  con un factor de conversión local o, en su ausencia, por defecto. Los escenarios contemplados fueron para una reducción del promedio anual de  $\text{PM}_{2,5}$  a 25, 20, 15 y 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . La evaluación de impacto en salud se realizó con funciones de concentración-respuesta para mortalidad por todas las causas del estudio de cáncer de EE UU.

Los resultados del estudio ilustran que se podría conseguir una importante reducción en el número de defunciones prematuras como consecuencia de la reducción de los niveles de exposición medios a partículas finas ( $\text{PM}_{2,5}$ ). Si el resto de los riesgos permaneciesen constantes, en el mejor de los escenarios (reducción de los niveles hasta 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) se podría posponer hasta un 6% de la mortalidad, que representan más de 22.000 defunciones prematuras. Las 26 ciudades a estudio tienen un total de 41,5 millones de habitantes. En el ámbito global europeo los beneficios serían de mucho más impacto ya que, a pesar de los avances en el control de la contaminación atmosférica, el impacto de la exposición a la contaminación atmosférica en Europa sigue siendo muy importante. Así, la OMS estima que:

- las elevadas concentraciones de partículas en suspensión en Europa se asocian con alrededor de 300.000 defunciones prematuras anuales, de manera que disminuyen la esperanza de vida de cada europeo en al menos un año, como promedio;
- la contaminación por ozono causa irritación al respirar, desencadena síntomas de asma, es causa de enfermedades respiratorias y del corazón, y está asociada con cerca de 21.000 defunciones prematuras al año.

La red de participantes en Apehis continúa investigando en la actualidad el impacto de la contaminación atmosférica en 23 ciudades europeas, cuatro de ellas españolas, mediante un proyecto europeo que se denomina Aphekom (Mejora del conocimiento y la comunicación para la toma de decisiones sobre contaminación atmosférica y salud en Europa, <http://www.aphekom.org/>). Entre los objetivos, se encuentra el establecimiento de nuevos indicadores que informarán sobre el impacto de la contaminación atmosférica en el ámbito de la ciudad. Asimismo, se calculará e informará sobre los costes relacionados, se evaluarán estrategias diseñadas para reducir la contaminación atmosférica, se estimulará el diálogo entre los responsables de la toma de decisiones y se facilitarán guías a los profesionales de la salud para ayudar a que los ciudadanos reduzcan su exposición a la contaminación atmosférica. En España, varios grupos de investigación de diferentes especialidades científicas participan en el proyecto, lo que permitirá la obtención de resultados directamente aplicables a varias ciudades españolas.

Por otra parte, en España también se está desarrollando el proyecto SERCA (Sistema de Evaluación de Riesgos por Contaminación Atmosférica), financiado por el Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. El objetivo es estimar el impacto de las partículas y el ozono sobre la salud a nivel nacional y los costes asociados. En este estudio, se utilizarán avanzadas herramientas americanas, tanto para realizar modelos de exposición (CMAQ - Community Multiscale Air Quality Modeling System), como para valorar el impacto en la salud (BenMap - Environmental Benefits Mapping & Analysis Program). BenMap es un software libre diseñado por la Agencia de Protección Medioambiental (EPA) estadounidense para estimar los beneficios en la salud y el valor económico asociado que se consiguen por mejoras en la calidad del aire ambiente. El programa permite el establecimiento de distintos escenarios con el objetivo de valorar alternativas para elegir los estándares de calidad del aire a alcanzar. Dado que incluye un Sistema de Información Geográfica, los resultados de la contaminación atmosférica, la población, las tasas de incidencia y el impacto en salud pueden ser presentados en mapas. La representación gráfica de los resultados supone una importante ventaja a la hora de comunicar el impacto de la contaminación atmosférica en la salud, para la toma de decisiones y el planteamiento de políticas de reducción de las emisiones de determinados contaminantes. Este estudio, pionero en el contexto europeo, constituirá la primera evaluación de impacto en salud de distintos escenarios de emisiones realizada en todo el territorio español que, además, servirá para la planificación de las intervenciones más adecuadas a nivel nacional.

## 2.7.1. Estudios de intervención

Cada vez se conoce más sobre el impacto que la contaminación atmosférica provoca en la salud humana, al que va asociado un elevado coste económico. Además, un número creciente de estudios de intervención ilustra los beneficios potenciales en la salud de las políticas y acciones orientadas a disminuir la exposición a los contaminantes atmosféricos. Estos estudios muestran que reducir la exposición de la población a sustancias nocivas presentes en el ambiente supone un aumento claro en términos de salud. Asimismo, proporcionan una información muy valiosa para la toma de decisiones de los gestores y políticos.

En la literatura científica existen diversos estudios de este tipo, que han analizado las consecuencias en salud de distintas intervenciones que han modificado la calidad del aire a corto y a largo plazo.

### 2.7.1.1. Estudios de intervención a corto plazo

La reducción de la contaminación atmosférica a corto plazo supone una mejora de la salud de la población. A modo de ejemplo, la organización de unos Juegos Olímpicos (JJ.OO.) supone una excelente oportunidad para estudiar el impacto que sobre la salud produce la disminución de los niveles de contaminantes en el aire a corto plazo. Durante la celebración de

los JJ.OO. de verano de 1996, la ciudad de Atlanta implantó una modificación de la estrategia de transporte que condujo a una reducción en la congestión del tráfico. Durante más de diez semanas (cuatro semanas antes, 17 días durante y cuatro semanas después de los JJ.OO.) se registraron los datos del número de visitas médicas urgentes, número de hospitalizaciones por asma y otros eventos en salud, calidad del aire, condiciones meteorológicas, tráfico y transporte público. La calidad del aire incluyó mediciones de  $PM_{10}$ , dióxido de nitrógeno y ozono (Friedman *et al.*, 2001). Los resultados de los análisis mostraron un significativo descenso en el número (41,6%) de ataques agudos de asma durante los JJ.OO. En ese periodo, la calidad del aire mejoró ostensiblemente, con una reducción significativa de las concentraciones de ozono (28%, desde  $163 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a  $117 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de media del máximo diario de una hora), monóxido de carbono (22%, desde  $1,80 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a  $1,47 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de media de ocho horas) y  $PM_{10}$  (16%, desde  $36,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a  $30,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de media diaria).

Por otra parte, el Gobierno chino implantó estándares muy estrictos para mejorar la calidad del aire durante la celebración de los JJ.OO. de 2008. Se estima que se invirtieron varios millones de dólares en iniciativas tales como la sustitución de vehículos de transporte público por otros con menor emisión de gases, mejoras en las líneas de tren que llegan a la ciudad, cierre de industrias muy contaminantes o el aumento de zonas verdes. Durante la celebración de los Juegos, el transporte público era gratuito para los participantes acreditados y los espectadores que acudían a algún evento olímpico, las carreteras de acceso a la ciudad eran regadas con agua, los vehículos que no cumplían con la reglamentación vigente no podían circular y varias industrias de los alrededores de la ciudad detuvieron su actividad. La puesta en marcha de todas las medidas supuso que la emisión de contaminantes tales como el monóxido de carbono, el dióxido de azufre, el dióxido de nitrógeno o las partículas descendiera en un 60,8%, 39,4%, 10,8% y 19,8%, respectivamente (Wang *et al.*, 2009). Un estudio (Li *et al.*, 2009) mostró la reducción de visitas por asma en el hospital Chaoyang de Pekín paralela a la bajada de los niveles de contaminantes.

Este tipo de estudios son importantes para mostrar cómo los cambios producidos en el tráfico y en las emisiones industriales mejoran la calidad del aire y reducen la morbilidad asociada con la contaminación atmosférica a corto plazo.

### 2.7.1.2. Estudios de intervención a largo plazo

Algunos estudios han examinado directamente si los beneficios en la salud pública pueden ser mostrados como resultado de un descenso planificado o no de la contaminación atmosférica a largo plazo. Como en las intervenciones a corto plazo, el beneficio sobre el estado de salud de la población a largo plazo es patente.

A principios de la década de los años noventa, Pope demostró, en el Valle de Utah (EE UU), que el cierre en 1987 (por una huelga de trabajadores que duró casi un año) de una acería se asoció con una disminución en el número de defunciones y una disminución en el número de ingresos hospitalarios entre los residentes de la zona, así como una reducción en el absentismo escolar de los niños. La posterior puesta en marcha de la factoría se

asoció con un incremento de los citados indicadores de salud, así como la recuperación de los niveles altos de partículas en la atmósfera (Pope, 1996).

En Irlanda, Clancy y colaboradores han evaluado el efecto del control de la contaminación atmosférica sobre las tasas de mortalidad (Clancy *et al.*, 2002). Después de la prohibición del uso de carbón para la calefacción en Dublín se observó una clara reducción (70%) en las concentraciones de humos negros. Tras esa reducción, se observó una disminución de las tasas de mortalidad por las causas orgánicas del 5,7%, del 10,3% para las causas cardiovasculares y del 15,5% para las respiratorias.

Por otra parte, el tráfico urbano provoca en las ciudades españolas la mitad de la contaminación por partículas en suspensión y un gran impacto en la salud. Para reducir los efectos adversos sobre la salud de la exposición al tráfico, se han propuesto diversas medidas a largo plazo. La regulación del tráfico se mejora con la construcción de túneles, desviando el tráfico por rutas alternativas, construyendo circunvalaciones o regulando la velocidad. Las medidas adoptadas para regular el tráfico producen cambios en los niveles de contaminantes atmosféricos, mejorando las condiciones de vida y el bienestar de los residentes.

El Plan de Actuación para la Mejora de la Calidad del Aire de la Generalitat de Cataluña contemplaba la limitación de la velocidad en la Zona Metropolitana de Barcelona. El Centro de Investigación en Epidemiología Ambiental (CREAL) estima que la reducción de las emisiones comportará numerosos beneficios para la salud de los habitantes de dicha zona. En concreto, los beneficios anuales de reducir la exposición media a  $PM_{10}$  estimada para la población de 57 municipios del área metropolitana de Barcelona ( $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) al valor anual medio recomendado por la Organización Mundial de la Salud ( $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) se estiman en 3.500 muertes menos (representando de media un aumento de la esperanza de vida de 14 meses por ciudadano), 1.800 ingresos hospitalarios menos por causas cardiorespiratorias, 5.100 casos menos de bronquitis crónicas en adultos, 31.100 casos menos de bronquitis agudas en niños y 54.000 crisis asmáticas menos en niños y adultos. Los beneficios económicos totales se estiman en una media de 6.400 millones de euros por año (Pérez *et al.*, 2009).

En la ciudad noruega de Oslo, la construcción de túneles ha supuesto la reducción en la media de exposición a nitrógeno (de  $51 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Se crearon también “calles ecológicas” con hileras de árboles, aceras ensanchadas y carriles para bicicletas. El tráfico rodado se ha reducido de manera importante en las zonas residenciales y en las vías rápidas. En relación a la salud, se realizaron encuestas en las que los residentes manifestaron un mayor bienestar, menos síntomas de pérdida de salud y menos molestias por el ruido del tráfico y por los olores de los gases emitidos por los vehículos (Klæboe *et al.*, 2000).

Paralelamente, los programas de control de la contaminación de vehículos tienen como objetivo reducir las emisiones, lo que está limitado en muchas ocasiones por razones de tipo tecnológico, económico y social. Una estrategia global supone la consideración de diversos componentes clave, como la implantación de estándares de emisiones más severos en los vehículos nuevos, la regulación legal de combustibles limpios y las inspecciones técnicas de vehículos que aseguren un buen mantenimiento.

En EE UU, un estudio (Mott *et al.*, 2002) ha evaluado la influencia de las políticas nacionales para la emisión de vehículos, en especial la dirigida a la reducción de monóxido de carbono (CO) derivada de la puesta en marcha de las *Guías de calidad del aire* tras la Ley de Aire Limpio de 1970. Los resultados indican que las disminuciones de CO en el aire ambiente se asociaron con reducciones en las tasas de mortalidad.

Un estudio alemán (von Storch *et al.*, 2003) muestra cómo las concentraciones de plomo en la atmósfera europea aumentaron hasta la década de los setenta y posteriormente fueron cayendo como consecuencia de la reducción del contenido del plomo en la gasolina. Muchos estudios han investigado el cambio en los niveles de plomo en sangre, constataando un descenso desde finales de los setenta hasta principios de los noventa (von Storch *et al.*, 2004). Además, un estudio chino (Luo *et al.*, 2003) analizó el impacto de la prohibición de venta de petróleo con plomo en la ciudad de Shantou en 1998. Los efectos de esta intervención fueron investigados durante tres años consecutivos en niños, donde la media de los niveles de plomo en sangre declinó desde 104 µg/l en 1999, a 94 µg/l en 2000 y 79 µg/l en 2001.

Por último, una forma más drástica de proteger la salud de la población supone el traslado o mudanza a zonas menos contaminadas. En un estudio de seguimiento desarrollado en el sur de California (EE UU), 110 niños cambiaron su lugar de residencia (Avol *et al.*, 2001). Este hecho supuso una oportunidad excepcional para investigar si los cambios en la calidad del aire debidos a su nuevo domicilio estaban asociados con cambios en su función pulmonar. Los niños que se habían trasladado a zonas con menores niveles de PM<sub>10</sub> mostraron una mejoría de su función pulmonar. Es decir, los cambios de lugar de residencia vienen seguidos por una mejora o empeoramiento de los volúmenes de aire respirados en función de si el destino se halla más o menos contaminado. El aumento de la función pulmonar durante la infancia y adolescencia determina la incidencia de enfermedad pulmonar obstructiva crónica en la vejez.

Estos resultados, y los de otros estudios (HEI, 2004), ilustran los beneficios potenciales en la salud que pueden tener las políticas y las acciones orientadas a disminuir los niveles de los contaminantes atmosféricos y, por tanto, la reducción de la exposición de la población.

## 2.8. La reducción de la contaminación del aire se asocia con un aumento de la esperanza de vida

**E**n un estudio reciente, Pope *et al.* (2009) recogieron los datos sobre la esperanza de vida, el nivel socioeconómico y las características demográficas de 211 condados de 51 áreas metropolitanas en EE UU y los relacionaron con los niveles de partículas finas (o  $PM_{2.5}$ ) en los últimos años de la década de los setenta y primeros de los años ochenta, así como de finales de los noventa y principios del siglo XXI. Los investigadores construyeron modelos de regresión para estimar la asociación entre las reducciones de la contaminación y los cambios en la esperanza de vida, ajustando por las variables sociodemográficas y por las variables indicadoras de prevalencia de hábito tabáquico.

72

Los resultados del estudio indican que las reducciones en los niveles de contaminación por partículas finas se asociaron con mejoras en la esperanza de vida durante las más de dos décadas a estudio. Después de controlar por los cambios socioeconómicos, demográficos o los indicadores de exposición al tabaco, una disminución de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en la concentración de partículas finas se asoció con un aumento en la esperanza de vida de, aproximadamente, 0,6 años. Los resultados del estudio sugieren que las reducciones en la contaminación contribuyeron alrededor de un 18% al incremento total en la esperanza de vida durante el periodo a estudio. Las áreas que consiguieron mayores reducciones del nivel de partículas presentaron mayor incremento en la esperanza de vida. Como comentan los autores, los resultados de este estudio no son malas, sino buenas noticias. Una serie de factores han contribuido en las últimas décadas a mejorar la salud de la población y a alargar la esperanza de vida. Las evidencias aportadas por este estudio indican que la reducción de la contaminación atmosférica se encuentra entre los factores más importantes que han llevado a esta mejora en los EE UU.

El estudio de Pope y colaboradores tiene limitaciones, que los propios autores reconocen, como su naturaleza ecológica o la no disponibilidad de información completa sobre hábito tabáquico. Sin embargo, los resultados son robustos al ajuste por variables socioeconómicas, demográficas e indicadoras de exposición al tabaco y los resultados son comparables a los obtenidos con predicciones de reducción de esperanza de vida, debidos al riesgo asociado a exposición por  $PM_{2.5}$ . En términos de salud pública, la estimación de que el 18% de la mejora en la esperanza de vida puede ser debida (en EE UU) a la mejora en la calidad del aire aporta elementos que pueden ser de gran utilidad a la hora de la toma de las decisiones políticas y de gestión.

## 2.9. Estrategia temática de reducción de la contaminación atmosférica en Europa: un reto de aquí a 2020

La estrategia es el resultado de las investigaciones efectuadas en el marco del programa “Aire Limpio para Europa” (Clean Air For Europe - CAFE) y de los programas marco de investigación sucesivos. Fue adoptada tras un largo proceso de consulta en el que participaron el Parlamento Europeo, organizaciones no gubernamentales, la industria y los particulares.

La estrategia define objetivos en materia de contaminación atmosférica y propone medidas para alcanzarlas de aquí al año 2020: modernizar la legislación vigente, insistir en los contaminantes más nocivos (ozono troposférico y  $PM_{2.5}$ ) y conseguir una mayor implicación de los sectores y de las políticas que pueden influir en la contaminación del aire.

Los objetivos de reducción de las emisiones para los principales contaminantes se alcanzarán por etapas. Con respecto a la situación del año 2000, la estrategia determina objetivos concretos a largo plazo (2020):

- Reducción en un 47% de la pérdida de esperanza de vida por la exposición a las partículas.
- Reducción en un 10% de los casos de mortalidad aguda provocados por el ozono.

La consecución de estos objetivos supone reducir las emisiones de dióxido de azufre en un 82%, de óxidos de nitrógeno en un 60%, de los compuestos orgánicos volátiles en un 51%, y de las  $PM_{2.5}$  en un 59%, con respecto a los niveles del año 2000.

En lo que se refiere a la salud, los ahorros conseguidos con esta estrategia se evalúan en 42.000 millones de euros al año. El número de muertes prematuras debería pasar de 370.000 en el año 2000 a 230.000 en el año 2020 (frente a 293.000 en el año 2020 si no se aplicara la estrategia).

La epidemiología ha jugado un papel crucial al identificar la amenaza que la contaminación atmosférica representa para la salud. Los estudios epidemiológicos proporcionan información clave para establecer los estándares de calidad del aire que se deben conseguir para proteger la salud de la población. En Europa, la OMS estima que las elevadas concentraciones de partículas en suspensión se asocian con alrededor de 300.000 defunciones prematuras anuales. Ese aumento en la mortalidad hace que, en promedio, la esperanza de vida de cada europeo disminuya en, al menos, un año.

La evidencia científica permite concluir que las partículas están asociadas a diferentes efectos sanitarios. Un aumento de los niveles de este contaminante conduce a excesos de riesgo de mortalidad, en especial por causa cardiorrespiratoria, de hospitalizaciones por enfermedad respiratoria y cardíaca, de agravamiento del asma, de síntomas respiratorios persistentes, de alteración de la función pulmonar y de discapacidad. Incluso si todavía no se conocen todos los mecanismos biológicos de acción de las partículas, los resultados de estudios epidemiológicos las señalan como un importante factor de riesgo para la salud, tanto a corto como a largo plazo. Los niños, los ancianos y las personas que sufren enfermedades respiratorias o cardiovasculares crónicas son los más sensibles a los efectos de la contaminación atmosférica.

El impacto sanitario y el elevado coste económico que supone la presencia de contaminantes en el aire justifica que se tomen medidas sólidas para la reducción de la contaminación atmosférica. Los estudios de intervención son útiles para cuantificar los beneficios en salud que ocasionan las regulaciones sobre calidad del aire y las medidas de control de emisiones. A corto plazo, el descenso de los niveles de contaminantes en el aire supone mejoras en la salud de la población asmática. A largo plazo, el impacto positivo en la salud es todavía mayor, dado que se reduce la tendencia de la media anual de las muertes por todas las causas y por causas específicas. Además, aumenta la esperanza de vida.

El aire es un recurso natural que todos contaminamos. Actualmente supone uno de los problemas ambientales más graves a los que se enfrenta nuestra sociedad. La información disponible sobre los efectos que causa la contaminación atmosférica en la salud es suficientemente importante para actuar y disminuir los niveles de contaminantes en nuestras

ciudades. Las intervenciones que comportan una mejora de la calidad del aire se acompañan de beneficios sustanciales y apreciables en términos de salud pública. Se ha comprobado que la adecuada gestión de la calidad del aire mejora la salud de la población, ya que la reducción de los niveles de concentración de contaminantes se ha asociado con el descenso de la morbilidad y mortalidad por todas las causas y, en particular, por causas respiratorias y cardiovasculares.

La contaminación atmosférica es un motivo serio de preocupación sanitaria, pero existen posibilidades reales de acción si se cuenta con firme voluntad política y conciencia ciudadana. Las medidas encaminadas a conseguir un ambiente más limpio y saludable son imprescindibles para tener un futuro realmente sostenible.



# 3

Identificación de causas  
de la superación de los valores  
normativos de PM y NO<sub>2</sub>  
en España



### 3.1.1. NO<sub>2</sub>

La evaluación de la calidad del aire en lo referente a niveles de NO<sub>2</sub> se ha realizado mediante el análisis de los datos existentes en la base de datos del Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, previamente suministrados por las diferentes redes de medición en las comunidades autónomas. Para ello se han clasificado 285 estaciones urbanas y rurales, y 195 estaciones industriales que han suministrado datos sobre los niveles de NO<sub>2</sub> en todas las CC AA de España durante 2006 a 2009. Se han clasificado las estaciones en remotas, rurales y de fondo regional, suburbano y urbano. Además se han subdividido las categorías anteriores en función de la influencia industrial y de su proximidad al tráfico. Finalmente se han graficado los niveles medios de NO<sub>2</sub> para cada estación agrupada de la manera expuesta, y se han comparado con el valor límite anual de NO<sub>2</sub> fijado por la Directiva 2008/50/CE para 2010 y el correspondiente RD102/2011. Este procedimiento permite mostrar, en solamente dos gráficos por año, todos los registros de las medias anuales de NO<sub>2</sub> de las aproximadamente 480 estaciones, siendo estas agrupadas en función de su proximidad a los focos de tráfico e industriales. Como luego se observará, se evidencia claramente, sin ningún estudio adicional de mayor profundidad, que son las estaciones de tráfico las que presentan una marcada tendencia a la superación del valor límite anual de la Directiva anteriormente citada.

Además se han utilizado resultados de medidas de NO<sub>2</sub> con dosímetros pasivos que permiten, mediante la instalación de un gran número de ellos, reflejar con detalle la variabilidad espacial de los niveles de dichos contaminantes. Para ello se ha dispuesto de estudios realizados por la Fundación CEAM en la ciudad de Valencia, por la Universidad Miguel Hernández en Elche y por AEA-CSIC-Departament de Medi Ambient i Habitatge en la ciudad de Barcelona.

### 3.1.2. PM

A lo largo del periodo 1999-2010 se seleccionaron distintos emplazamientos de medida, de manera que estuvieran distribuidos a lo largo de España peninsular e insular, y que

fueran representativos de los principales tipos de condiciones climáticas que se dan en nuestro país y de las distintas actividades antropogénicas que pueden afectar a un entorno de medida. Las áreas de estudio consideradas en la Península Ibérica incluyen Galicia en el noroeste, el País Vasco y Cantabria en el norte, la región más oriental a lo largo de la costa mediterránea, la Meseta Central (tanto la Meseta Norte como la Sur en el interior de la península), Andalucía como la región más meridional de la península, representando la interfase atlántica-mediterránea, y Extremadura en el área centro-oeste junto a Portugal. Tanto las Islas Canarias y las Islas Baleares, así como Melilla, fueron también seleccionadas como emplazamientos de medida de interés. Las primeras por su proximidad al desierto del Sáhara como rasgo diferencial respecto del resto de emplazamientos y las segundas por representar los niveles de PM existentes en entornos insulares del Mediterráneo occidental y Melilla. En concreto, en este estudio se muestran los resultados del análisis de los datos obtenidos en 38 emplazamientos de medida. Dichos emplazamientos se distribuyeron del siguiente modo (figura 3.1 y tabla 3.1):

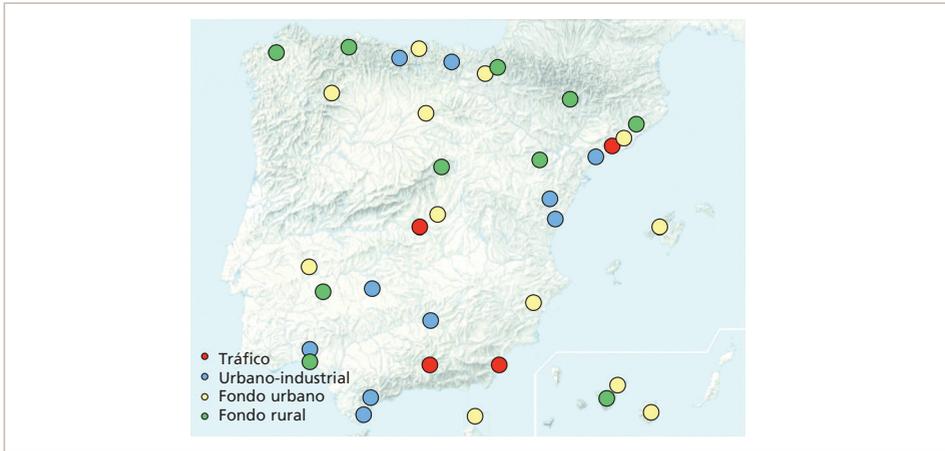
1. Tres estaciones de tráfico: Barcelona-Sagrera, L'Hospitalet y Madrid-E. Aguirre (dos estudios realizados en 1999-2000, en 2007 y 2010-2011).
2. 22 estaciones de fondo urbano con diferente grado de influencia industrial: Alcobendas (Madrid), Alsasua (Navarra), Badajoz, Barcelona (CSIC), Cartagena-Bastarreche, L'Alcora, Vila-real, Borriana (las últimas tres ciudades situadas en Castellón), La Línea, Algeciras, Los Barrios (las últimas tres ciudades situadas en Cádiz), Huelva-Hospital M. Lois, Llodio (Álava), Pamplona (Navarra), Puertollano (Ciudad Real), Las Palmas (Gran Canaria), Santa Cruz de Tenerife, Tarragona, Santander, Torrelavega (Cantabria), Melilla y Bailén (Jaén).
3. Siete emplazamientos suburbanos con diferente grado de influencia industrial: Valencia-El Saler, Alicante, Burgos, Palma de Mallorca, Onda (Castellón), Cartagena-Santa Ana y Ponferrada (León). Las tres últimas estaciones están situadas en zonas altamente industrializadas o con influencia de emisiones de centrales termoelectricas.
4. Seis estaciones de fondo regional: la estación de Monagrega-Calanda (Teruel) situada en un entorno semiárido al sur de la cuenca del Ebro, la estación de Bemantes (A Coruña) representativa de un entorno rural fuertemente ventilado por los flujos de viento de origen atlántico, Morella (Castellón), Montseny, un emplazamiento de medida situado en un bosque de coníferas en una cordillera costera 40 km al noreste de Barcelona, la estación de El Perdón en Navarra y la estación de Izaña en Tenerife.

Los datos de material particulado fueron obtenidos por el método gravimétrico usando captadores de alto volumen para  $PM_{10}$  y  $PM_{2,5}$  (en la mayoría de los emplazamientos se utilizó el equipo de referencia para la medida de PM en la UE según las normas EN-12341 y EN-14907) y filtros de microfibra de cuarzo. Con posterioridad al muestreo, los filtros de

PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> fueron analizados químicamente para la determinación del contenido de los principales compuestos y elementos mayoritarios y traza.

La principal característica de estos estudios es la aplicación de una metodología común que garantiza la comparabilidad entre los resultados.

**Figura 3.1.** Ubicación de las estaciones de medida seleccionadas en España y de las que se presentan resultados de caracterización en este apartado



### 3.1.2.1. Determinaciones químicas

Una vez realizado el muestreo, los filtros se remitieron al ISCIII y tras pesar los filtros en condiciones normalizadas, se determinaron los niveles de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> para cada muestra. Antes de cada pesada, y para evitar la interferencia de la humedad, el filtro se acondicionó durante 48 h a temperatura y humedad relativa controladas (50% y 22°C).

Tras obtener los niveles de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub>, se seleccionaron dos filtros semanales de PM<sub>10</sub> y 2 de PM<sub>2.5</sub> para su caracterización química completa. De cada filtro se obtuvieron tres fracciones para los siguientes tratamientos previos al análisis:

- 1/2 filtro es digerido en medio ácido para determinar las concentraciones de componentes mayoritarios y traza, a partir de análisis mediante ICP-AES e ICP-MS.
- 1/2 de cada filtro se introduce en una bomba de PFA de 60 ml (75 psi) junto con 2.5 ml de HNO<sub>3</sub> y 5 ml de HF. Se cierra la bomba y se somete a 90 °C durante 8 h en una estufa convencional de laboratorio. Una vez transcurrido este tiempo, se saca la bomba de la estufa y se enfría a temperatura ambiente.
- Se abre la bomba, y tras añadir 2.5 ml de HClO<sub>4</sub>, se lleva a evaporación total sobre una placa a 200°C.

- Una vez obtenido un residuo seco, este se disuelve por adición de 2.5 ml de  $\text{HNO}_3$ , se añade agua bidestilada (grado MiliQ) y se enrasa a 50 ml en un matraz aforado para obtener soluciones finales del 5%  $\text{HNO}_3$  que son posteriormente analizadas.

Para asegurar la calidad de los resultados analíticos se analizan siguiendo las mismas pautas blancos de filtros (cuyos contenidos en elementos analizados se sustraen de las concentraciones de las digestiones de las muestras) y patrones de referencia certificados (NBS1633b).

Otra fracción de un 1/4 de cada filtro se somete a un lixiviado mediante agua deionizada (25 ml de agua grado Mili-Q) en baño ultrasónico para la determinación de fases solubles ( $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ) por cromatografía iónica (IC) y colorimetría FIA.

Finalmente, una fracción del filtro se reserva para la determinación en un analizador elemental CHNS del contenido en  $C_{\text{total}}$  a partir de secciones de una pulgada de diámetro. Asimismo, en una sección de  $1.5 \text{ cm}^2$  se analiza el contenido en carbono orgánico (OC) y elemental (EC) por un método termo-óptico (Sunset TOT OCEC *analyzer*).

Además de estas determinaciones directas, se obtiene la determinación indirecta de  $\text{SiO}_2$  y  $\text{CO}_3^{2-}$  a partir de ecuaciones experimentales obtenidas en trabajos anteriores por el grupo de investigación:  $3 \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 = \text{SiO}_2$  y  $1.5 \cdot \text{Ca} = \text{CO}_3^{2-}$ . Una vez determinados indirectamente los contenidos en  $\text{CO}_3^{2-}$  se procede a determinar las concentraciones de  $C_{\text{no mineral}}$  (o  $C_{\text{elemental+orgánico}}$ ), mediante la sustracción de los niveles de C como  $\text{CO}_3^{2-}$  del  $C_{\text{total}}$ . Como última aproximación, el contenido en materia orgánica y carbono elemental (OM+EC) se determina aplicando un factor de 1.2 al contenido en  $C_{\text{no mineral}}$ .

### 3.1.2.2. Determinación de los escenarios de transporte atmosférico

Paralelamente al muestreo de material particulado se realiza la interpretación a escala diaria del origen de las masas de aire que afectan a cada una de las zonas de estudio, mediante el análisis de mapas meteorológicos y retrotrayectorias. Las retrotrayectorias isentrópicas son calculadas por medio del modelo HYSPLIT 4 (Draxler y Rolph, 2003), a escala diaria a las 12 h, con intervalos de seis horas y tomando el transporte realizado los cinco días anteriores. Las alturas de partida de las retrotrayectorias son 750, 1500 y 2.500 m sobre la superficie. Este estudio permite realizar un análisis estadístico de los escenarios meteorológicos y de transporte atmosférico con predominio en cada una de las zonas de estudio.

Durante dicho análisis diario se presta especial atención a los episodios de transporte de masas de aire desde el continente africano, que son detectados con la ayuda de mapas de aerosoles BSC-DREAM (Pérez *et al.*, 2006), SKIRON (Kallós *et al.*, 1997), mapas NAAPS de espesor óptico de aerosoles y de polvo en superficie de la *Meteorology Division* del *Naval Research Laboratory*, EE UU, e imágenes de satélite SeaWiFS de la NASA (McClain *et al.*, 1998).

**Tabla 3.1.** Ubicación y características de las 38 estaciones de medida seleccionadas para los estudios que se presentan en este capítulo

Localización	Provincia	Longitud	Latitud	Altitud (m.s.n.m.)	Tipo de estación	Periodo de muestreo
Alicante	Alicante	0° 38' 17" W	38° 26' 11" N	312	Suburbana-Industrial	2006-2007
Alcobendas	Madrid	03° 37' 39" W	40° 32' 42" N	667	Urbana	2001
Algeciras	Cádiz	05° 27' 07" W	36° 08' 16" N	24	Urbana-Industrial	2003-2004
Alsasua	Navarra	02° 10' 00" W	42° 54' 00" N	534	Urbana	2002-2003
Badajoz	Badajoz	06° 34' 48" W	38° 31' 48" N	188	Urbana	2004
Bailén	Jaén	03° 46' 00" W	38° 06' 00" N	350	Industrial	2003-2006
Barcelona-CSIC	Barcelona	02° 07' 09" E	41° 23' 05" N	68	Urbana-Industrial	2002-2007
Barcelona-Sagrera	Barcelona	02° 11' 22" E	41° 25' 21" N	24	Tráfico-Industrial	2001
Bemantes	A Coruña	08° 10' 50" W	43° 20' 15" N	170	Rural	2001
Borriana	Castellón	00° 05' 10" W	39° 53' 38" N	20	Urbana-industrial	2005
Burgos	Burgos	03° 38' 15" W	42° 20' 06" N	889	Suburbana	2004
Cartagena-Santa Ana	Murcia	01° 00' 40" W	37° 39' 10" N	15	Suburbana-Industrial	2004
Cartagena-Bastarreche	Murcia	00° 58' 28" W	37° 36' 14" N	20	Urbana-Industrial	2004
El Perdón	Navarra	01° 47' 00" W	42° 44' 00" N	900	Rural	2003
Huelva	Huelva	05° 56' 24" W	37° 15' 21" N	10	Urbana-Industrial	2001
Izaña	Tenerife	16° 30' 35" W	28° 18' 00" N	2.390	Rural	2004-2009
L'Alcora	Castellón	00° 12' 43" W	40° 04' 07" N	175	Urbana-industrial	2002-2005
L'Hospitalet	Barcelona	02° 06' 40" W	41° 22' 23" N	70	Tráfico-Industrial	1999-2000
La Línea	Cádiz	05° 20' 49" W	36° 09' 37" N	1	Urbana-Industrial	2003-2004
Las Palmas	Gran Canaria	15° 24' 49" W	28° 08' 04" N	20	Urbana	2001
Llodio	Álava	02° 57' 44" W	43° 08' 42" N	122	Urbana-Industrial	2001
Los Barrios	Cádiz	05° 28' 55" W	36° 11' 02" N	45	Urbana - Industrial	2003-2004

Localización	Provincia	Longitud	Latitud	Altitud (m.s.n.m.)	Tipo de estación	Periodo de muestreo
Madrid (Esc. Aguirre)	Madrid	03° 40' 52" W	40° 25' 32" N	672	Tráfico-Urbana	1999-2000
Madrid (Esc. Aguirre)	Madrid	03° 40' 52" W	40° 25' 32" N	672	Tráfico-Urbana	2007-2008
Melilla	Melilla	02° 56' 30" W	35° 17' 40" N	10	Urbana	2007
Monagrega	Teruel	00° 19' 15" W	40° 56' 23" N	600	Rural	1999-2000
Montseny	Barcelona	02° 22' 40" E	41° 46' 47" N	730	Rural	2002-2007
Morella	Castellón	00° 05' 34" W	40° 38' 10" N	1.154	Rural	2004
Onda	Castellón	00° 15' 09" W	39° 57' 44" N	163	Suburbana-Industrial	2002-2005
Palma de Mallorca	Mallorca	02° 35' 24" E	39° 35' 24" N	117	Suburbana	2004
Pamplona	Navarra	01° 38' 60" W	42° 49' 00" N	449	Urbana	2003
Ponferrada	León	06° 35' 05" W	42° 32' 34" N	541	Suburbana-Industrial	2007-2008
Puertollano	Ciudad Real	04° 05' 19" W	38° 41' 64" N	670	Urbana-Industrial	2004
Santa Cruz	Tenerife	16° 14' 51" W	28° 28' 21" N	52	Urbana	2002-2006
Santander	Santander	03° 47' 25" W	43° 28' 04" N	30	Fondo urbano	2007-2008
Tarragona	Tarragona	01° 14' 52" E	41° 07' 29" N	20	Urbana-Industrial	2001
Torrelavega	Santander	04° 03' 51" W	43° 20' 47" N	20	Urbana-Industrial	2007-2008
Valencia-El Saler	Valencia	00° 19' 08" W	30° 20' 46" N	7	Suburbana costera	2003-2004
Vila-real	Castellón	00° 06' 21" W	39° 56' 30" N	60	Urbana-Industrial	2002-2005

### 3.1.2.3. Métodos de análisis para la identificación y cuantificación de las contribuciones de fuentes de emisión a los niveles de PM en aire ambiente

Las bases de datos obtenidas fueron posteriormente tratadas aplicando métodos estadísticos, conocidos como modelos receptores, para la identificación y cuantificación de los principales focos de contaminación. Los modelos receptores se basan en la evaluación de datos de inmisión registrados en emplazamientos de medida o receptores. Una de las ventajas de la aplicación de estas técnicas es que la mayoría de ellas no precisan de información previa acerca de las fuentes de emisión existentes (Henry *et al.*, 1984). Los modelos utilizados fueron *Principal Component Analysis - Multi-linear Regression Analysis* (PCA-MLRA, Thurston y

Spengler, 1985) y *Positive Matrix Factorization* (PMF, Paatero y Tapper, 1994). El primero de ellos (PCA-MLRA) consiste en un análisis factorial con rotación *varimax* (procedimiento estadístico que permite maximizar la ortogonalidad de los factores), para identificar las principales fuentes u orígenes de partículas que afectan a la composición del material particulado en cada emplazamiento de medida, seguido de un análisis de regresión multilínea para cuantificar las contribuciones de dichas fuentes. El segundo modelo (PMF) se basa en el mismo principio matemático, pero incluye restricciones a las soluciones del sistema como la no-negatividad, que excluye cualquier posible solución con contribuciones negativas (que por tanto carecería de sentido físico).

Durante el proceso de identificación de las fuentes con ambos modelos se obtienen distintos grupos (o factores) de especies químicas, a partir del grado de correlación existente entre las mismas. Por medio de la interpretación de las asociaciones entre trazadores en cada uno de los factores es posible identificar las fuentes de las partículas en las distintas agrupaciones. En este proceso los componentes químicos de origen conocido se utilizan como trazadores de las fuentes. Una vez determinado el número óptimo de factores, e interpretada su naturaleza, los modelos permiten obtener una cuantificación de sus contribuciones a la media de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2,5</sub> a escala diaria y anual.

## 3.2. Evaluación de niveles de NO<sub>2</sub>

# 3

Las emisiones de NO<sub>x</sub> (NO y NO<sub>2</sub>) tienen un impacto directo en la calidad del aire urbano y en el entorno de la ciudad. Niveles elevados de NO<sub>x</sub> además de influir en los niveles de ozono (contaminante secundario que se genera en la atmósfera por reacción de NO<sub>2</sub> y precursores gaseosos orgánicos), y la formación de lluvia ácida, pueden perjudicar la salud pública afectando especialmente al sistema respiratorio al dañar el tejido pulmonar causando muertes prematuras (Mauzerall *et al.*, 2004).

Los NO<sub>x</sub> tienen una especial relevancia en la formación del conocido *smog* fotoquímico. La palabra inglesa *smog* (de *smoke*: humo y *fog*: niebla) se utiliza para denominar la contaminación atmosférica que se produce en algunas ciudades por las mezcla de contaminantes de origen primario (NO<sub>x</sub> e hidrocarburos volátiles) con otros secundarios (ozono, peroxiacilo, radicales hidroxilo, etc.) que se forman por reacciones producidas al incidir la luz solar sobre los primeros. Las reacciones fotoquímicas que originan este fenómeno suceden cuando la mezcla de NO<sub>x</sub> e hidrocarburos volátiles reaccionan con el oxígeno atmosférico, inducido por la luz solar, en un complejo sistema de reacciones que acaba formando ozono.

El ozono es una molécula muy reactiva que sigue reaccionando con otros contaminantes presentes en el aire formando un conjunto de varias decenas de sustancias distintas como nitratos de peroxiacilo (PAN), peróxido de hidrógeno (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>), radicales hidroxilo (OH) y formaldehído. Estas sustancias, en conjunto, pueden producir importantes daños en las plantas, irritación ocular y problemas respiratorios. Este tipo de contaminación se ve agravado en zonas cálidas y con elevada tasa de radiación solar. Por ello la primavera-verano es la época más favorable para la formación de este tipo de contaminación, aunque no obstante en invierno, el desarrollo de inversiones térmicas y el menor desarrollo de la capa de mezcla favorece la concentración de los contaminantes gaseosos y particulados en las capas bajas de la atmósfera, pudiendo agravar este problema en determinados escenarios ya que dificultan la renovación del aire y la eliminación de los contaminantes. Se ha de resaltar que, aunque los precursores de ozono se emiten en zonas urbanas e industriales, el impacto de este contaminante atmosférico se registra, en zonas rurales y de fondo regional circundantes a los focos emisores, mientras que en los ambientes urbanos, el consumo de ozono para oxidar el NO primario resulta en niveles bajos de este contaminante..

Los NO<sub>x</sub> y sus derivados dan lugar, además, a la formación de partículas secundarias por interacción con el amoníaco (emitido en más de un 90% por actividades agrícolas, y en menor proporción, industriales y urbanas) o con las partículas naturales (aerosol marino o partículas minerales emitidas por resuspensión del suelo). Por tanto, en ausencia de amoníaco (NH<sub>3</sub>), el ácido nítrico generado de la oxidación de NO<sub>2</sub> es la especie dominante en lo referente a N antropogénico (en fase gas). Sin embargo en ciudades ubicadas en regiones con elevadas emisiones agropecuarias de NH<sub>3</sub> (Cataluña, Murcia, Cantabria...) las emisiones de NO<sub>x</sub> (principalmente procedentes del tráfico rodado) y el ácido nítrico derivado de su oxidación dan lugar a contenidos muy elevados de partículas en suspensión debido a la formación de nitrato amónico, NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> (fase particulada). Esta reacción a favor de la formación de nitrato amónico se favorece además en ambientes con alta humedad. Por ello, ciudades con elevadas emisiones de NO<sub>x</sub> pueden tener menor nitrato amónico si las emisiones de NH<sub>3</sub> y/o la humedad de la región son bajas, y viceversa.

En España, los niveles medios de NO<sub>2</sub> son elevados en numerosas estaciones urbanas de control y vigilancia de la calidad del aire con influencia de tráfico, tal como se aprecia en la figura 3.2a. En muchas de las estaciones de tráfico de España se excede el número de superaciones del valor límite horario permitido por año de acuerdo a la legislación a partir de 2010 (Directiva 2008/50/CE y RD102/2011). Además, en una proporción importante, se incumplen también los requisitos concernientes al valor límite anual (para el año 2010) de NO<sub>2</sub>. Alrededor del 50% de las estaciones urbanas de tráfico registraron niveles medios anuales superiores al valor límite de NO<sub>2</sub> (fijado desde 2010 en 40 µg/m<sup>3</sup>) durante 2007, y alrededor de 40, 35 y 24% en 2008, 2009 y 2010 (años muy benignos meteorológicamente y afectados por la crisis económica). También se producen superaciones en un 3-12% de las estaciones de tráfico suburbanas. Las superaciones son mucho menos frecuentes (0-4%) en el caso de las estaciones de fondo urbano.

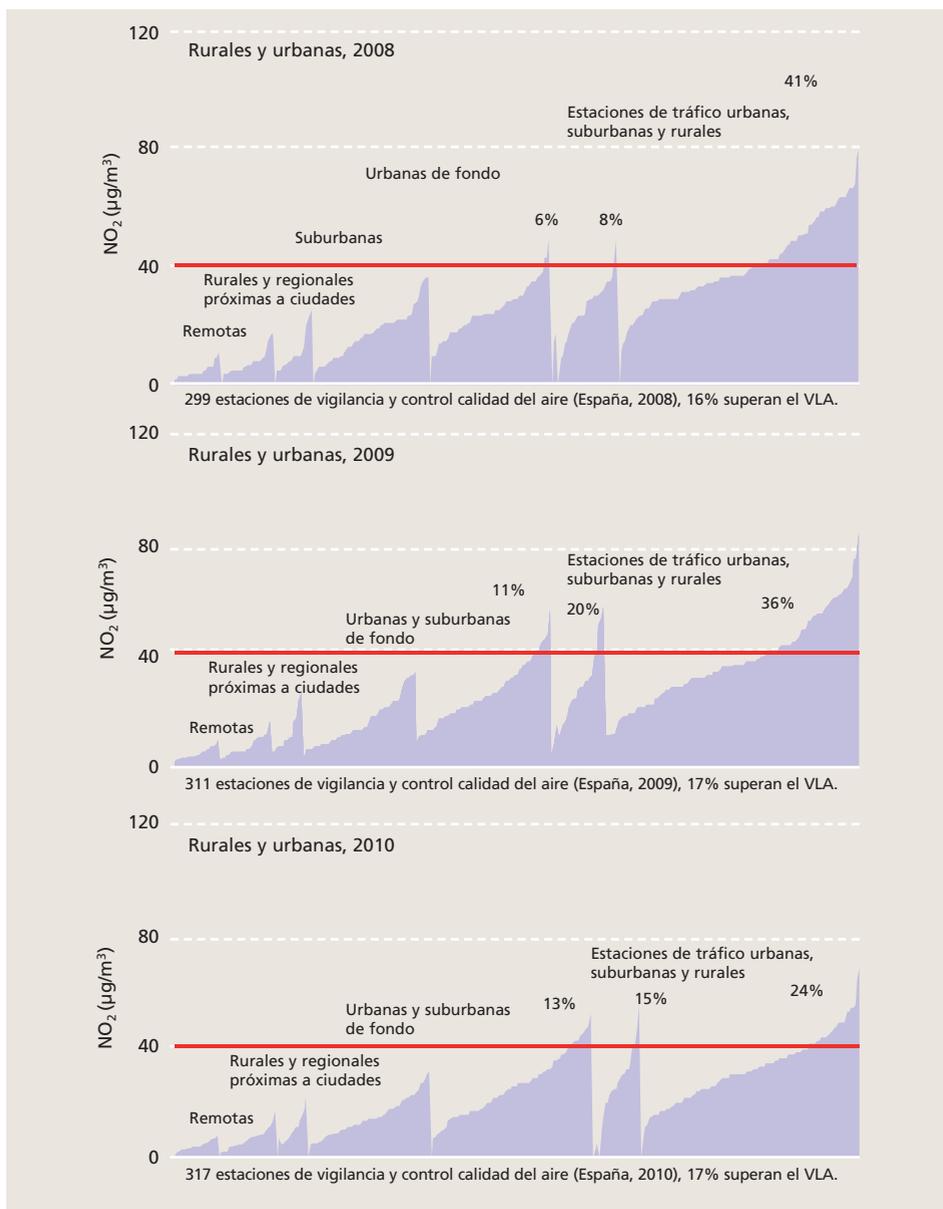
En el caso de las estaciones industriales urbanas, las superaciones del valor límite de NO<sub>2</sub> se registran en un 3-10%, mientras que en las industriales suburbanas, en un 3-6% (figura 3.2b).

Los datos expuestos indican que, con excepción de algunas zonas industriales concretas, y problemáticas en cuanto a calidad del aire, la principal causa de dichas superaciones es la emisión del tráfico rodado. Se observa un descenso progresivo del número de superaciones desde 2007 a 2010, sin embargo esta tendencia se observa en toda Europa, y es probablemente debido a un ciclo meteorológico que gobierna las condiciones dispersivas a gran escala, y en el caso de España a la crisis económica.

Las figura 3.3a y 3.3b muestran a modo de ejemplos el grado de cumplimiento de los valores normativos de 2010 de NO<sub>2</sub> para Madrid y las zonas 1 y 2 de calidad del aire del área metropolitana de Barcelona (donde ya se está aplicando el Plan de Mejora de Calidad del Aire). Como se puede apreciar en dichas figuras, tanto los requisitos para 2010 en cuanto a niveles horarios (Madrid), como a la media anual (Madrid y Barcelona), se habrían excedido con los registros de 2006, 2007, 2008 y 2009.

La figura 3.3c muestra también las estaciones de calidad del aire que registraron superaciones del valor límite anual de NO<sub>2</sub> (fijado desde 2010) a lo largo de 2005-2010.

**Figura 3.2.a.** Estaciones de control y vigilancia de calidad del aire en España (2008-2010). Niveles medios anuales de NO<sub>2</sub> (µg/m<sup>3</sup>) para estaciones rurales y urbanas



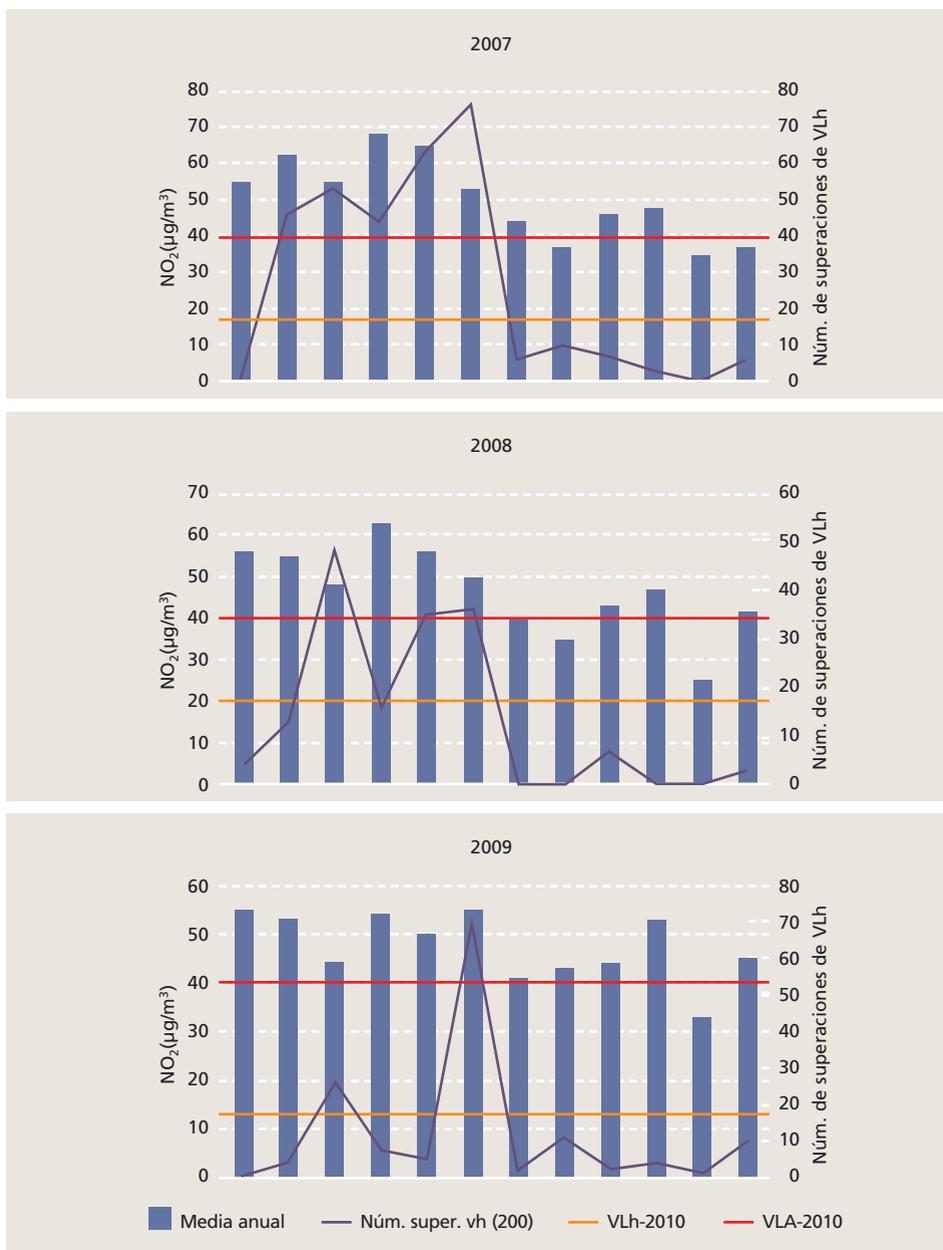
Fuente: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

**Figura 3.2.b.** Estaciones de control y vigilancia de calidad del aire en España (2008-2010). Niveles medios anuales de NO<sub>2</sub> (µg/m<sup>3</sup>) para estaciones industriales



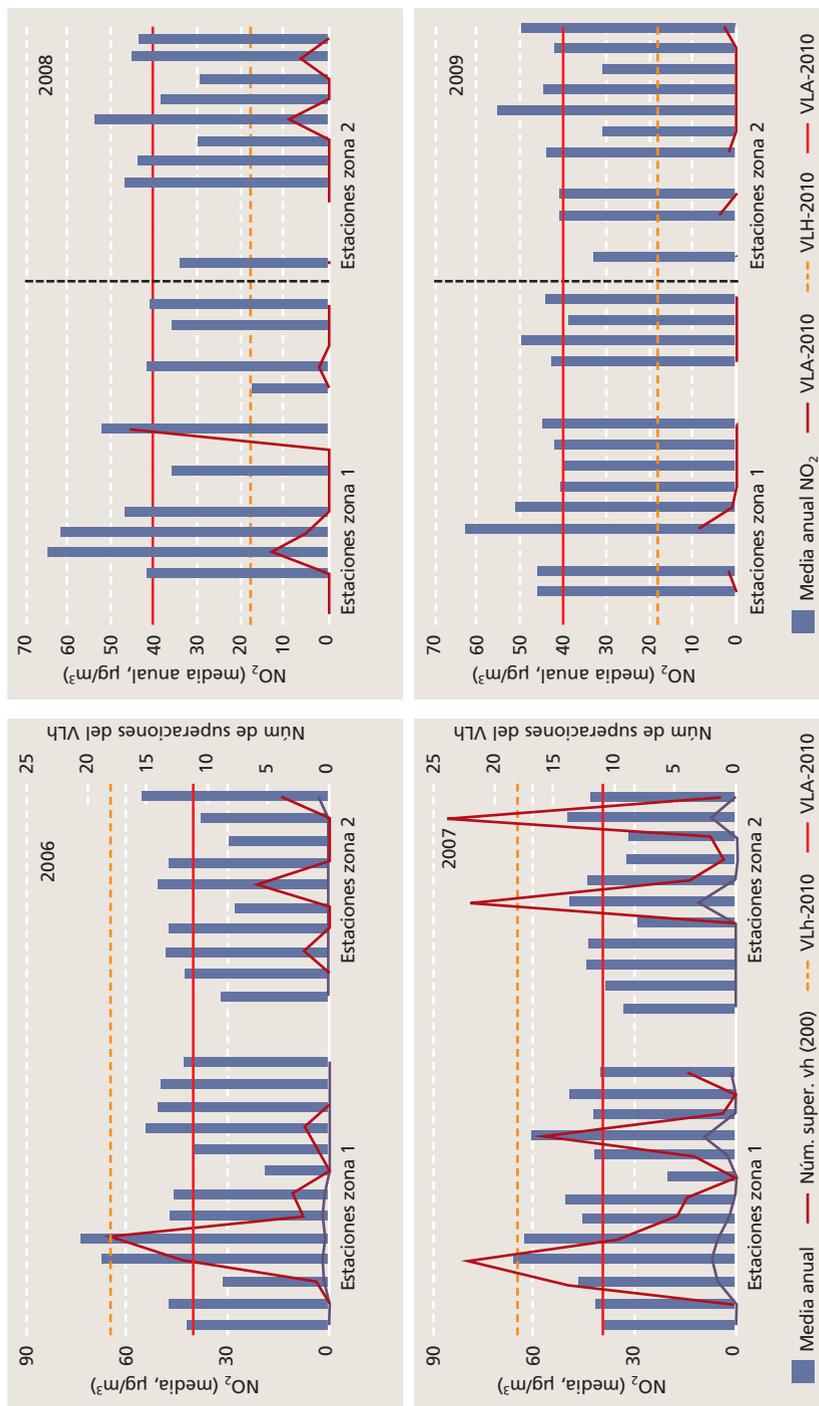
Fuente: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

**Figura 3.3.a.** Grado de cumplimiento de los valores normativos futuros de NO<sub>2</sub> para la ciudad de Madrid. Cada barra corresponde a la media anual de una estación de medida



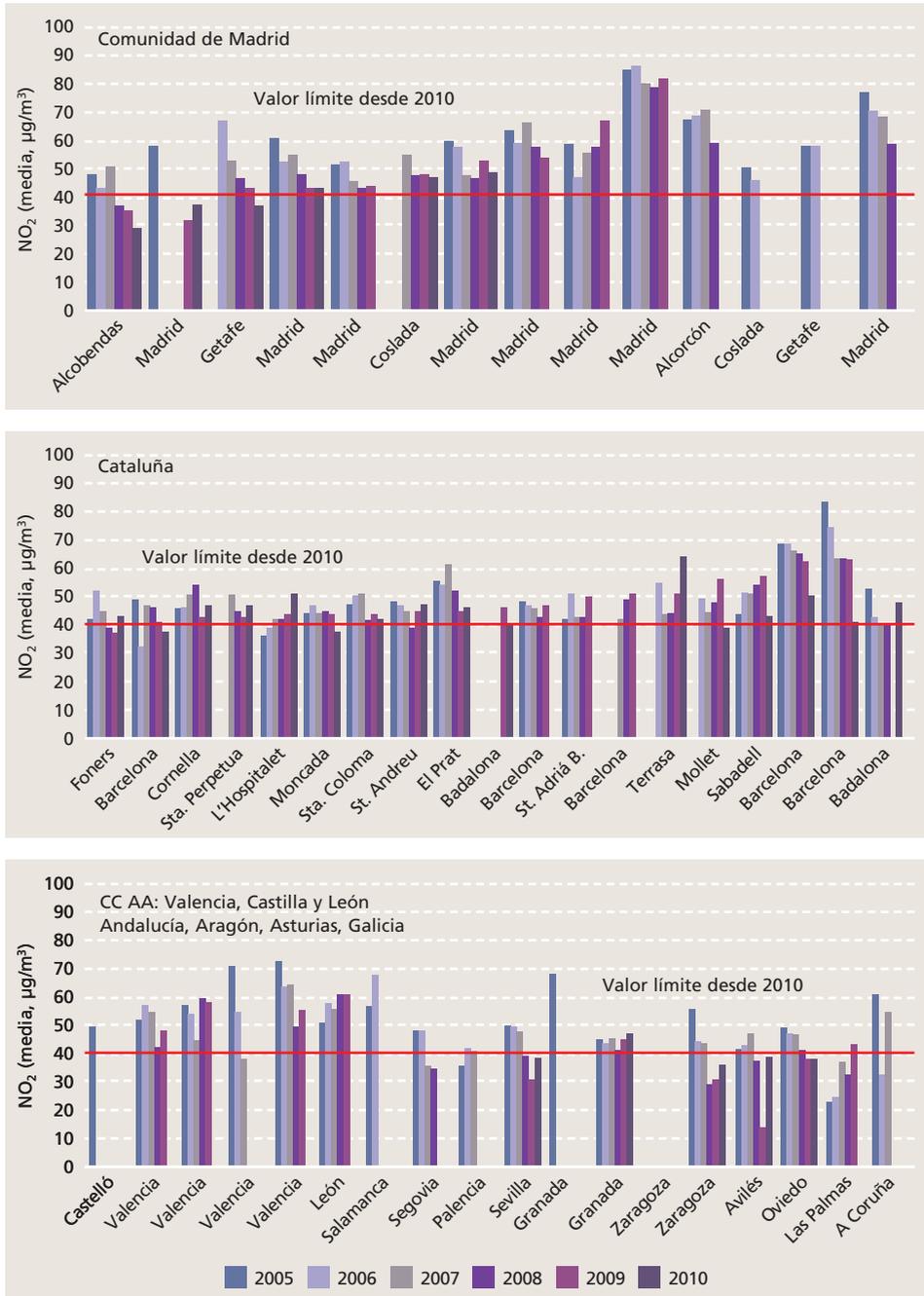
Como se puede apreciar, los requisitos para 2010 tanto en cuanto a niveles horarios, como a la media anual, se hubiesen excedido con los registros de 2007-2009.

**Figura 3.3.b.** Grado de cumplimiento de los valores normativos futuros de NO<sub>2</sub> para las zonas 1 y 2 de calidad del aire del área metropolitana de Barcelona. Cada barra corresponde a la media anual de una estación de medida



En las zonas 1 y 2 de calidad del aire del área metropolitana de Barcelona se está ya ejecutando el Plan de Mejora de Calidad del Aire. Como se puede apreciar, los requisitos para 2010 tanto en cuanto a niveles horarios, como a la media anual, se hubiesen excedido con los registros de 2006-2009).

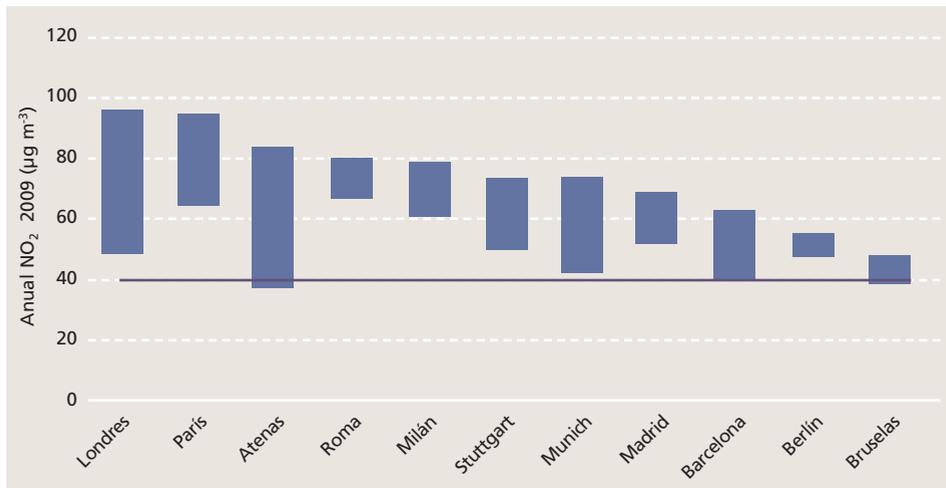
**Figura 3.3.c.** Estaciones que han superado el valor límite anual de NO<sub>2</sub> (fijado desde 2010) para el periodo 2005-2010



Esta situación es común en muchos ámbitos urbanos europeos ETC (2010) (figura 3.4), sin embargo en las urbes españolas la situación es considerablemente más complicada, y por tanto requiere de soluciones probablemente algo diferentes y más urgentes y drásticas que en el resto de las regiones europeas. Ello se debe a los siguientes factores:

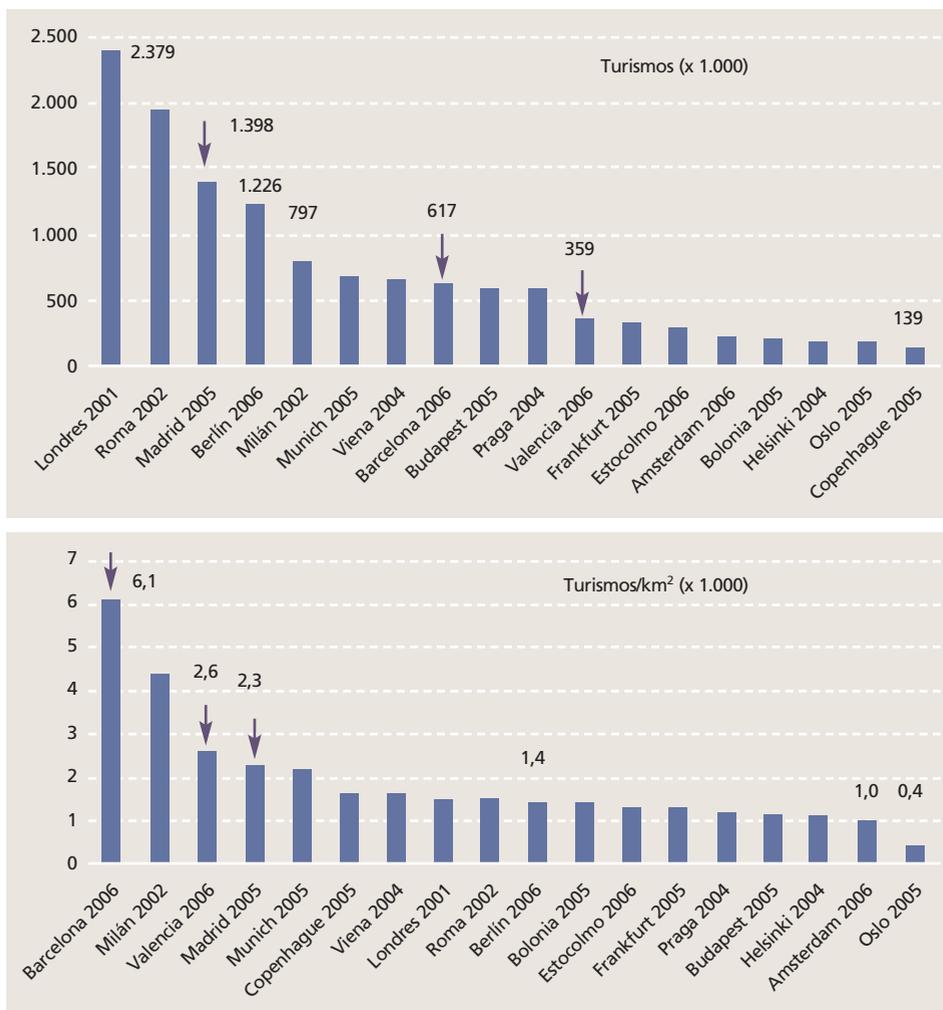
- a) Como consecuencia de la densa estructura arquitectónica urbana de gran parte de las ciudades españolas, la densidad de tráfico rodado en ellas es muy elevada si la comparamos con otras aglomeraciones urbanas europeas. Así, como se muestra en la figura 3.5, ciudades como Barcelona y Valencia tienen una densidad de turismos muy elevada en comparación con la de muchas otras ciudades europeas (Barcelona y Valencia, con 617.000 y 360.000 turismos en 2006, presentan densidad de 6.100 y 2.600 turismos/km<sup>2</sup>). Estas densidades son bastante superiores a ciudades como Londres, Roma, Madrid y Berlín, con un número de turismos mucho más elevado (2.379.000, 1.900.000, 1.400.000, 1.226.000 turismos) y con densidades de 1.600, 1.500, 2.300 y 1.400 turismos/km<sup>2</sup>. Por tanto en estas ciudades “densas” no solamente es importante reducir el volumen de emisión sino la densidad de las mismas, ya que con unas emisiones menores en cuanto a volumen, pueden registrar peor calidad del aire. Los resultados demuestran que las acciones de reducción de emisiones con mayor influencia en la calidad del aire deben aplicarse en las zonas centrales urbanas, más que en áreas periféricas, aunque el flujo de vehículos pueda ser mayor si se consideran vías de circulación individuales.

**Figura 3.4.** Comparación de los niveles medios anuales de NO<sub>2</sub> (2009) en estaciones de tráfico urbano en diferentes ciudades europeas



Datos Airbase (cortesía 4sfera).

**Figura 3.5.** Número de turistas (superior) y densidad de los mismos (inferior) en una serie de ciudades europeas

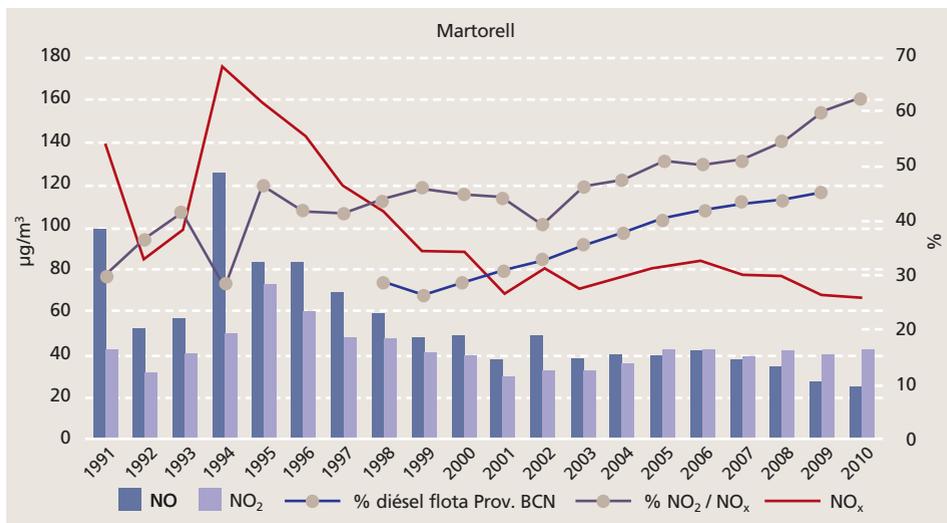


Fuente: Direcció Servei de Mobilitat Ajuntament de Barcelona.

- b) La dieselización del parque de vehículos español, que alcanza niveles de hasta el 60%, constituye un verdadero problema, debido a que tanto las emisiones totales de PM y NO<sub>x</sub> por kilómetro, como el porcentaje de NO<sub>2</sub> (parámetro regulado legislativamente en zonas urbanas) en NO<sub>x</sub>, son muy superiores a los motores de gasolina. Estos últimos emiten menos PM y NO<sub>x</sub>, pero además la gran mayoría de NO<sub>x</sub> está constituida por NO, y no por NO<sub>2</sub> primario. Algunos países europeos como Gran Bretaña o Suecia, conocedores de las elevadas emisiones de contaminantes atmosféricos de los motores diésel, han limitado su crecimiento. En otras zonas se ha restringido su uso

como vehículo particular (Grecia, Beijing). La figura 3.6 muestra un ejemplo (Martorell, Barcelona) en donde desde 1995 se observa un decrecimiento de los niveles en aire ambiente de NO, mientras que no existe tendencia decreciente, y quizá si una ligera evolución creciente desde 2001, en los niveles de NO<sub>2</sub>, paralelamente a la dieselización del parque de vehículos. Este incremento en volumen de emisión y en proporción relativa de NO<sub>2</sub>/NO supone un problema grave a la hora de cumplir la legislación de calidad del aire. Así, no solamente se incrementan los volúmenes de emisión, sino que en las dos décadas anteriores las emisiones eran mayoritariamente de NO, y este gas tenía que ser transportado por la atmósfera para que su oxidación diera lugar a NO<sub>2</sub> secundario, con la consiguiente dilución. Actualmente, la gran proporción de NO<sub>2</sub> primario emitido en las vías de tráfico, hace que el problema de NO<sub>2</sub> se genere en las inmediaciones de su emisión.

**Figura 3.6.** Niveles medios anuales (1991-2010) de NO y NO<sub>2</sub> en Martorell (Barcelona) y porcentaje de vehículos diésel en la flota de la provincia de Barcelona

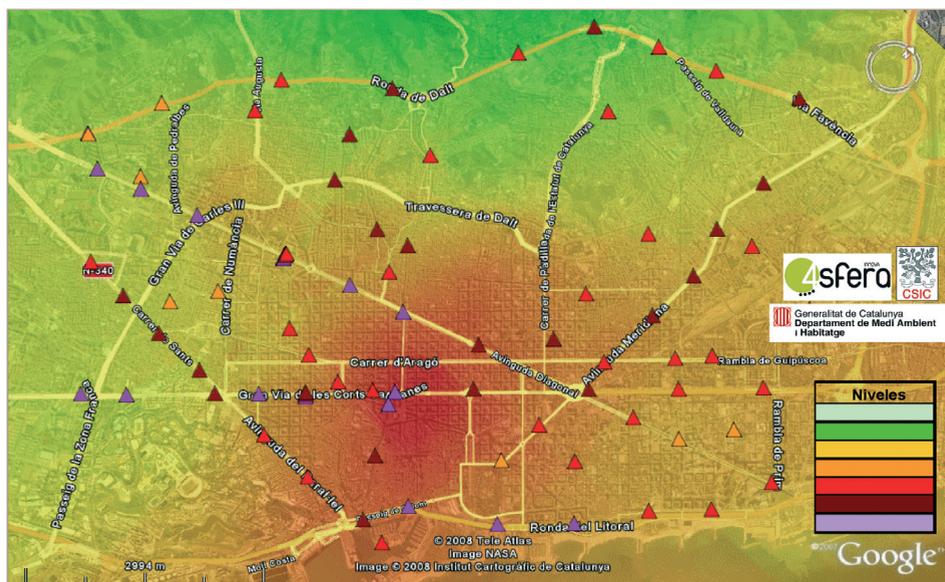


Fuente: datos proporcionados por Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya y Dirección General de Tráfico, respectivamente.

Así las figuras 3.7 y 3.8 muestran, a modo de ejemplo, que en las grandes vías de tráfico de Barcelona, los niveles de NO<sub>2</sub> pueden triplicar los registrados en estaciones sitas a apenas 50 m del margen de la vía. De igual modo, las experiencias realizadas por la Fundación CEAM sobre medida de NO<sub>2</sub> en el entorno del área de influencia de la ciudad de Valencia, a partir de la distribución masiva de captadores pasivos, parecen mostrar algunos aspectos repetitivos, que pudieran constituir elementos relevantes del sistema atmosférico urbano (figura 3.9). Uno de los hechos que destaca es que el patrón espacial parece repetirse sistemáticamente de

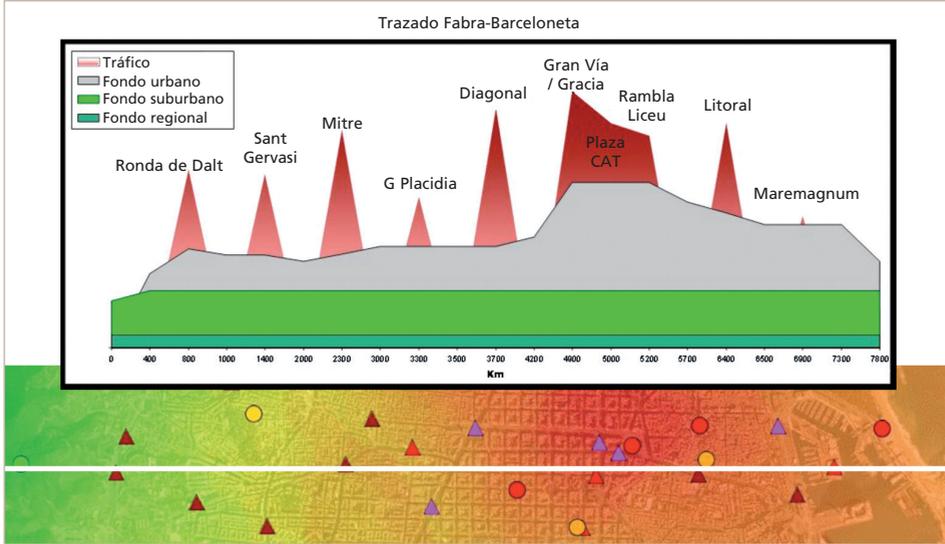
una campaña a otra, de manera que los diferentes modos de medida mantienen sus valores relativos entre sí, con independencia de los niveles medios de contaminación del conjunto urbano. En este sentido, parece que las condiciones meteorológicas reinantes, y en concreto la intensidad del viento, son los factores que determinan el nivel medio de las concentraciones registradas, mientras que factores locales relativos al microemplazamiento, y en especial la intensidad del tráfico de las vías próximas (fuentes de emisiones), y el grado de encajonamiento (posibilidad de ventilación), condicionan las diferencias obtenidas entre los distintos puntos de medida (figura 3.10). La figura 3.9 muestra claramente que en Valencia las zonas problemáticas están en el centro de la ciudad, con elevada densidad de tráfico, y no en las vías de circunvalación suburbanas, aunque estas presenten gran intensidad de tráfico.

**Figura 3.7.** Niveles medios mensuales (mayo-junio 2008) de NO<sub>2</sub> registrados en Barcelona mediante 120 dosímetros pasivos



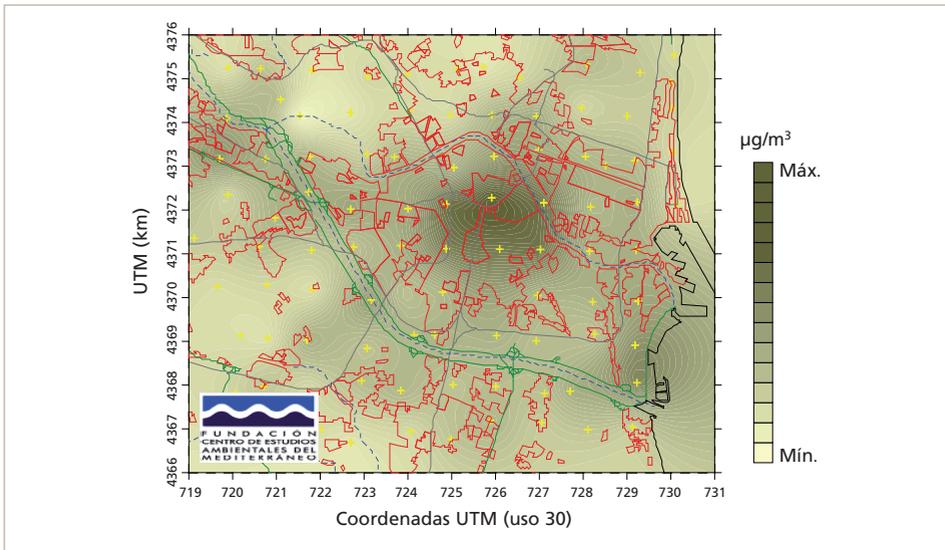
Los puntos considerados de fondo urbano no se muestran, sino que se ha realizado una interpolación que se sobrepone a la fotografía aérea. Los valores señalados con triángulos son los correspondientes a estaciones de tráfico (puntos sitos a <1m de la calzada). Fuente: Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya.

**Figura 3.8.** Niveles medios mensuales (mayo-junio 2008) de NO<sub>2</sub> registrados en un transecto W-E en Barcelona mediante 25 dosímetros pasivos



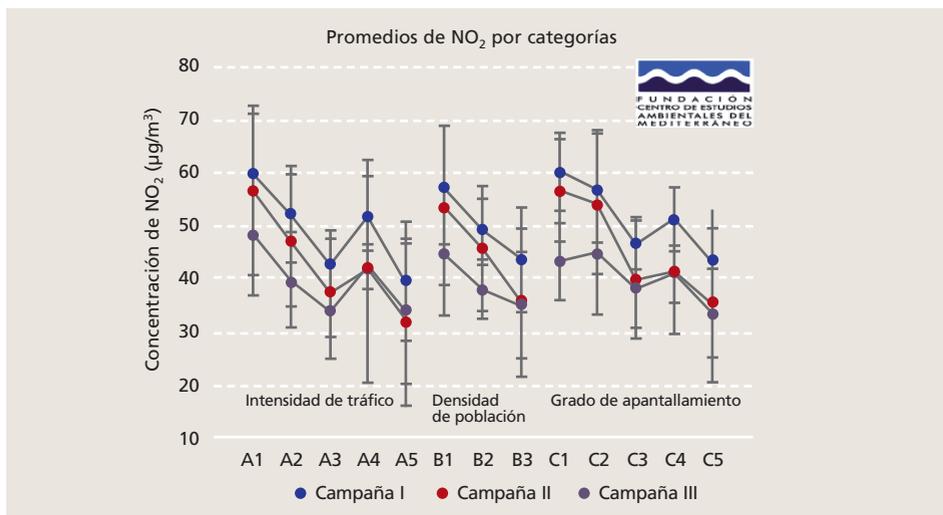
Es necesario destacar el marcado incremento de los niveles en las vías de tráfico, debido a las altas tasas de emisión de NO<sub>2</sub> primario.  
Fuente: Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya.

**Figura 3.9.** Niveles medios del 21 al 28 de abril de 2004 de NO<sub>2</sub> registrados en la ciudad de Valencia mediante dosímetros pasivos



Fuente: Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo.

**Figura 3.10.** Niveles medios de NO<sub>2</sub> para medidas con dosímetros pasivos en Valencia ciudad, en función de la intensidad del tráfico y de población, y grado de apantallamiento

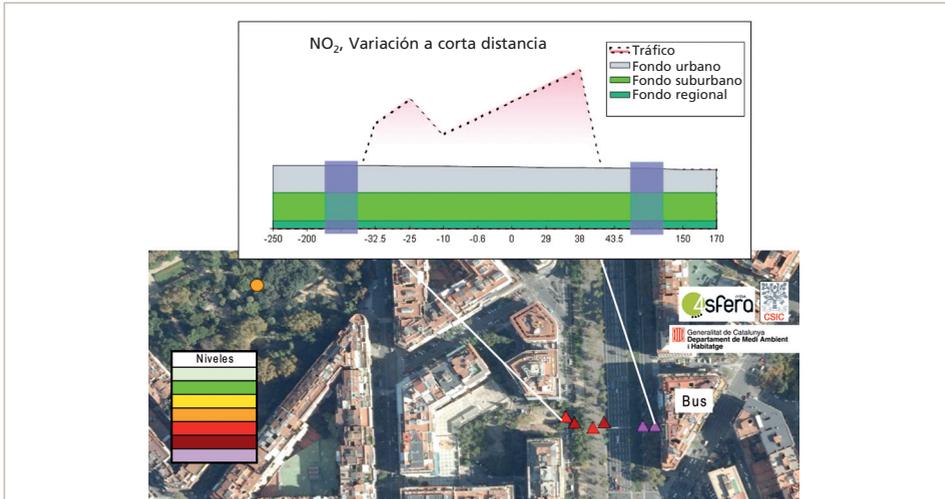


Fuente: Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo.

- c) La arquitectura urbana de grandes zonas de nuestras ciudades, con vías de tráfico relativamente estrechas encajonadas entre edificios de 5-7 plantas, y pocas zonas verdes, causa una ventilación deficiente de la atmósfera y la consecuente acumulación de los contaminantes. Ello es de gran importancia en cuanto a la localización de los puntos negros de exposición de NO<sub>2</sub>. Así, en la planificación del crecimiento urbano deberían tenerse en cuenta el mapa de niveles de NO<sub>2</sub> para determinar la ubicación de locales públicos, centros de educación y otros emplazamientos que la población pueda ocupar durante periodos prolongados. A modo de ejemplo, en Gran Bretaña se toma como criterio los 50 m de separación de importantes vías de tráfico rodado para la ubicación de centros escolares. Por otro lado, las vías de tráfico intenso muy próximas a centros escolares deberían ser objetivos prioritarios para la reducción de las emisiones. Otro ejemplo para tener en cuenta en la reducción de la exposición humana es la ubicación de paradas de autobuses. Así, en muchas ciudades existen plazas o nodos de interconexión de autobuses en los que se concentran vehículos pesados de transporte urbano, extraurbano, transporte al aeropuerto, autobuses turísticos..., así como gran número de taxis. Estos vehículos poseen motores mayoritariamente de tipo diésel, y en su mayoría de gran cilindrada, que pueden dar lugar a altos niveles en aire ambiente de NO<sub>2</sub> y PM. La figura 3.11 muestra un transecto de niveles de NO<sub>2</sub> mensuales, realizado mediante instalación de dosímetros pasivos en la avenida Diagonal de Barcelona. En ella se observa que con un flujo determinado de vehículos, los niveles más elevados se registran

en los carriles bus, y que si nos alejamos 50-100 m del margen de la vía los niveles se reducen en un factor de 3.

**Figura 3.11.** Transecto de niveles de NO<sub>2</sub> mensuales, realizado mediante instalación de siete dosímetros pasivos en la avenida Diagonal de Barcelona



Se observa que los niveles más elevados se registran en los carriles bus, y que si nos alejamos 100 m del margen de la vía los niveles se reducen por un factor de 3 (punto anaranjado de la izquierda).

- d) El clima mediterráneo, con frecuentes episodios de calma atmosférica y baja precipitación, también favorece la acumulación de contaminantes.

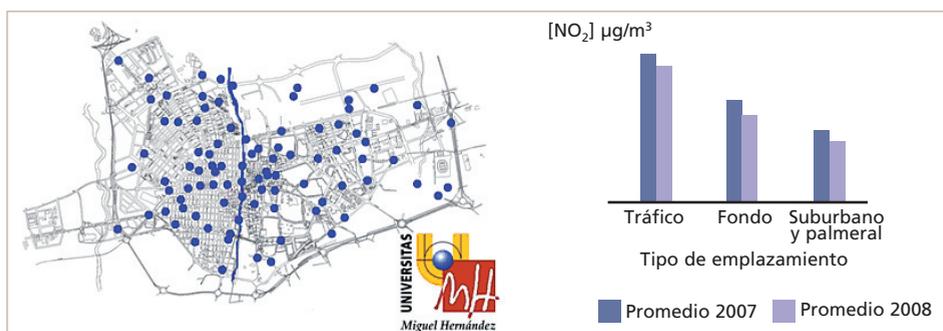
Un estudio con dosímetros pasivos de NO<sub>2</sub> similar a los descritos se realizó por la Universidad Miguel Hernández (Laboratorio de Contaminación Atmosférica, Departamento de Física y Arquitectura de Computadores) en Elx (Alicante) para 2007 y 2008, con casi 200.000 habitantes en un área urbana de 12,42 km<sup>2</sup>. Se utilizaron 90 puntos de medida distribuidos por todo el casco urbano de la ciudad (figura 3.12), con 12 muestreos semanales a lo largo del año. El estudio revela que los mayores niveles de concentración se registran en zonas de escasa aireación con alta densidad de tráfico en el casco urbano (figura 3.12). Los autores del estudio concluyen que el volumen de tráfico rodado en zonas céntricas afecta notablemente a los niveles ambientales del contaminante. No obstante, la estructura urbana (encajonamiento de vías) y la meteorología (época del año) son factores decisivos en los niveles finales medidos en el aire ambiente de la ciudad.

Otro resultado muy interesante obtenido en Elx es que la variación estacional afecta menos a los puntos de tráfico, donde los niveles de NO<sub>2</sub> son máximos, especialmente a aquellos con escasa aireación. Esto apunta a que, además de la ubicación próxima al tráfico en las zonas centrales urbanas, la facilidad con que se dispersa el contaminante es un factor clave

en cuanto a las concentraciones registradas. Así, parece que en esos casos la única alternativa de acción frente a los altos niveles de  $\text{NO}_2$  es la reducción del volumen o densidad de tráfico en dichos puntos.

En enero de 2010 se publicaron los factores de emisión de  $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$  y  $\text{NO}_x$  de vehículos diésel (*Update for the Handbook on Emission Factors V3*, HBEFA, <http://www.hbefa.net>) basados en determinaciones experimentales en circuitos urbanos reales (de Alemania, Austria, Suiza y Noruega) de conducción y para el ciclo de conducción europeo (*European driving cycle*, NEDC). Estos resultados sustituyen a los obtenidos en 2004, HBEFA V2.1, realizados únicamente para el ciclo de conducción europeo NEDC.

**Figura 3.12.** Distribución de los puntos de muestreo de  $\text{NO}_2$  en Elx (izquierda) y concentraciones ambientales de  $\text{NO}_2$  en 2007 y 2008, según el tipo de emplazamiento

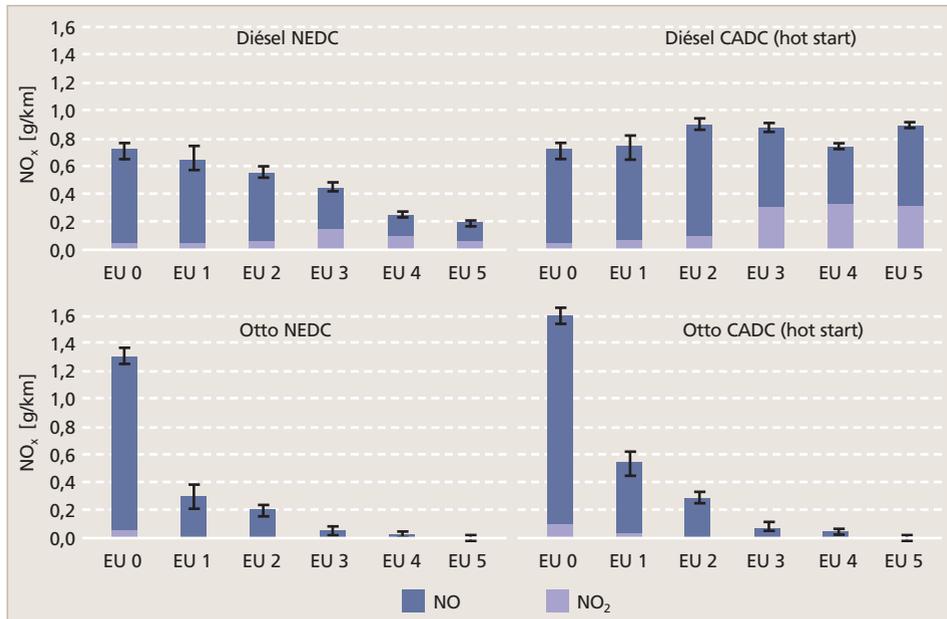


Los nuevos resultados (Hausberger, 2010) demuestran que los factores de emisión en circuitos urbanos reales son muy superiores a los obtenidos para el ciclo NEDC, que se utiliza para el establecimiento de las normas EURO 0, 1, 2, 3, 4 y 5. Además, estos nuevos resultados experimentales han demostrado que el descenso progresivo de las emisiones de EURO 0 a EURO 5 descrito para el circuito NEDC, para vehículos de pasajeros, no se refleja en circuitos de conducción urbana. Así, como se muestra en la figura 3.13, en ciclos de conducción urbana CADC (*the Common ARTEMIS Driving Cycle*), los vehículos diésel de pasajeros EURO 5 (actuales) emiten más  $\text{NO}_2$  por km que los vehículos EURO 0 (Hausberger, 2010). Esta situación se reproduce para los vehículos comerciales ligeros, pero no para los vehículos pesados y autobuses (figura 3.14), tampoco para las emisiones de PM en ningún tipo de vehículo (Hausberger, 2010).

Por tanto, en las condiciones reales de conducción, aunque se disponga de flotas muy renovadas de vehículos diésel de pasajeros y de vehículos de carga ligeros, las emisiones de  $\text{NO}_2$  seguirán siendo muy elevadas, incluso superiores a las del parque a renovar. Este hecho supone un gran problema para la efectividad de las zonas de baja emisión. Este nuevo descubrimiento está en concordancia con los resultados de numerosos estudios que muestran que en los últimos años los niveles en aire ambiente de  $\text{NO}_2$ , se mantienen constantes, o incluso aumentan (Aymoz, 2010; Bruckmann, 2010; entre otros). El incremento de las emisiones se

debe a que la tecnología moderna incrementa la presión en el motor y favorece la formación de NO<sub>2</sub> respecto a NO. Además muchos de los catalizadores utilizados favorecen también la formación de NO<sub>2</sub>. A pesar de la aplicación de nuevas tecnologías, los resultados muestran que los niveles de emisión de NO<sub>x</sub> en circuito urbano tampoco se han reducido en los vehículos diésel de pasajeros actuales.

**Figura 3.13.** Comparación de los factores de niveles de emisión en circuito NEDC (sobre el que se basan las emisiones EURO 0 a 5) y CADC, mucho más adaptados a la circulación urbana que el NEDC

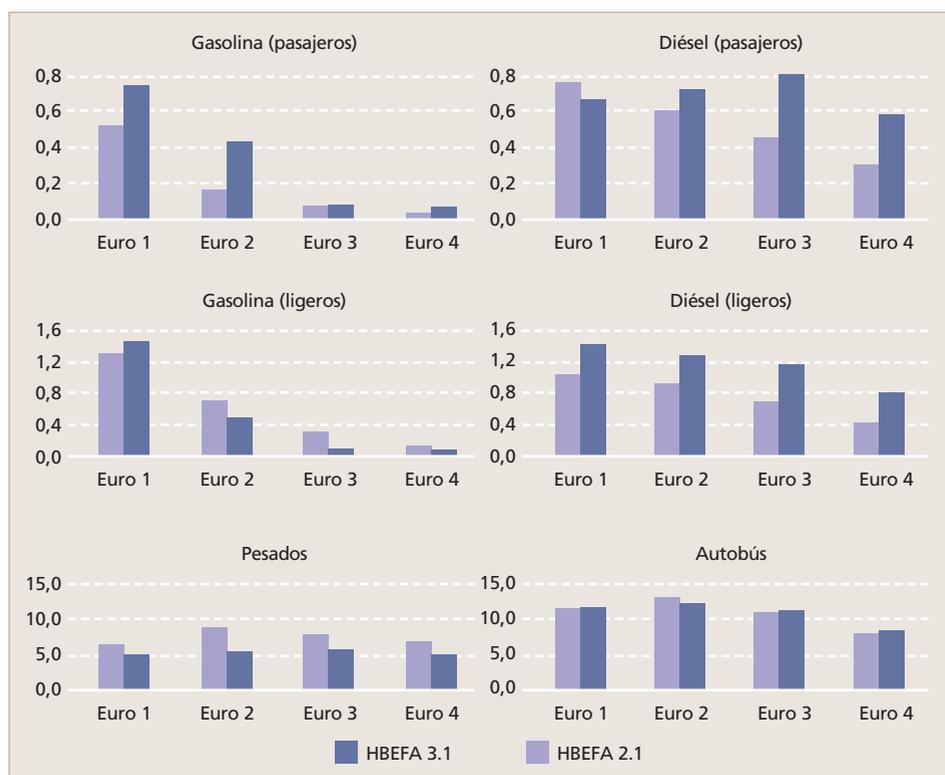


Se compara para los motores diésel y gasolina (Otto) de vehículos de pasajeros.  
Fuente: modificado de Hausberger (2010).

Según lo expuesto se concluye que, actualmente, las medidas más efectivas para la mejora de la calidad del aire en lo referente a NO<sub>2</sub> son las no tecnológicas, es decir, la reducción de la densidad de circulación de vehículos en la zona urbana. Así, en ciudades alemanas con una elevada proporción de vehículos diésel similar a la de España, se ha concluido recientemente que en vías de tráfico intenso con baja dispersión del aire (*street canyons*) es necesario reducir el volumen de tráfico en un 75% para cumplir los valores límite de calidad del aire en lo referente a NO<sub>2</sub> (Dr. P. Bruckmann, comunicación personal). Otra posibilidad es reducir marcadamente la proporción de vehículos diésel de la flota, como en Berlín, donde se ha logrado mantener el porcentaje de vehículos diésel por debajo del 35%, mientras que la mayor parte de ciudades españolas y alemanas alcanzan casi el 60%. Otras ciudades como Estocolmo o Londres nunca han llegado a una proporción elevada de vehículos diésel (inferior al 5-10%).

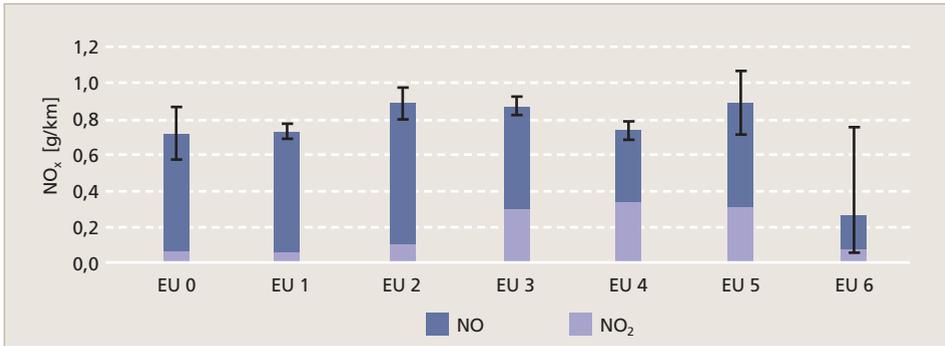
De no limitar, o incluso disminuir, de forma urgente la proporción de motores diésel, una solución adicional pero muy necesaria es la instauración urgente y acelerada de la nueva norma EURO 6/VI, que sí reduce realmente las emisiones de NO<sub>2</sub> de los vehículos diésel de pasajeros (figura 3.15). Sin embargo, su entrada en vigor está prevista a partir de 2015. Si se forzara el adelanto de la entrada de estos nuevos límites de emisión para 2011 ó 2012, se conseguirían efectos considerables en la aplicación de las zonas de baja emisión. De lo contrario y como se ha calculado para Austria, el efecto de las altas emisiones de NO<sub>2</sub> de los vehículos de pasajeros y de comerciales ligeros diésel EURO 5, impedirá reducir significativamente las emisiones hasta 2015 (figura 3.16).

**Figura 3.14.** Comparación de factores emisión de NO<sub>x</sub> (g/km) para una velocidad de 50 km/h en tráfico urbano intenso, del HBEFA versión 2.1 (utilizados desde 2004) respecto a los de la versión 3.1, obtenidos con abundante medidas experimentales y publicados en enero de 2010



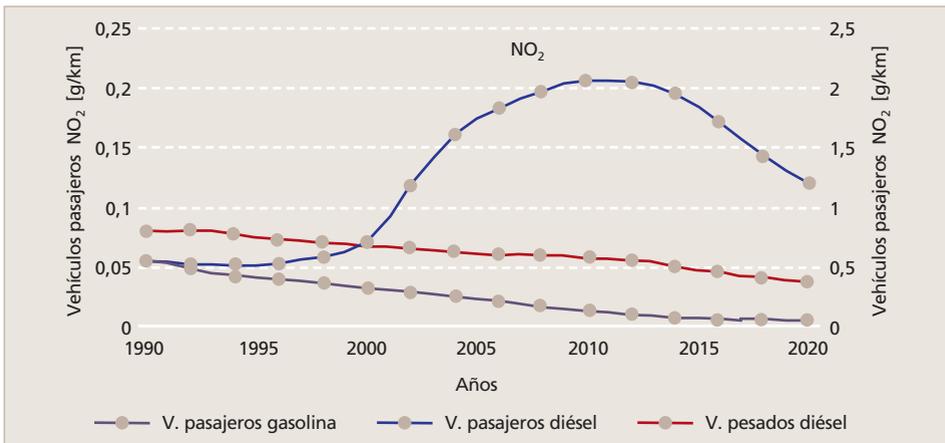
Fuente: Bruckmann, 2010.

**Figura 3.15.** Comparación de los factores de niveles de emisión en circuito CAD/C, urbano, para vehículos de pasajeros con motores diésel EURO 0 a EURO 6. Los EURO 5 son los actuales, y los EURO 6 los previstos para 2015



Fuente: Hausberger, 2010.

**Figura 3.16.** Evolución temporal y previsiones para los factores de emisión en Austria para tráfico urbano de vehículos diésel, según los km recorridos



El efecto apreciable en los vehículos diésel de pasajeros desde 2015 se debe a la entrada en vigor de EURO 6. Si no se adelanta esta, ni se reduce el porcentaje de vehículos diésel en la flota, será muy difícil cumplir los valores límite de la directiva de calidad del aire antes de 2015.

Fuente: modificado de Hausberger, 2010.

Todos los resultados expuestos muestran que es necesario disminuir las emisiones del tráfico rodado para cumplir los objetivos de aire ambiente de NO<sub>2</sub> en la mayoría de las ciudades españolas y que el esfuerzo ha de ser muy grande debido a las altas emisiones de los vehículos diésel de pasajeros modernos, y a la gran dieselización de nuestro parque de vehículos. También, que la disminución no ha de seguir criterios puramente cuantitativos de reducción de emisiones del inventario de emisión. Por el contrario, debería

priorizarse seguir criterios cualitativos, tales como la disminución de emisiones en zonas céntricas, vías próximas a centros escolares, edificios públicos, centros de trabajo..., así como la planificación de la distribución de la red de transporte público para minimizar la posibilidad de crear puntos negros de exposición de  $\text{NO}_2$  por concentración de emisiones de motores.

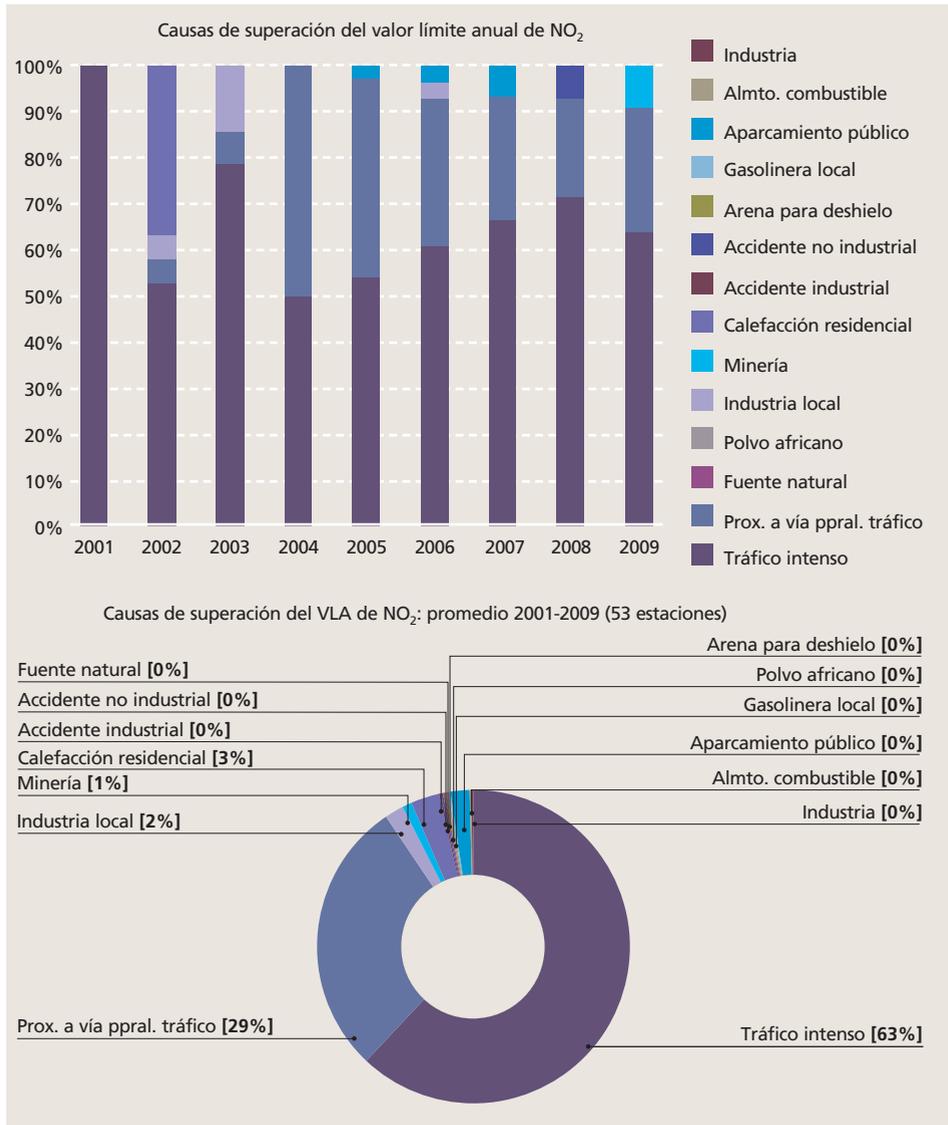
A pesar de que en la mayoría de los casos las superaciones de los valores límite de  $\text{NO}_2$  se deben a las emisiones del tráfico, no se puede descartar que existan superaciones específicas en algunos puntos negros de tipo industrial. En estos casos la variación horaria de los niveles de  $\text{NO}_2$  no sigue el patrón del tráfico y puede así ser identificada la influencia industrial. Una vez demostrado el origen industrial, se ha de actuar sobre emisiones canalizadas mediante la aplicación de tecnologías ambientales basadas tanto en medidas primarias (sustitución de materias primas y/o combustibles, modificación de las condiciones de operación, uso de quemadores de bajo nivel de  $\text{NO}_x$ ), como en medidas secundarias con plantas De- $\text{NO}_x$  que reducen el  $\text{NO}_x$  a  $\text{N}_2$  (los sistemas más habituales se basan en la inyección de amoníaco o urea en sistemas catalíticos o no catalíticos, dependiendo de la temperatura).

### 3.2.1. Evaluación de la calidad del aire respecto a $\text{NO}_2$

Durante la justificación anual de las superaciones de los valores límite anual y diario de  $\text{NO}_2$  ante la Comisión Europea, los Estados Miembros remiten un formulario (*form 12*) en el que se describen las causas de superación individuales para cada día y estación de medida. En la figura 3.17 se resumen las causas de superación individuales para cada día y estación de medida anualmente y como promedio de los nueve años.

Tal como demuestra la figura, el tráfico rodado es la principal causa de la superación del valor límite anual de  $\text{NO}_2$  en España. En promedio para los años 2001-2009, el tráfico vehicular fue el responsable de la superación de este valor límite en el 92% de las estaciones de medida de la calidad del aire que remitieron este tipo de justificación a la Comisión (63% debido a tráfico intenso y 29% debido a la proximidad a una vía principal de tráfico). Este porcentaje fue superior en los años 2001 y 2004 (100% de las estaciones) y alcanzó su valor mínimo en 2002 (58%), pero a pesar de esta variación interanual el tráfico rodado se mantiene como causa principal de la superación del valor límite anual de  $\text{NO}_2$  en España. A partir de 2004, el porcentaje de estaciones que aportó la influencia del tráfico rodado como causa de superación oscila alrededor del 95%. Otras fuentes consideradas durante los distintos años fueron las emisiones procedentes de calefacciones de uso residencial (año 2002, 37% de las estaciones), la industria local (años 2002, 2003 y 2006, 5%, 14% y 3%), la proximidad a aparcamientos públicos (relacionados con el tráfico, años 2005 a 2007, 3% a 6%), accidentes no industriales (año 2008, 7%) y emisiones procedentes de la minería (año 2009, 9%).

**Figura 3.17.** Causas de superación del valor límite anual (VLA) de NO<sub>2</sub> en estaciones de control de la calidad del aire españolas en los años 2001 a 2009, y como promedio para el periodo 2001-2009



## 3.3. Evaluación de niveles de PM

# 3

### 3.3.1. Introducción

Durante la última década, distintos estudios epidemiológicos han puesto de relieve los efectos negativos sobre la salud humana que parecen ejercer las partículas de granulometría fina ( $<2.5 \mu\text{m}$ ) principalmente (e.g. Dockery *et al.*, 1993; Abbey *et al.*, 1999; Hoek *et al.*, 2002; Pope *et al.*, 2002). Esta asociación entre niveles de  $\text{PM}_{2.5}$  y efectos adversos sobre la salud ha promovido que la Comisión Europea considere la adopción de nuevos valores límite de concentración basados en medidas de  $\text{PM}_{2.5}$  (Directiva 2008/50/CE). Se ha propuesto un valor objetivo anual de  $25 \mu\text{gPM}_{2.5}/\text{m}^3$ , a partir del 1 de julio de 2010, el cual se convertirá en valor límite en 2015. Además se contempla una reducción a la exposición (en porcentajes variables dependiendo de los niveles registrados) de niveles medios de  $\text{PM}_{2.5}$  para emplazamientos de fondo urbano desde 2010 hasta 2020.

106

La elección de los emplazamientos de las estaciones de medida en los diferentes Estados Miembros de la UE se basa en las distintas estrategias diseñadas por los órganos competentes de cada país. En consecuencia el número de estaciones de medida situadas en emplazamientos de carácter rural, urbano, de tráfico e industriales en cada país varía enormemente. De acuerdo con la base de datos Airbase (<http://air-climate.eionet.eu.int/>), entre los años 2001 y 2006 el número de estaciones en España situadas en *hotspots* constituye el 70% de las estaciones totales, mientras que en el resto de los Estados Miembros el número de este tipo de estaciones constituye en promedio el 45%. En algunos países este dato puede ser incluso inferior al 20%. Obviamente, los niveles medios anuales de  $\text{PM}_{10}$  y el número de superaciones del valor límite diario registrado en las estaciones de medida de España, situadas en su mayor parte en emplazamientos *hotspots* urbanos e industriales, serán más elevados que en aquellos países que tengan un porcentaje más alto de estaciones de medida situadas en emplazamientos de fondo rural y urbano. El hecho de que España tenga un porcentaje mayor de estaciones de medida situadas en emplazamientos *hotspots* con respecto a otros países tiene su explicación en que en los entornos urbanos del sur de Europa la población vive muy próxima al tráfico, concentrada en los núcleos urbanos. Por otro lado, hay que señalar el hecho de que en comparación con el valor límite de concentración de  $\text{PM}_{2.5}$  considerado en los

EE UU ( $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), el valor objetivo/límite de la UE puede parecer relativamente permisivo, sin embargo no lo es, dado que a diferencia del primero, el de la CE también ha de aplicarse en los emplazamientos de medida *hotspots*.

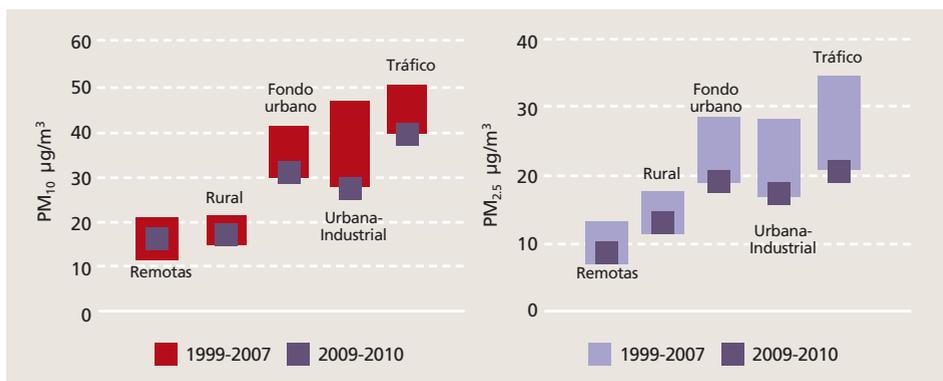
Una vez expuestos los retos a los que se enfrenta actualmente la legislación sobre calidad del aire, se presenta en este trabajo un resumen de los resultados obtenidos a partir del análisis de datos de contaminación atmosférica por PM, recopilados a lo largo de un periodo 1999-2010 en un elevado número de emplazamientos de medida de distintas características. De esta manera se ha incrementado notablemente la base de datos analizada en estudios previos (Querol *et al.*, 2004 a y b, 2008), lo que ha permitido caracterizar con mayor exactitud los principales factores que controlan las concentraciones ambientales de material particulado en las distintas regiones del país.

### 3.3.2. Variabilidad de niveles de PM

Según los resultados obtenidos durante 1999-2010 se han determinado los rangos de variación de niveles de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2,5</sub> característicos de diferentes tipos de estaciones en España (tablas 3.2 y 3.3 y figuras 3.17 y 3.18). Así, dependiendo de las características del emplazamiento de medida, las concentraciones medias anuales de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2,5</sub> (en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) durante el periodo 1999-2010 se fueron incrementando desde los siguientes rangos: 12-20 y 7-11 (estaciones EMEP, tabla 3.2), 14-21 y 12-17 (rurales), 28-42 y 18-28 (urbanas), 28-47 y 15-28 (fondo urbano-industrial) hasta alcanzar 37-48 y 21-34 (tráfico intenso o *hotspots* de tráfico) (figura 3.17). No se incluyen los niveles de PM<sub>1</sub> ya que esta fracción no se encuentra disponible en un número de estaciones suficiente para obtener rangos representativos desde el punto de vista estadístico. La figura 3.17 muestra que durante 2009 y 2010 los niveles de PM se redujeron muy marcadamente respecto a 1999-2007. Este descenso se atribuye a priori al gran impacto en la reducción de emisiones causadas por la crisis económica desde 2008, así como al periodo 2009-2010 meteorológicamente benigno para la calidad del aire, además de a algunas mejoras ambientales. Por ello creemos que no se han de relajar las actuaciones ambientales, pues pronosticamos incrementos en los niveles de PM cuando se produzca la reactivación económica y se registren periodos meteorológicos no tan benignos.

Los niveles de PM<sub>2,5</sub> en un determinado emplazamiento constituyen generalmente del 40 al 80% del PM<sub>10</sub>. La relación PM<sub>2,5</sub>/PM<sub>10</sub> (figura 3.19) obtenida en la mayoría de los puntos del norte, noroeste y zona centro de España está dentro del rango 0.6-0.7, los valores más altos se registran en las áreas más contaminadas, como es el caso de la zona noreste. Esta relación disminuye hasta 0.4-0.5 en la mayor parte de emplazamientos urbanos y rurales del sur de la península, Canarias y Melilla; aunque aumentan en los entornos más industrializados (0.6-0.7). La tendencia hacia una distribución granulométrica de mayor tamaño hacia las zonas meridionales es resultado de un mayor aporte de materia mineral en la fracción PM<sub>10</sub>, debido a la mayor aridez, a un clima más seco y a la proximidad a las regiones desérticas de África.

**Figura 3.18.** Rangos habituales de  $PM_{10}$  (izquierda) y  $PM_{2.5}$  (derecha) en estaciones de fondo rural, fondo suburbano, fondo urbano, y *hotspots* industriales y de tráfico en España (periodo 1999-2010)



En los emplazamientos de fondo rural y regional los niveles de PM muestran máximos relativos de concentración coincidiendo con intrusiones de masas de aire africano, estancamiento regional atmosférico y episodios de contaminación local. Se observa una tendencia clara al incremento de los niveles en verano debido a los procesos de resuspensión, a menores niveles de precipitación, a una mayor frecuencia de episodios de polvo africano (Querol *et al.*, 1998, Viana *et al.*, 2002; Escudero *et al.*, 2005) y a la mayor frecuencia de episodios regionales (Millán *et al.*, 1997). Esta última tendencia viene ilustrada en la figura 3.21, que muestra la ocurrencia de manera regular (aunque unos años más marcadamente que otros) de un máximo de  $PM_{10}$  en verano en los últimos catorce años y medio en Monagrega (ENDESA, central térmica C.T. Teruel), un emplazamiento localizado en el margen oriental de la zona centro peninsular, así como la ocurrencia de manera común de otro máximo en primavera y un mínimo en invierno (Rodríguez *et al.*, 2001, 2004). Se ha calculado que el 90% de todas la superaciones diarias de  $PM_{10}$  ( $>50 \mu gPM_{10}/m^3$ ) registradas en este emplazamiento de fondo regional durante este periodo fueron causadas por intrusiones de polvo desértico norteafricano, siendo el resto de las superaciones debidas a resuspensión natural local. La situación es inversa en áreas urbanas e industriales, en las que alrededor del 70-80% de las superaciones son debidas exclusivamente a fuentes locales antropogénicas. En estas áreas, la tendencia estacional de los niveles de PM es opuesta a la descrita anteriormente para las áreas de fondo regional, con niveles máximos en invierno como resultado del predominio de las situaciones de estancamiento atmosférico.

**Tabla 3.2.** Niveles medios anuales de PST, PM<sub>10</sub> y PM<sub>2,5</sub> en las estaciones EMEP durante el periodo 1996-2010

Estación µg/m <sup>3</sup>	PST											Media >70µgPST/m <sup>3</sup>	N				
	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006			2007	2008	2009	2010
Viznar (Granada)	28	30	36	42	44	41	39								37	18-49/año	
Niembro (Asturias)				29	28	26	28									28	2-7/año
Campisábalos (Guadalajara)			18	15	20	22	17									18	2-14/año
Cabo de Creus (Girona)			33	41	37	40	35									38	6-35/año
Barcarrota (Badajoz)				30	29	28	25									27	5-13/año
Zarra (Valencia)				24	26	22	21									23	1-7/año
Peñausende (Zamora)				17	19	19	18									18	1-4/año
Els Torms (Lleida)						32	23									27	0-4/año
Riscollano (Toledo)			17**	20**	24**	20**	23	23								21	4-7/año
O Saviñao (Lugo)						22	20									21	1-5/año

Estación	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	Media	N	
	PM <sub>10</sub>																	
	Ratio																	N > 50µg
	PM <sub>10</sub> /TSP																	PM <sub>10</sub> /m <sup>3</sup>
Viznar																		
(Granada)	0.6	15*	17*	20*	23*	24*	24	21	24	22	20	21	18	17	16	20	12-28/año	
Niembro																		
(Asturias)	0.7			21*	20*	20	19	20	16	17	18	20	17	17	15	18	1-10/año	
Campisábalos																		
(Guadal.)	0.7		11*	9*	13*	14	11	12	13	12	12	10	11	11	12	12	0-10/año	
Cabo de Creus																		
(Girona)	0.5			21*	19*	20	19	25	21	21	19	19	18	17	16	20	0-15/año	
Barcarrota																		
(Badajoz)	0.7			18*	18*	19	16	17	19	19	16	18	14	14	15	17	0-10/año	
Zarra																		
(Valencia)	0.7			19*	14*	16	15	16	17	15	14	14	17	14	12	15	1-7/año	
Peñausende																		
(Zamora)	0.7			12*	15	12	13	13	13	13	11	11	10	9	12	1-6/año		
Els Torms																		
(Lleida)	0.7				19	15	20	22	17	17	17	17	14	14	13	17	1-16/año	
Riscollano																		
(Toledo)	0.6	10**	12**	14**	12**	15	12	14	16	15	13		12**	11	11	13	2-11/año	
O Saviñao																		
(Lugo)	0.7				16	14	15	14	14	14	13	12	10	10	9	13	1-5/año	

Estación	Ratio PM <sub>2.5/10</sub>	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	Media	N	
		PM <sub>2.5</sub>																N >35µg PM <sub>2.5</sub> /m <sup>3</sup>	
Viznar																			
(Granada)	0.5					12	10	9	11	10	11	10	11	10	10	9	10	0-3/año	
Niembro																			
(Asturias)	0.5					11	10	11	10	9	9	9	12	9	10	9	10	1-4/año	
Campisábalos																			
(Guadal.)	0.7					9	7	7	8	8	8	8	6	6	6	6	7	0/año	
Cabo de Creus																			
(Girona)	0.6					12	13	17	13	12	10	10	10	8	8	8	11	2-15/año	
Barcarrota																			
(Badajoz)	0.6					11	12	8	11	10	9	8	6	6	7	8	9	0-7/año	
Zaira																			
(Valencia)	0.5					9	8	8	8	8	8	8	9	6	6	5	8	0/año	
Peñausende																			
(Zamora)	0.6					10	8	8	8	8	7	6	7	5	5	7	1-3/año		
Els Torrens																			
(Lleida)	0.6					12	10	13	13	10	10	12	8	8	7	10	1-8/año		
Riscollano																			
(Toledo)	0.6					9	7	7	8	8	9	6**	6	6	7	6	9	1-2/año	
O Saviñao																			
(Lugo)	0.7					12	9	9	9	10	9	8	6	6	7	6	9	1-2/año	

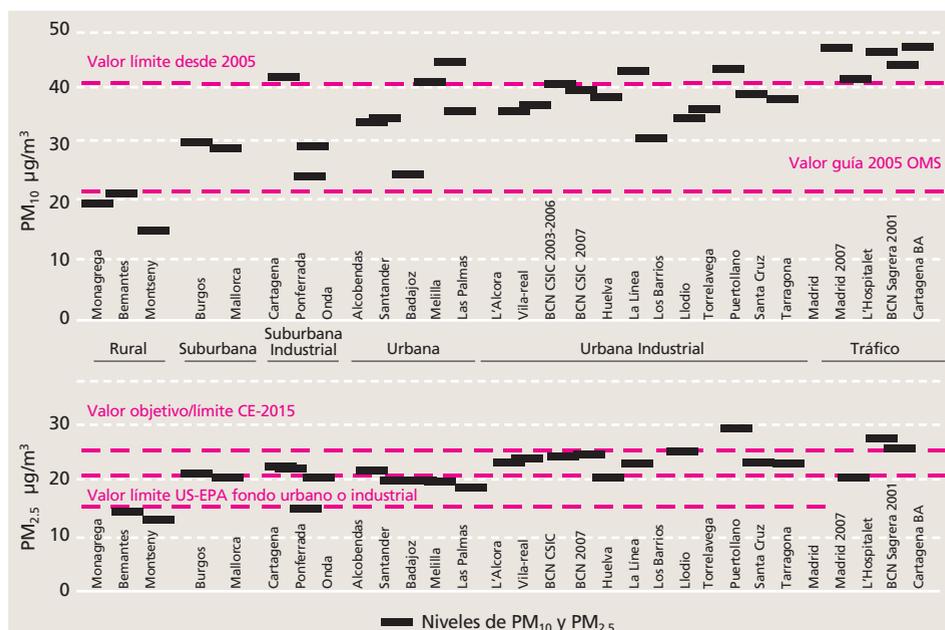
N: número de superaciones del valor límite diario de 50 µgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup> y de los valores diarios arbitrarios de 70 µgPST/m<sup>3</sup> y 35 µgPM<sub>2.5</sub>/m<sup>3</sup>.  
 \* Extraprolación de niveles de PM<sub>10</sub> con el ratio PM<sub>10</sub>/PST correspondiente al emplazamiento de medida durante las medidas simultáneas realizadas en 2001-2003.  
 \*\* S. Pablo de los Montes (Toledo).

**Tabla 3.3.** Rangos típicos de niveles medios anuales de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> (µg/m<sup>3</sup>) en España (1999-2010)

PM <sub>10</sub>	
Estaciones EMEP	12-20
Fondo rural	14-21
Fondo suburbano	23-29
Fondo urbano	28-42*
Fondo urbano-industrial	28-47
Hotspots: tráfico/industrial	37-48
PM <sub>2.5</sub>	
Estaciones EMEP	7-11
Fondo rural	12-17
Fondo suburbano	16-22
Fondo urbano	18-28
Fondo urbano-industrial	15-28
Hotspots: tráfico/industrial	21-34

\* Se ha excluido las Palmas de Gran Canaria (44 µgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup>) debido al gran aporte de materia mineral, producido por las frecuentes intrusiones de polvo africano, así como de aerosol marino (12 µgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup>).

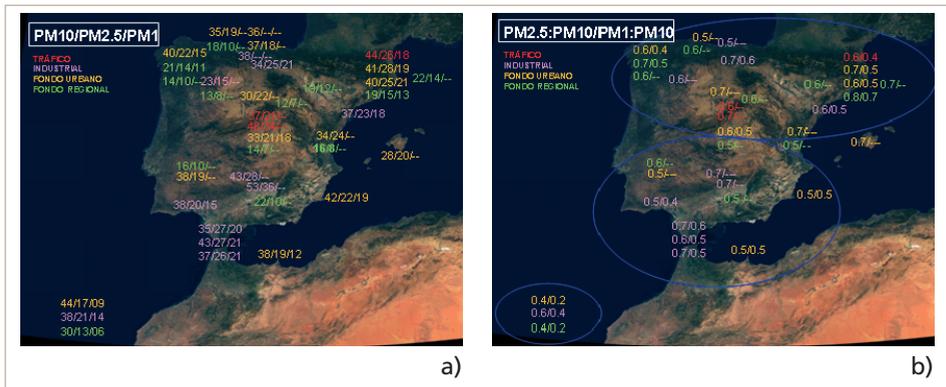
**Figura 3.19.** Concentraciones promedio de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> (1999-2010) en las estaciones de medida indicando su ubicación rural-regional, suburbana, urbana, industrial o tráfico



La estación de Cartagena BA se incluye como estación de tráfico dada su elevada influencia junto con su carácter industrial.

En lo que respecta a los episodios de intrusión de polvo africano, se ha realizado una estimación de la carga neta de polvo mineral que estos aportan a la media anual de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub>. Para ello se ha aplicado el procedimiento desarrollado por el Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (*Procedimiento para identificación de episodios naturales de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> y la demostración de causa en lo referente a las superaciones del valor límite diario de PM<sub>10</sub>*, y publicado en Escudero *et al.*, 2007), que tiene en cuenta por un lado la identificación a través de distintas herramientas de índole meteorológica, de los episodios de intrusión de polvo desértico africano que afectan a regiones concretas de la Península Ibérica, y por otro los niveles de concentración de partículas que se registran en diversas estaciones de medida de fondo situadas en las distintas regiones geográficas en que se ha dividido el país. La aplicación de esta metodología a los niveles medios diarios de concentración de PM permitió obtener los resultados que se presentan en la figura 3.22, en la que se muestra la contribución neta africana al promedio anual de PM<sub>10</sub> para estaciones de fondo y PM<sub>2.5</sub> para las estaciones EMEP. Según estos resultados, se observa un claro gradiente desde el sur al norte de la Península Ibérica, con un máximo de 6-7 µg/m<sup>3</sup> en PM<sub>10</sub> en Canarias y un mínimo de 1-2 µg/m<sup>3</sup> en PM<sub>10</sub> en el norte peninsular. En el caso de PM<sub>2.5</sub>, las contribuciones africanas son inferiores y oscilan entre 0.7 y 2 µg/m<sup>3</sup> entre el norte y el sur, respectivamente. En cuanto a la estacionalidad de dichos aportes africanos, la figura 3.21 ilustra su mayor frecuencia en los meses de verano y, en menor proporción, en marzo-abril.

**Figura 3.20.** Concentraciones promedio de a) PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> y PM<sub>1</sub> (– índice no disponible) en todas las estaciones indicando el tipo de estación (fondo rural, fondo urbano, hotspots de tráfico e industriales), y b) relaciones PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> y PM<sub>1</sub>/PM<sub>10</sub>



Los datos de fondo rural incluyen las estaciones EMEP en España.

Finalmente, se ha estimado también el número medio de superaciones anuales del valor límite diario de 50 µgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup> atribuibles a los mismos aportes de polvo africano, en las diferentes zonas de estudio y a lo largo del periodo 2001-2007. Dichas superaciones son debidas a causas naturales, y por tanto pueden ser descontadas del cómputo total según la normativa europea. Los resultados se presentan en la figura 3.22, y muestran que el número medio de superaciones

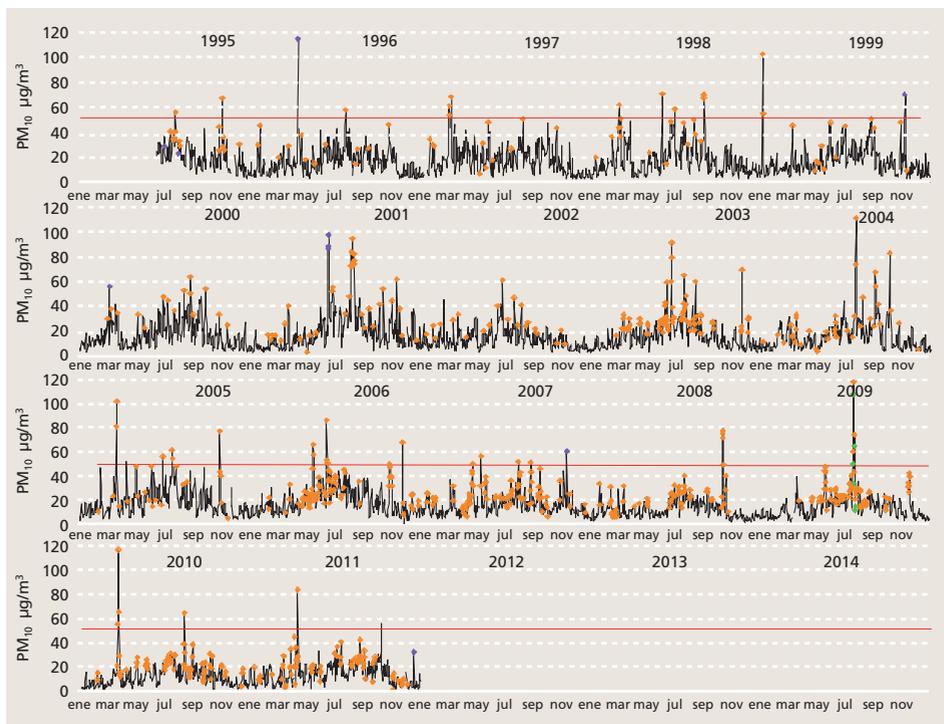
africanas del valor límite diario registradas en estaciones de fondo regional en un año puede variar entre 2 y 22, dependiendo de la ubicación geográfica. En todo caso, el registro de valores medios anuales de  $PM_{10}$  en estaciones urbanas de España (figuras 3.23a y b) muestra que son las estaciones urbanas de tráfico las que registran con mayor frecuencia superaciones de los valores límite. Por tanto es ya destacable la gran influencia de las emisiones del tráfico rodado sobre los niveles de PM en aire ambiente urbano. En 2010 las superaciones se redujeron drásticamente, así el límite anual se superó solamente en dos estaciones industriales (Avilés2, Avilés3), mientras que el diario en nueve estaciones, la mayoría industriales (Torrejón, Alcalá, Murcia, Avilés1, Avilés2, Avilés3, Gijón, Camargo, Puertollano). En ambos casos no se han tenido en cuenta los episodios africanos. Hay un claro descenso de las superaciones desde 2007 al 2010, sin embargo esta tendencia es general en toda Europa, y está probablemente asociada a unas condiciones meteorológicas que favorecen la dispersión de contaminantes, o viceversa, en 2007 la dispersión se vio menos favorecida. En 2007, alrededor del 20% de las estaciones de vigilancia y control de la calidad del aire en España incumplieron el valor límite anual de  $PM_{10}$  de la Directiva 2008/50/CE ( $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), llegando al 26 y 43% de las estaciones si consideramos solamente las urbanas de tráfico y urbanas industriales, respectivamente. Estos porcentajes se reducen al 10% para el total de estaciones y 10-15% para las urbanas de tráfico y urbanas industriales en 2008; y a 2 y 2-4% en 2009. En 2010 ya no se produjeron superaciones más que en dos estaciones industriales. Al igual que ocurría para  $NO_2$ , la crisis económica, la meteorología benigna y algunas medidas de reducción de emisiones aplicadas pueden explicar el claro descenso de los niveles de  $PM_{10}$ . Los incumplimientos del valor límite diario de  $PM_{10}$  (no superar  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  más de 35 días al año, o lo que es lo mismo, no superar  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  como percentil 90.4 de las medidas diarias de un año) de la citada Directiva son mucho más generalizados que en el caso del valor límite anual. Los porcentajes de incumplimiento del valor límite diario son entre 1.6 y 3 veces superiores a los del valor límite anual. Es decir, si se multiplican los porcentajes anteriores por un factor de 2, obtendremos la proporción de superaciones del valor límite diario. Estudios anteriores realizados por nuestro grupo de trabajo muestran que el valor límite diario de  $PM_{10}$  es mucho más estricto que el anual, y para cumplir el primero, es necesario no rebasar los  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  como media anual, en vez de los  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  del valor límite anual.

En el caso de  $PM_{2,5}$ , según los datos existentes en 2008 a 2010, años meteorológicamente benignos y con un gran efecto de la crisis económica en la disminución de emisiones, si los comparamos con años anteriores, las superaciones del valor límite anual de 2015 y objetivo de 2010 ( $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) son inexistentes en 2008 y cuatro y una en 2009 y 2010, respectivamente (figura 3.24). En cuatro de las cinco superaciones registradas la disponibilidad de datos era muy baja (10% de los días) y por tanto probablemente las medidas no son representativas. Estos valores relativamente bajos de  $PM_{2,5}$  no parecen concordar con las medidas realizadas con equipos gravimétricos por nuestro equipo de investigación (figuras 3.18 y 3.19). Ello se debe probablemente a que la mayor parte de nuestros estudios se hicieron en años anteriores, también a que las medidas de las redes se han hecho mayormente con equipos automáticos sin ser corregidos frente a los de la norma EN-14907. También es poco coherente que durante los dos años los niveles de fondo urbano de  $PM_{2,5}$  sean marcadamente superiores a los niveles de este

contaminante registrados en estaciones urbanas orientadas al tráfico. Se ha de resaltar que casualmente, la mayoría de las estaciones de fondo urbano realizan las medidas con equipos gravimétricos, mientras que las urbanas de tráfico lo realizan mediante equipos automáticos.

Teniendo en cuenta los factores expuestos, la media anual de PM<sub>2,5</sub> para las estaciones de fondo urbano alcanza 18 µg/m<sup>3</sup>, para 2009-2010, valor objetivo de reducción de la exposición. Sin embargo, este valor tiene que ser ponderado a la exposición de la población, y hasta enero de 2009 no se ha establecido una red específica de medidas de PM<sub>2,5</sub> para la obtención del indicador medio de exposición, que se basa en medidas de estaciones de fondo urbano ubicadas en ciudades con población superior a 100.000 habitantes, para obtener medidas que permitan ser ponderadas a la exposición de los ciudadanos españoles.

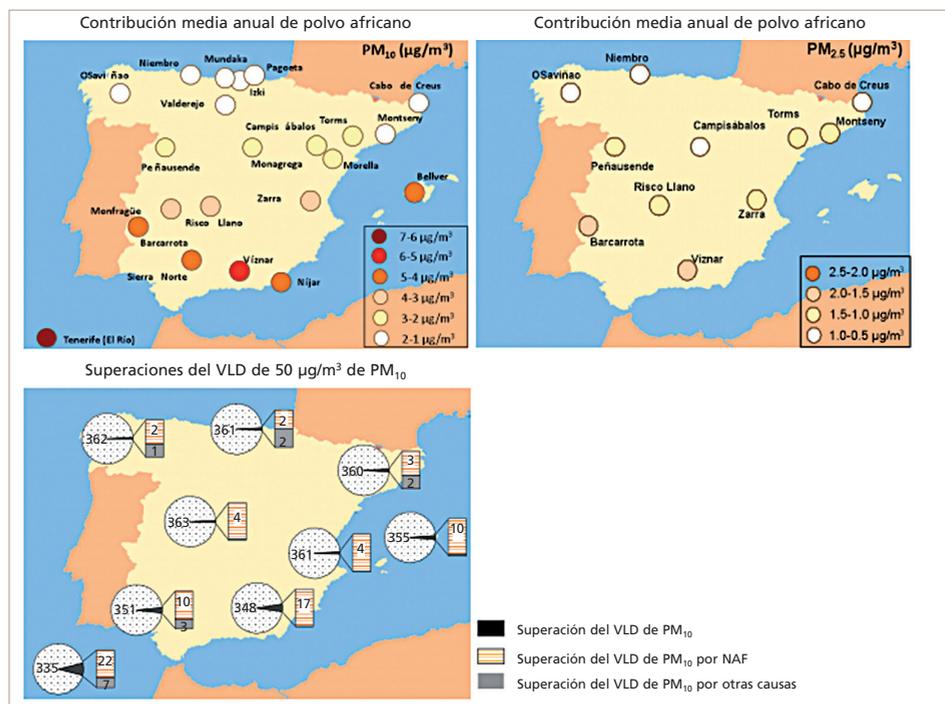
**Figura 3.21.** Niveles diarios de PM<sub>10</sub> registrados desde 1995 a 2011 en la estación de fondo regional de Monagrega (ENDESA-C.T. Teruel) y su relación con la ocurrencia de intrusiones de polvo africano (rombos anaranjados), más frecuentes durante el verano y en algunos años los meses de febrero-marzo



La línea horizontal marca el valor límite diario de 50 µg/m<sup>3</sup> de PM<sub>10</sub>. De las 76 superaciones registradas durante estos años, 68 fueron producidas por intrusiones de polvo africano. Los rombos azules marcan episodios de resuspensión local, y los verdes la influencia del importante incendio forestal de Ejulte-Aliaga del 21-26 de julio de 2009.

Es importante remarcar que los problemas de incumplimiento normativo están restringidos a zonas de aglomeraciones urbanas e industriales muy bien definidas. Ello significa que los niveles de fondo regional son relativamente bajos ( $15\text{-}20\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  en la mayoría del territorio español), y que las elevadas y concentradas emisiones que se producen en la ciudad o las zonas industriales causan un incremento de dos a tres veces el fondo regional de  $\text{PM}_{10}$ . Ello no ocurre en determinadas zonas del centro de Europa, donde una parte importante de los niveles de  $\text{PM}_{10}$  son atribuibles a aportes externos a la ciudad, mientras que las emisiones de esta incrementan dichos niveles en factores inferiores a dos el fondo regional. La figura 3.25 muestra la comparación de Amsterdam y Madrid-Barcelona, donde quedan patentes las diferencias anteriormente señaladas.

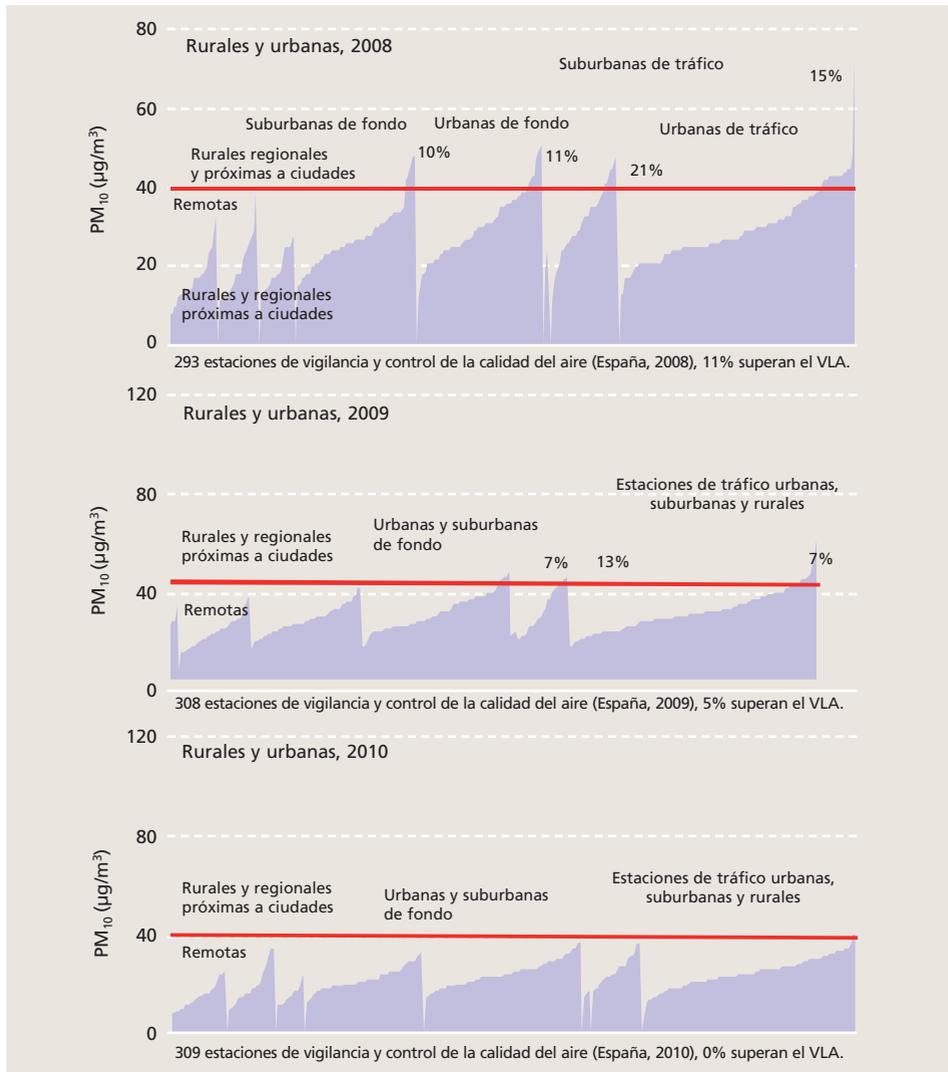
**Figura 3.22.** Superior: contribución de polvo africano (NAF) al promedio anual de  $\text{PM}_{10}$  y  $\text{PM}_{2.5}$ . Inferior: número medio de superaciones anuales del valor límite diario de  $\text{PM}_{10}$  registrado en estaciones de fondo regional de España, distinguiendo entre las de origen africano de las de otras causas



Debido a las características citadas de concentración de emisiones en la densa aglomeración urbana, es del todo necesario tomar medidas en el centro de las ciudades (principalmente en lo que respecta a la reducción del flujo de vehículos) más que en las zonas periféricas, aunque en reducción de toneladas de emisión anual, estas últimas pudieran ser más

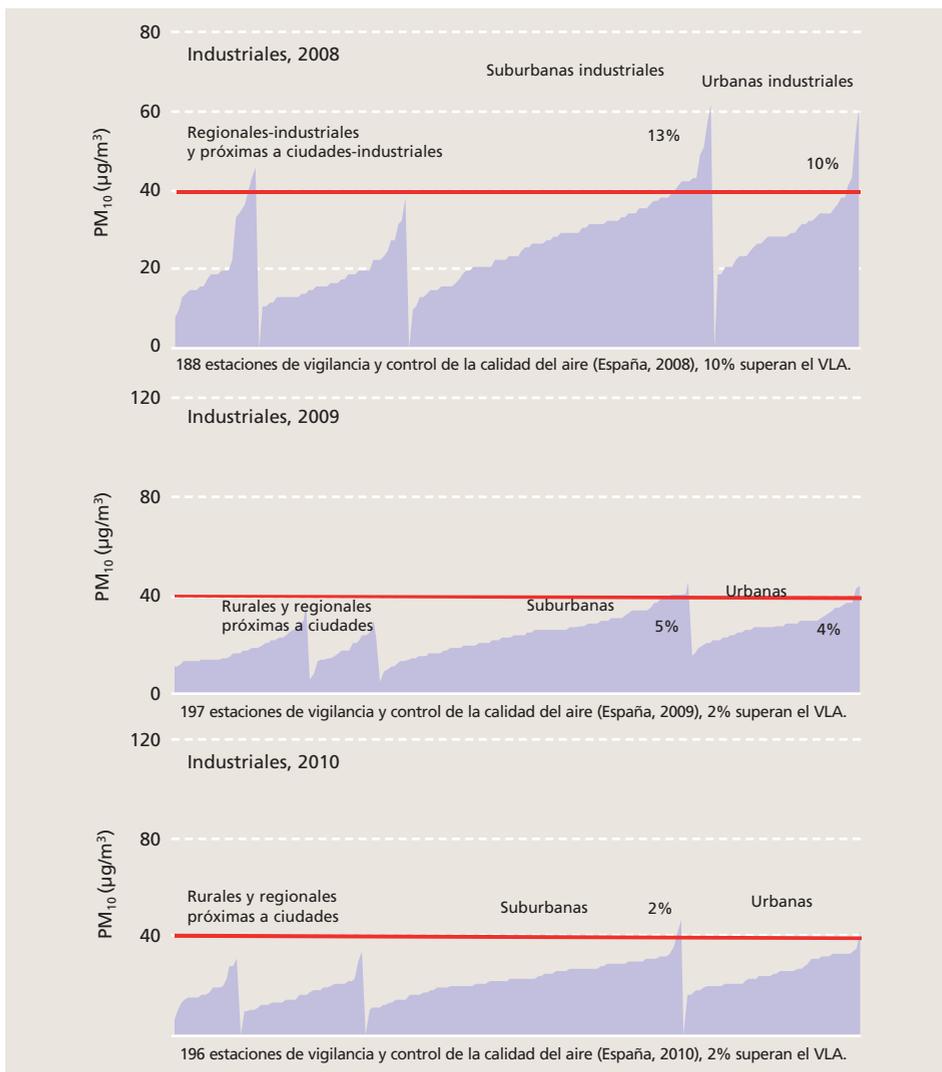
relevantes que las primeras. Por ello en la mayor parte de las ciudades españolas las actuaciones más efectivas para disminuir los niveles de PM<sub>10</sub> son las que afectan a los niveles de exposición humana, y no necesariamente aquellas que tengan un impacto importante en la disminución de las emisiones de una zona determinada.

**Figura 3.23a.** Estaciones de control y vigilancia de calidad del aire en España (2008-2010). Niveles medios anuales de PM<sub>10</sub> (µg/m<sup>3</sup>) para estaciones remotas, rurales, próximas a ciudades y urbanas, distinguiendo entre las de tráfico y las de fondo



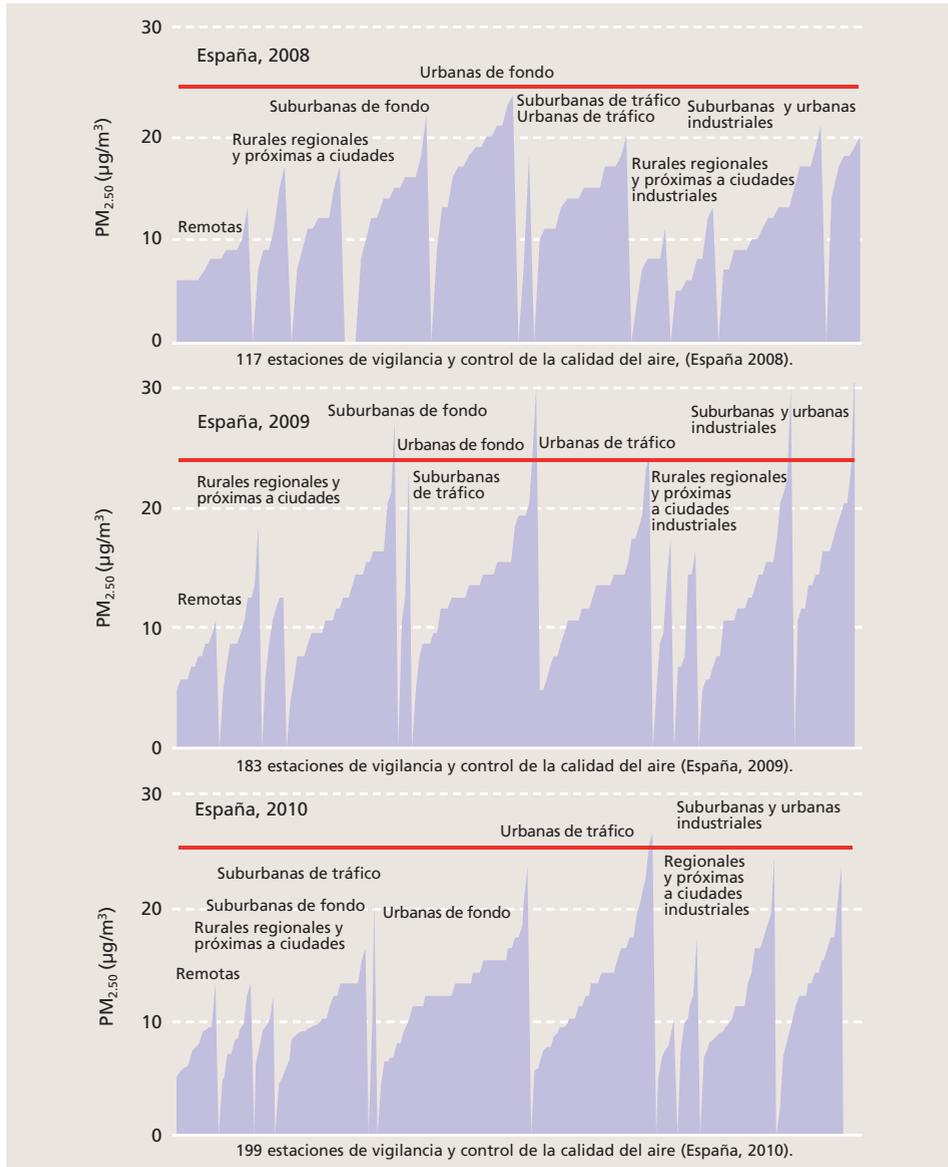
La línea roja marca el valor límite anual de la Directiva 2008/50/CE.  
 Fuente: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

**Figura 3.23b.** Estaciones de control y vigilancia de calidad del aire en España (2008-2010). Niveles medios anuales de  $PM_{10}$  ( $\mu g/m^3$ ) para estaciones rurales y urbanas industriales



La línea roja marca el valor límite anual de la Directiva 2008/50/CE.  
Fuente: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

**Figura 3.24.** Estaciones de control y vigilancia de calidad del aire en España (2008-2010). Niveles de PM<sub>2,5</sub> (µg/m<sup>3</sup>) para estaciones remotas, rurales, próximas a ciudades y urbanas, distinguiendo entre las de tráfico, fondo e industriales

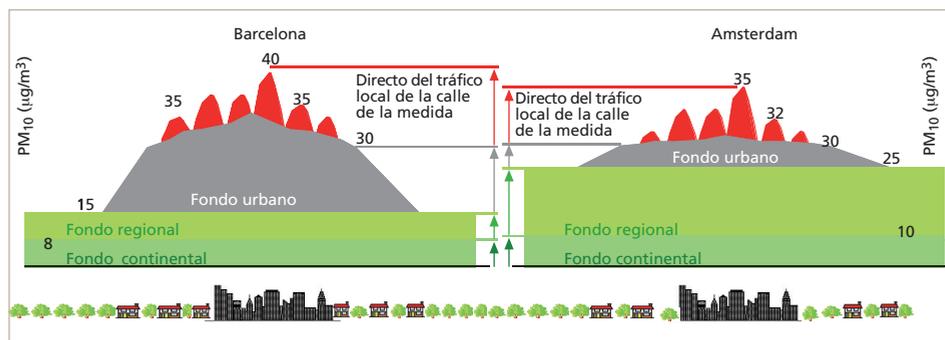


La línea roja marca el valor límite anual para 2015. En esta figura se han incluido todas las estaciones de las cuales se dispone de datos, por lo tanto figuran, además de las estaciones que se emplean para realizar la evaluación oficial (de acuerdo a la normativa vigente), otras estaciones experimentales o que por su situación, método de medida o calidad de los datos, no se emplean para realizar dicha evaluación. Los casos puntuales que se observan de estaciones que superan el valor medio anual de 25 µg/m<sup>3</sup> se deben a estas estaciones.

Fuente: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

Es también necesario destacar que, aunque en la mayor parte de las ciudades de gran tamaño el problema de la calidad del aire se ha de resolver mediante actuaciones sobre el tráfico rodado y otras actividades, como construcción/demolición, existen zonas industriales en las que el origen del problema son las emisiones de procesos industriales (petroquímica, siderurgia, minería, cerámica, cementeras, etc.). En estos casos los focos canalizados o fugitivos están bien identificados y localizados geográficamente. Asimismo existe, tanto tecnología ambiental como manuales de buenas prácticas que permiten reducir marcadamente las emisiones. Por tanto es de extrema relevancia el control rutinario (si no continuo) de las emisiones y el establecimiento de obligaciones tecnológicas y ambientales. Hay que destacar que hay un gran desconocimiento, a la vez que un vacío normativo importante, en lo referente a las emisiones fugitivas (industrial, transporte de residuos y materias primas, construcción/demolición, productos de abrasión del tráfico, canteras y graveras, y descargas portuarias, entre otras) y que sobre estas hay que prestar especial atención, pues son en muchos casos el origen del problema de PM.

**Figura 3.25.** Comparación de distribución espacial de niveles de  $PM_{10}$  en áreas rurales, urbanas y de tráfico de Amsterdam y Madrid-Barcelona



Véanse las diferencias de contribuciones del fondo regional y el fondo urbano.  
Fuente: Visser *et al.*, 2001.

### 3.3.3. Composición de $PM_{10}$ y $PM_{2.5}$

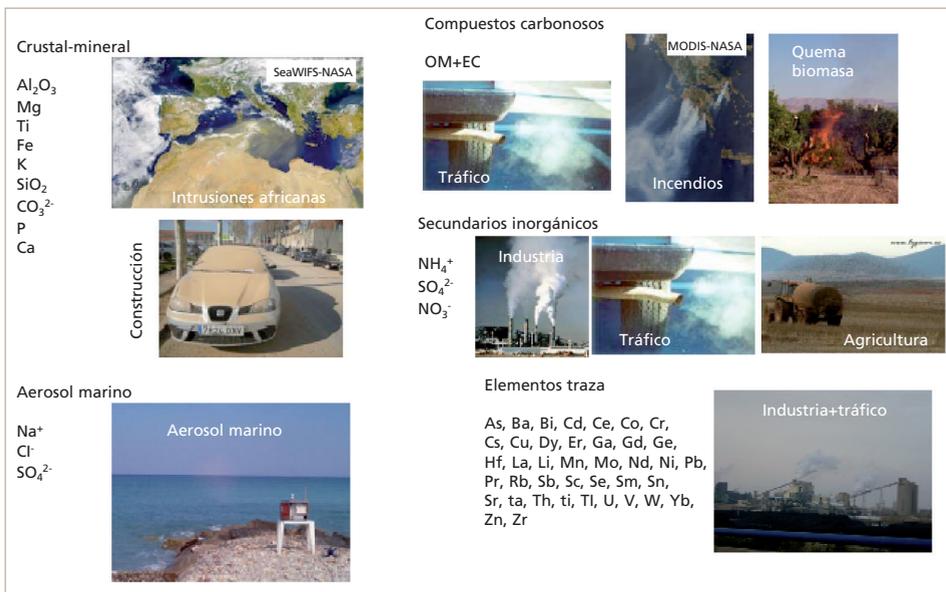
La fracción gruesa del material particulado (aquella superior a  $2.5 \mu\text{m}$ ) está compuesta en su mayor parte por partículas de origen mineral, aerosol marino y otras partículas producidas por procesos de desgaste de tipo mecánico o emisiones industriales (cemento, cerámica...). La fracción de partículas finas (aquella inferior a  $2.5 \mu\text{m}$ ) está compuesta principalmente por hollín (*soot*) procedente de procesos de combustión (por ejemplo carbón o motores diésel), además de nitratos, sulfatos y una gran cantidad de compuestos orgánicos de origen secundario. La fracción ultrafina (aquella inferior a  $0.1 \mu\text{m}$ ) es la más desconocida, aunque proviene en su mayoría, y especialmente en el caso de zonas urbanas, de emisiones de tráfico (Bree y Cassee, 2000) y de formación de partículas secundarias.

En las áreas urbanas de España se registra una elevada carga mineral en el material particulado, lo que se atribuye fundamentalmente a cuatro causas:

- Las elevadas tasas de resuspensión del polvo depositado en la calzada, originado bien por el tráfico o por otras fuentes, cuya acumulación se ve además favorecida por el bajo volumen de precipitación que se registra en determinadas regiones de España (sobre todo si se compara con otros países del centro o norte de Europa).
- Las altas emisiones de PM de procesos de demolición y construcción.
- La resuspensión de suelos artificiales (parques, *parkings*...) en zonas semiáridas.
- En menor medida, los aportes de polvo desde África y la resuspensión natural de suelos áridos. Como se ha mostrado anteriormente, las invasiones de polvo desde el norte de África pueden tener una elevada influencia en el número de superaciones del valor límite diario de PM<sub>10</sub>. No obstante, en zonas urbanas estos episodios tienen una menor influencia en los niveles medios anuales de PM<sub>10</sub>, excepto en aquellas regiones de España próximas al continente africano (sur y este de la Península Ibérica, Canarias y Baleares).

En cualquier caso es importante considerar que debido a los contrastes regionales existentes en España, tanto climáticos como orográficos, se registran variaciones significativas en lo referente a la composición y la evolución estacional de los contaminantes particulados atmosféricos registrados en las zonas urbanas.

**Figura 3.26.** Componentes principales de PM y su composición

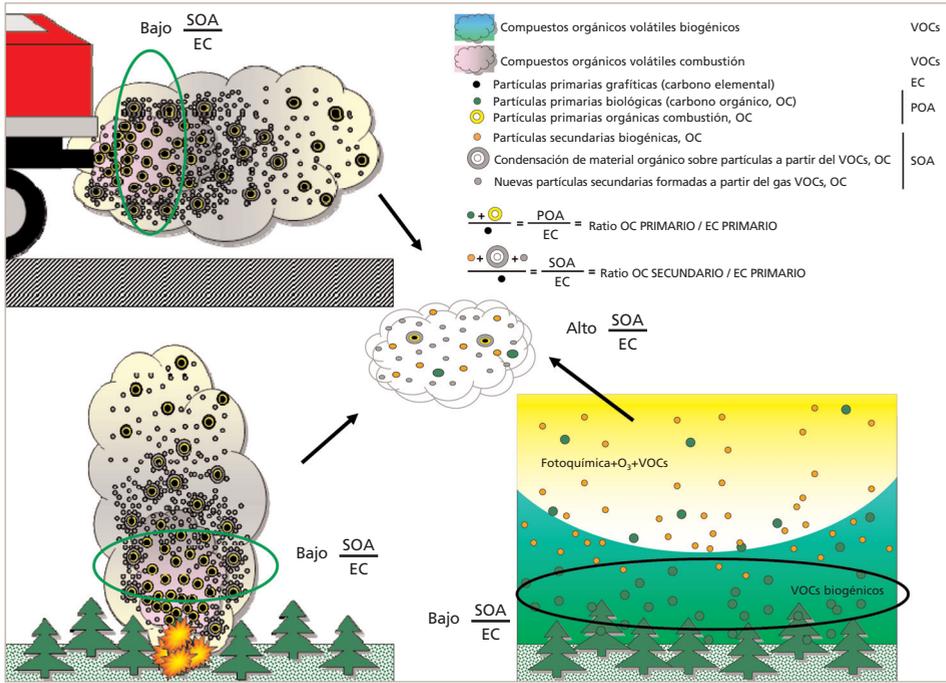


Aunque desde un punto de vista legislativo, el PM se considera como un contaminante único, la gran variabilidad de fuentes emisoras y las reacciones y transformaciones que tienen lugar durante su residencia en la atmósfera dan lugar a una gran diversidad de composición. El PM es una mezcla compleja de diferentes compuestos que pueden estar asociados entre sí en la misma partícula o formando partículas diferentes. La figura 3.26 muestra los componentes principales del PM y su asociación a las principales fuentes de emisión. La concentración relativa de los diferentes componentes del material particulado dependerá de dichas fuentes de emisión y de factores geográficos y climáticos que condicionan su estabilidad, dispersión y deposición. Por ello, el PM se caracteriza también por una gran variabilidad espacial.

Uno de los componentes mayoritarios del PM son las partículas carbonosas (figuras 3.26 y 3.27). Bajo este término genérico se engloba una gran variedad de compuestos formados principalmente por carbono (C). Dentro de este grupo se incluye el carbono orgánico (OC) que forma parte de la materia orgánica (OM, fragmentos vegetales y de insectos, polen, partículas, partículas secundarias formadas a partir de compuestos orgánicos volátiles, etc.), y el carbono elemental (EC, emisiones de diésel, etc.). La OM se obtiene a partir de los niveles de OC aplicando factores de conversión que varían entre 1.3 y 2.1, según nos alejamos de los focos de emisión antropogénicos (1.4 en fondo urbano, 2.1 en fondo rural). En España, la concentración de OC+EC para las fracciones gruesa y fina aumenta desde los niveles mínimos en estaciones de fondo de 2-4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (áreas rurales) hasta 4-11  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  para la mayoría de los emplazamientos urbanos y suburbanos, a excepción de los *hotspots* de tráfico intenso en ciudades (hasta 15  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en Madrid) y el caso de la ciudad de Puertollano afectada por la industria petroquímica y la minería del carbón, en la que los niveles superan normalmente los 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Los niveles más altos están asociados con una fuerte influencia del tráfico (Madrid y Barcelona, figura 3.28).

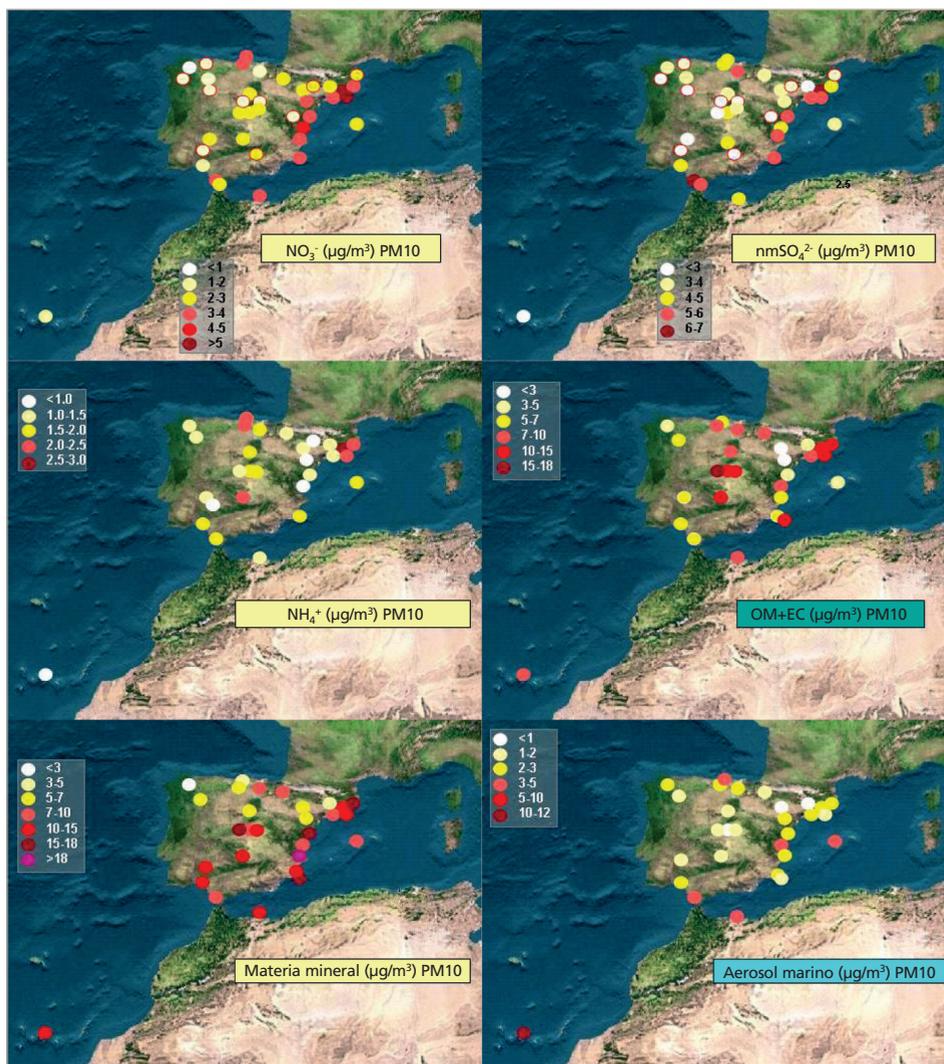
El ratio OC/EC constituye una herramienta útil para la interpretación del origen de los aerosoles carbonosos. La suma de OC+EC es frecuentemente utilizada como trazador de las emisiones del tráfico vehicular y otras fuentes de combustión en zonas urbanas. Sin embargo, el análisis más detallado de ambas fracciones por separado permite obtener información acerca de: a) las emisiones directas desde el motor de combustión de los vehículos (a través de EC), y b) los compuestos orgánicos (OC) que pueden haber sido emitidos directamente desde el motor de combustión, formados en la atmósfera a partir de precursores gaseosos emitidos por el mismo motor de combustión, o formados en la atmósfera a partir de otras fuentes de precursores gaseosos (por ejemplo, otros focos de combustión o la vegetación). El conjunto de compuestos orgánicos formados en la atmósfera a partir de precursores gaseosos tanto antropogénicos como naturales se conoce como carbono orgánico secundario, o SOA (*Secondary Organic Aerosols*). Estos se diferencian así de los aerosoles orgánicos primarios o POA (*Primary Organic Aerosols*). De este modo, variaciones en el ratio OC/EC pueden ser interpretadas como variaciones en las fuentes de aerosoles carbonosos (Viana *et al.*, 2006). La figura 3.27 ilustra diversas posibilidades de orígenes y fuentes para estos aerosoles carbonosos.

**Figura 3.27.** Ejemplos de procesos de formación de aerosoles orgánicos primarios (POA) y secundarios (SOA), así como de ratios OC/EC primarios y secundarios



La importancia del estudio de los aerosoles secundarios deriva de su relación con la implantación de planes y programas para la reducción de los niveles de contaminación a los que está expuesta la población. Generalmente, dichos planes y programas se enfocan únicamente hacia las emisiones primarias (basados en inventarios de emisiones, por ejemplo, emisiones primarias de la industria, emisiones directas del tubo de escape de los vehículos, emisiones fugitivas de actividades como la construcción o demolición, etc.). Sin embargo, la aplicación de este tipo de medidas ha tenido un impacto limitado en la reducción de los niveles de contaminación atmosférica (Harrison y Yin, 2008). Al mismo tiempo, estudios recientes (Robinson, 2007; Volkamer *et al.*, 2009) han demostrado que los niveles de partículas orgánicas secundarias se encuentran extremadamente infravalorados de forma generalizada en los modelos actuales, y que su contribución a los niveles de partículas es mayor del esperado. Asimismo, otros estudios (de Gouw y Jiménez, 2009) demuestran que la formación de aerosoles secundarios se ve favorecida en atmósferas contaminadas, por lo que su presencia en entornos urbanos es también mayor de la esperada. Como resultado, dada la mayor contribución de las partículas secundarias a los niveles de contaminación atmosférica, los planes de mejora de la calidad del aire deben contemplar también este tipo de partículas si pretenden alcanzar una mayor efectividad. El estudio en detalle de la proporción de aerosoles primarios y secundarios en la atmósfera urbana permitirá así determinar qué fracción y por tanto qué tipo de medidas es necesario aplicar para reducir la contaminación.

**Figura 3.28.** Distribución espacial de los niveles de nitrato, sulfato, amonio, compuestos carbonosos (OM+EC), materia mineral y aerosol marino ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) en la fracción  $\text{PM}_{10}$



La figura 3.29 muestra que el ratio OC/TC (carbono orgánico/carbono total) en  $\text{PM}_{2.5}$  es de alrededor de 0.9 en zonas de fondo regional y de 0.6-0.7 en zonas urbanas. Ello se debe a que los niveles de carbono inquemado o elemental son más elevados cerca del tráfico, la generación de energía, las calefacciones o las industrias. A medida que nos alejamos de estos focos antropogénicos se incrementa la formación de SOA y se diluye el contenido en EC, y, por tanto, el ratio OC/TC incrementa.

La tabla 3.4 muestra los ratios POA/EC determinados en diferentes estaciones según el método del trazador de EC primario (Salma *et al.*, 2004), modificado de acuerdo con criterios de Docherty *et al.* (2008). Ver también figura 3.27.

**Figura 3.29.** Distribución espacial de los niveles de nitrato, sulfato, carbono orgánico respecto al total (OC/TC%), materia mineral y aerosol marino ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) en la fracción PM<sub>2.5</sub>



**Tabla 3.4.** Ratios carbono orgánico primario/carbono elemental y porcentaje de aerosoles orgánicos primarios (POA) y secundarios (SOA) sobre la materia orgánica total (OM)

	OC primario/EC	% OM POA	% OM SOA
Madrid	1.1	46	54
Barcelona	1.2	58	42
Melilla	1.4	32	68
Santander	1.4	31	69
Ponferrada	3.3	34	66
Montseny	5.6	40	60

Los resultados parecen indicar que cuando nos acercamos a las fuentes vehiculares el ratio POA/EC está próximo a uno mientras que cuando nos alejamos a zonas de fondo regional esta llega a tres-cinco. Estos deben suponerse los ratios POA/EC máximos, al menos para zonas de tráfico. Según Mohr *et al.* (2009), el OC primario debe multiplicarse por un factor de 1.2 para convertirlo en POA, y el OC secundario por 1.9 para convertirlo en SOA. Los resultados de composición de la materia orgánica de PM respecto a su origen secundario y primario se muestran en la tabla 3.4. Véase también figura 3.27.

Así pues, se puede observar cómo aproximadamente entre un 40 y 70% de la OM registrada en zonas urbanas y de fondo regional de España es SOA, es decir, compuestos orgánicos emitidos en fase gas y que dan lugar a PM formado en la atmósfera. En el caso de Madrid y Barcelona, estas proporciones suponen que alrededor de 4-5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  sobre 11-13  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de la materia carbonosa en  $\text{PM}_{10}$  no se emiten como tal, sino que se generan a partir de compuestos orgánicos volátiles (VOCs) en la atmósfera, lo que ha de ser tenido muy en cuenta al diseñar los planes de mejora de calidad del aire, puesto que todos los modelos subestiman la contribución del SOA de forma muy marcada.

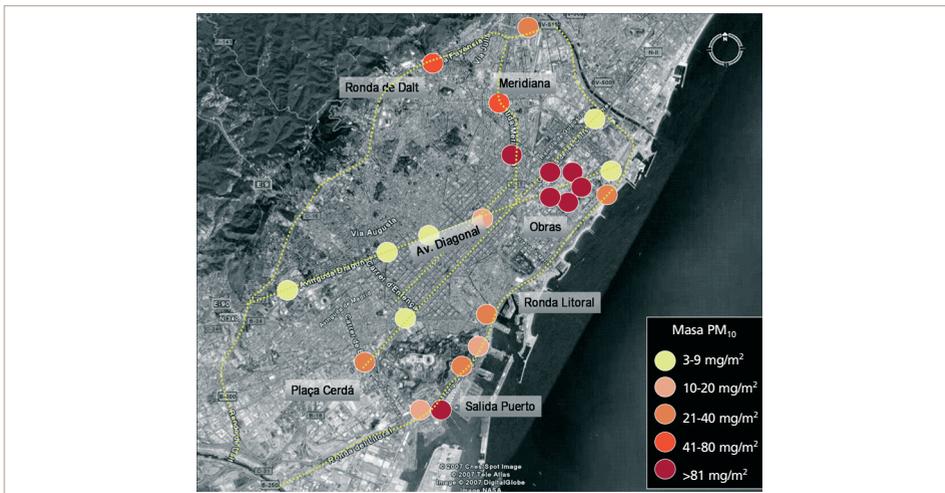
Además del tráfico rodado como principal fuente de OC+EC (tanto primario como secundario en el caso de OC), se ha de destacar la combustión de biomasa (a escala residencial, agrícola y de incendios forestales) y el uso doméstico y residencial del carbón. Este último se produce de forma relativamente puntual en España pero con elevado impacto en la calidad del aire. También existen emisiones de POA naturales, como polen, fragmentos de insectos y otras partículas biológicas. En estos casos no hay emisiones de EC, pues este procede exclusivamente de procesos de combustión.

La materia mineral o crustal en  $\text{PM}_{10}$  aumenta su concentración desde  $<6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en estaciones de fondo rural, a 6-8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en emplazamientos suburbanos, y hasta  $>8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en prácticamente el resto de estaciones (figura 3.27). Con excepción de áreas cerámicas (Onda, Vila-real, Borriana y l'Alcora) y zonas bastante áridas con trabajos de construcción y cementeras (Agost y Sant Vicent en Alicante, con construcción de la autovía A-2) donde se ha registrado una carga de materia mineral de 9-16 y 18  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de media anual. Los valores

más altos (12-15  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) se han alcanzado en emplazamientos urbanos de tráfico intenso o *hotspots* y cerca de las fuentes industriales de emisiones primarias. Obviamente, la fracción mineral en PM<sub>2,5</sub> es también elevada cerca de las ubicaciones de tráfico intenso y en emplazamientos industriales específicos (3-6  $\mu\text{gPM}_{2,5}/\text{m}^3$ ), aunque las concentraciones son siempre mucho más bajas que en PM<sub>10</sub> (12-15  $\mu\text{gPM}_{10}/\text{m}^3$ ). Sin embargo, a pesar de esta disminución relativa es importante destacar las todavía altas concentraciones absolutas de partículas crustales en la fracción fina (PM<sub>2,5</sub> y, por tanto, con mayor capacidad para ser inhaladas) en los emplazamientos de fondo urbano y de tráfico intenso, donde los niveles varían en el rango de 3-6 y 2-3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , respectivamente (figura 3.28), así como en algunas estaciones de fondo urbano en Canarias (cerca de las fuentes africanas de emisión de polvo) que han registrado valores de 3 a 5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Además del tráfico rodado, como fuente importante de materia mineral, destaca la demolición y construcción en zonas urbanas, así como las grandes obras públicas.

La figura 3.30 muestra que las emisiones de construcción y demolición pueden representar un foco de primer orden en cuanto a las emisiones de materia mineral. Así en la citada figura puede observarse cómo en la zona de Poble Nou-Barcelona con abundantes trabajos de construcción/demolición, los niveles de PM<sub>10</sub> depositados sobre el firme de rodadura (y, por tanto, disponible para su resuspensión) son mucho mayores que en el resto de la ciudad. Asimismo en las rondas de circunvalación, por donde se transportan los residuos de demolición, los niveles de PM<sub>10</sub> sedimentado son también muy elevados.

**Figura 3.30.** Niveles de PM<sub>10</sub> depositados sobre el firme de rodadura (y, por tanto, disponible para su resuspensión) en Barcelona

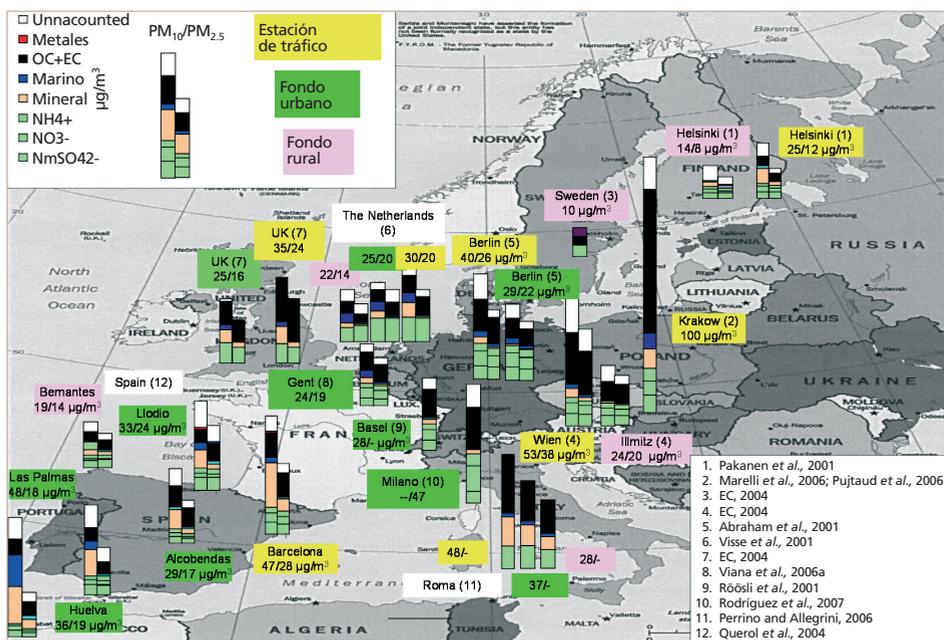


Nótese que en la zona de Poble-Nou, con abundantes trabajos de construcción/demolición cuando se realizó el estudio, son mucho mayores que en el resto de la ciudad. Asimismo en las rondas de circunvalación, por donde se transportan los residuos de demolición, los niveles de PM<sub>10</sub> sedimentado son también muy elevados.

Fuente: Amato *et al.* (2009a).

La materia mineral es pues uno de los componentes principales de  $PM_{10}$  en amplias zonas de España. Ello se debe a las elevadas emisiones (productos de abrasión mecánica de vehículos, frenos, ruedas, firme de rodadura, emisiones de demolición/construcción y del transporte de sus residuos, resuspensión natural, aportes de polvo africano...) que se acumulan en el firme de rodadura. Debido a la escasa precipitación registrada en determinadas épocas del año, el polvo de rodadura se acumula y es continuamente resuspendido, con su consiguiente impacto en los niveles de  $PM_{10}$ . En zonas húmedas, la frecuente precipitación causa el lavado del firme y, por tanto, se evita la resuspensión. Tal y como muestra la figura 3.31, los niveles de materia mineral (color anaranjado en los histogramas) son muy superiores en las ciudades del sur de Europa respecto a las del centro del continente. En los países escandinavos, la proporción de materia mineral es también elevada, pero ello se debe a las emisiones de materia mineral derivadas del desgaste del firme de rodadura debido al uso de cadenas con clavos durante el periodo invernal.

**Figura 3.31.** Composición de  $PM_{10}$  en una selección de zonas urbanas y rurales de Europa



Nótese que los niveles de materia mineral (color anaranjado en los histogramas) son muy superiores en las ciudades del sur de Europa respecto a las del centro del continente. En los países escandinavos, la proporción de materia mineral es también elevada, pero ello se debe a las emisiones de materia mineral derivadas del desgaste del firme de rodadura debido al uso de cadenas con clavos durante el periodo invernal.

Así pues, al ser la resuspensión de polvo de rodadura un importante foco de emisión de  $PM_{10}$  en áreas urbanas de España, el lavado del firme de rodadura con aguas pluviales

o freáticas, durante periodos de intensa contaminación, o en épocas de sequía prolongada, podría ayudar a reducir los niveles de este contaminante en aire ambiente.

Los niveles de compuestos inorgánicos secundarios (sulfato, nitrato y amonio) en la fracción gruesa son  $<8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en la mayoría de las estaciones de estudio, aunque pueden superar el valor de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en varias estaciones industriales y de tráfico (figura 3.28). Una vez más, la fracción fina es inferior a la gruesa (generalmente 65-85%).

Los niveles de sulfato no marino en PM<sub>10</sub> (mayoritariamente en forma de (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) son inferiores en estaciones rurales, suburbanas y de fondo urbano ( $<4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) que en estaciones de tráfico e industriales ( $4-7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), y la fracción PM<sub>2,5</sub> es siempre menor que la gruesa (70%). Las mayores concentraciones se miden en las áreas caracterizadas por mayores emisiones de SO<sub>2</sub>, aunque la formación de estos compuestos sulfatados también depende de la meteorología. Así, los niveles más elevados de sulfato se registran en zonas industriales e influenciadas por emisiones de intenso transporte marítimo (costa mediterránea y estrecho de Gibraltar, figura 3.28). La mayor parte del sulfato es de granulometría fina debido a la preponderancia del sulfato amónico (figura 3.28).

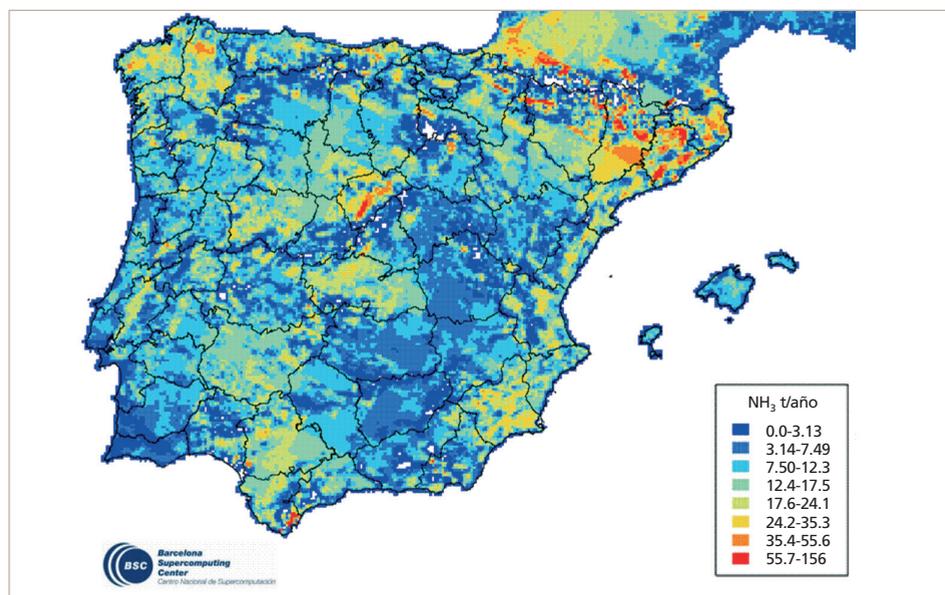
El nitrato atmosférico resulta de la oxidación de los NO<sub>x</sub>. Este proceso genera HNO<sub>3</sub>, cuya deposición atmosférica es muy rápida. En el caso de que los niveles de amoníaco sean elevados, el HNO<sub>3</sub> forma NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> (de tamaño muy fino), especie dominante nitrogenada en PM. Cuando las temperaturas son elevadas (como en los veranos en la península), este compuesto no es estable y se descompone en ácido nítrico y amoníaco. En este periodo, el ácido nítrico puede reaccionar con NaCl o CaCO<sub>3</sub>, del aerosol marino y polvo mineral, respectivamente, y generar nitrato sódico o nitrato cálcico, junto a ácido clorhídrico. Estos nitratos son de granulometría mucho mayor y son la causa de que la disminución de nitrato de PM<sub>10</sub> a PM<sub>2,5</sub> sea notable (figuras 3.28 y 3.29).

Debido a que aproximadamente el 80% de las emisiones de NO<sub>x</sub> se debe al tráfico rodado, podemos considerar este como la principal fuente de nitratos. Los niveles de nitrato se caracterizan por presentar un marcado gradiente espacial a través de la Península Ibérica que alcanza su máximo en la costa mediterránea, y que es independiente de las emisiones a escala local o regional de los precursores gaseosos de este compuesto (figuras 3.28 y 3.29). Este gradiente se observa al margen del tipo de estación, ya que estaciones industriales de características similares (por ejemplo, Huelva y Tarragona) presentan niveles medios de nitrato muy diferentes ( $2$  y  $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en PM<sub>10</sub>, respectivamente). Asimismo, Madrid con una flota de vehículos muy superior al resto de las ciudades españolas presenta niveles de nitrato próximos a  $2.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , niveles similares a zonas costeras de fondo regional, y muy inferiores a los nitratos de ciudades costeras (sobre todo las mediterráneas), la mayoría  $>3.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Una posible explicación para este gradiente espacial se apoya en los mayores niveles de amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), característicos de la costa mediterránea y en especial del NE peninsular, consecuencia de las emisiones agrícolas y ganaderas (figura 3.32). De este modo, los máximos niveles de nitrato ( $4-6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) se detectan en áreas altamente industrializadas y urbanas del Mediterráneo mientras que en el resto de estaciones industriales

(estaciones en la costa atlántica, como Huelva, o cantábrica, como Llodio), urbanas y regionales se registran niveles de nitrato entre  $2\text{-}3\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ , y los niveles mínimos se registran en la estación rural del norte de la península (Bemantes,  $1\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Otra posible causa del incremento de los niveles de nitrato en algunas zonas costeras de la península es la elevada humedad, que puede favorecer la oxidación de  $\text{NO}_x$  a  $\text{HNO}_3$  y la consiguiente formación de  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ .

**Figura 3.32.** Emisión atmosférica anual de amoníaco en España en el año 2004



Fuente: cortesía del Barcelona Super Computing Centre, Dr Oriol Jorba.

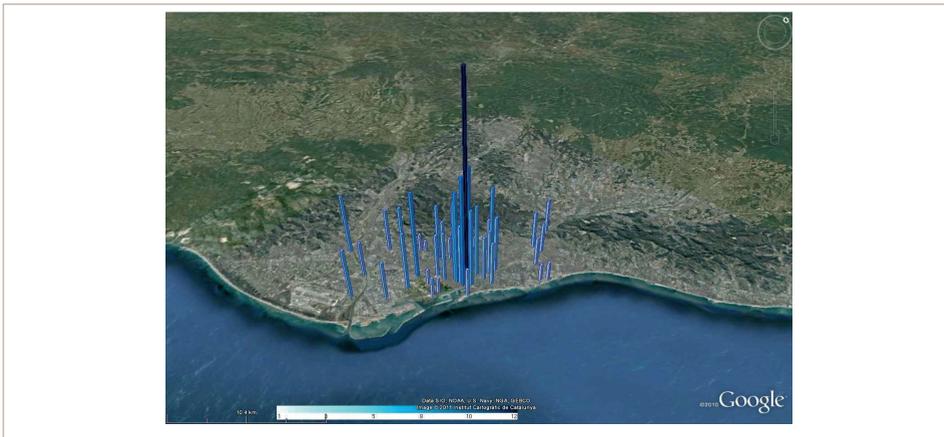
Los niveles de amonio en las fracciones fina y gruesa son  $<2\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  en todas las estaciones analizadas, excepto aquellas de Barcelona, Santander y Torrelavega y Puertollano (figura 3.28). En todos los casos se debe a los altos contenidos de nitrato amónico y sulfato amónico, pero mientras en los tres primeros casos la formación de estas sales de amonio se puede deber a las altas emisiones agropecuarias regionales de amoníaco, en el último, las altas concentraciones de amoníaco pueden ser de origen industrial. Este hecho es muy relevante, puesto que si no se encuentran en la atmósfera elevadas concentraciones de amoníaco el ácido nítrico puede permanecer en forma de gas y depositarse atmosféricamente en plazos muy breves, mientras que si el ácido nítrico (procedente en un 80% de la oxidación de las emisiones de los  $\text{NO}_x$  del tráfico rodado) se emite en un escenario regional con elevadas emisiones agropecuarias de amoníaco (Cataluña, Murcia, Cantabria...) se forma nitrato amónico con el consiguiente incremento marcado de  $\text{PM}_{10}$  y  $\text{PM}_{2.5}$ , teniendo además el nitrato amónico un tiempo de residencia en la atmósfera de varios días o incluso una semana. Además del amonio

agropecuario, las emisiones fugitivas del sistema de los residuos sólidos urbanos, del alcantarillado y depuradoras, o las canalizadas del tráfico rodado como consecuencia de pérdidas de amoníaco de algunos sistemas catalizadores de los vehículos, pueden tener mucho efecto en la formación de nitrato amónico urbano, y, por tanto, en el incremento de los niveles de PM<sub>2,5</sub>. La figura 3.33 muestra que aunque las emisiones de NH<sub>3</sub> agropecuarias son muy importantes a escala regional, a escala urbana la concentración de amoníaco en aire ambiente urbano (y por tanto la formación de nitrato amónico en PM<sub>2,5</sub>) está casi totalmente influenciada por emisiones urbanas (que pueden ser menos relevantes en el inventario de emisiones, pero se producen dentro de la ciudad).

Estas consideraciones son muy relevantes a la hora de elaborar planes para la mejora de la calidad del aire. Mientras las concentraciones de amoníaco, con origen mayoritario en las emisiones agropecuarias, sean elevadas, la reducción de los niveles de PM secundario inorgánico será difícilmente alcanzable.

En el caso del aerosol marino, se observa la misma preferencia por la fracción gruesa (figuras 3.28 y 3.29). Tal como era de esperar, los niveles de aerosol marino son especialmente reducidos en el interior peninsular (alrededor de 1 µg/m<sup>3</sup>) y se multiplican en entornos costeros, llegando a alcanzar 11.5 µg/m<sup>3</sup> en la estación de Las Palmas de Gran Canaria (figura 3.28). La contribución del aerosol marino en PM<sub>10</sub> en las estaciones ubicadas en la costa atlántica, costa de Baleares y suroeste de la cuenca mediterránea (Gibraltar, Melilla) alcanza niveles de entre 4 y 6 µg/m<sup>3</sup> como promedio anual. Incluso en Canarias la contribución de aerosol marino puede variar muy marcadamente según la ubicación de la zona de análisis, en función de si está o no protegida de los vientos alisios. Los niveles de aerosol marino en PM<sub>2,5</sub> son inferiores y siempre menores de 2 µg/m<sup>3</sup> (figura 3.29).

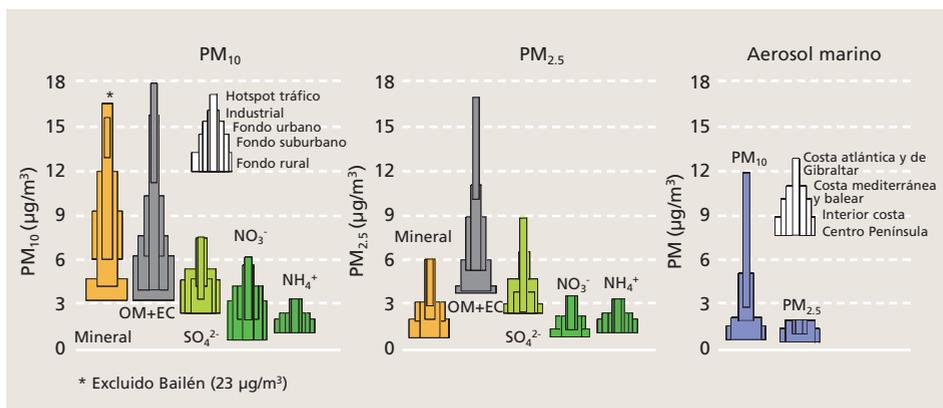
**Figura 3.32.** Niveles de amoníaco determinados, a partir de muestras semanales, en la ciudad de Barcelona a partir de unas campañas experimentales realizadas durante el verano de 2010



Nótese que las concentraciones mayores se registran en la zona antigua de la ciudad y cerca del tráfico.

A modo de resumen, en la figura 3.34 y las tablas 3.5, 3.6 y 3.7 se muestran los rangos de variación de los principales componentes de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2,5</sub> en estaciones españolas en función del tipo de estación: fondo rural, fondo suburbano, fondo urbano, y *hotspots* de tráfico o industriales.

**Figura 3.34.** Rango habitual de niveles de los principales componentes (materia mineral, materia orgánica + carbono elemental, sulfato, nitrato y amonio, aerosol marino) de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2,5</sub> en estaciones de fondo rural, fondo suburbano, fondo urbano, y *hotspots* de tráfico e industriales en España



**Tabla 3.5a.** Composición de PM<sub>10</sub> en diferentes ubicaciones de España

µg/m <sup>3</sup>	MON BEM		MONT MOR		SAL BU		PM CAR-		PONF OND		ALC BA		MEL SANT LPM		
	Fondo rural		Fondo suburbano		Fondo suburbano-industrial		SA#				Fondo urbano				
<b>PM<sub>10</sub></b>	<b>21</b>	<b>19</b>	<b>19</b>	<b>24</b>	ND	<b>29</b>	<b>28</b>	<b>45*</b>	<b>23</b>	<b>28</b>	<b>32</b>	<b>32</b>	<b>39</b>	<b>35</b>	<b>44</b>
N	132	87	157	10	77	98	86	92	100	270	84	89	105	113	88
OM+EC	2.8	5.5	3.8	2.2	9.2	7.8	5.1	4.7	7.1	3.9	10.4	6.7	8.7	5.9	7.9
Mineral	5.2	2.5	4.8	4.5	ND	6.0	7.8	16.7#	6.8	9.4	8.6	9.0	11	4.3	11.6
Marino	0.7	2.6	0.5	1.7	4.5	1.1	3.1	2.3	1	0.9	1.2	1.7	5	4.8	11.5
CIS	7.5	5.2	6.0	6.8	9.6	6.4	7.6	9.9	5.8	6.1	6.4	5.7	9	10	4.9
nmSO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	3.7	3.0	2.8	3.4	4.1	3.0	3.8	4.6	3.3	4.3	2.9	2.4	4.2	4.2	2.7
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	2.5	0.9	2.0	3.1	4.6	1.9	2.3	3.6	1.3	1.1	2.0	2.2	3.2	3.7	1.6
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	1.3	1.3	1.2	0.4	0.9	1.6	1.5	1.7	1.2	0.8	1.5	1.1	1.4	2.1	0.8
indet.	4.8	3.2	3.9	7.0	ND	7.7	4.4	11.4	2.0	7.7	5.4	8.9	5	8.0	8.1

µg/m <sup>3</sup>	MON	BEM	MONT	MOR	SAL	BU	PM	CAR-	PONF	OND	ALC	BA	MEL	SANT	LPM	
			(TSP)		(TSP)				SA#							
	Fondo rural			Fondo suburbano				Fondo suburbano-industrial			Fondo urbano					
%																
OM+EC	13	29	20	12	ND	27	18	10	31	14	33	21	22	17	18	
Mineral	25	13	25	19	ND	21	28	37#	30	34	27	28	28	13	26	
Marino	3	14	3	7	ND	4	11	5	4	3	4	5	13	14	26	
CIS	36	27	32	28	ND	22	27	22	25	22	20	18	23	29	11	
nmSO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	18	16	15	14	ND	10	14	10	14	15	9	8	11	12	6	
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	12	5	11	13	ND	7	8	8	6	4	6	7	8	11	4	
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	6	7	6	2	ND	6	5	4	5	3	5	3	4	6	2	
indet.	23	17	21	8	ND	27	16	25	9	28	17	28	13	24	18	

N: número de muestras; OM+EC: materia orgánica + carbono elemental; CIS: compuestos inorgánicos secundarios; nmSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, sulfato no marino. ND: sin datos. \* Valor en días laborables, entre paréntesis valor promedio incluyendo fines de semana. MON, Monagrega; BEM, Bemantes; MONT, Montseny; MOR, Morella; SAL, El Saler-Valencia; BU, Burgos; PM, Palma de Mallorca; CAR-SA, Cartagena Santa Ana; PONF, Ponferrada; OND, Onda; ALC, Alcobendas; BA, Badajoz; MEL, Melilla; SANT, Santander; LPM, Las Palmas de Gran Canaria; L'AL, L'Alcora; TOR, Torrelavega; BCN-CSIC, Barcelona CSIC; HUE, Huelva; ALG, Algeciras; LBAR, Los Barrios; LIN, La Línea; VLR, Vila-real; LLO, Llodio; PUE, Puertollano; BAIL, Bailén; CAR-BA, Cartagena-Bastarache; T, Tarragona; M-99 y M-07, Madrid (Escuelas Aguirre) campaña 1999-2000 y 2007; L'H, L'Hospitalet; BCN-SAG, Barcelona Sagrera. Cartagena-Santa Ana registra valores altos de aporte mineral debido a los trabajos de construcción próximos a la estación de medida durante el periodo de estudio.

**Tabla 3.5b.** Composición de PM<sub>10</sub> en diferentes ubicaciones de España

µg/m <sup>3</sup>	L'AL	TOR	BCN-	HUE	ALG	LBAR	LIN	VLR	LLO	PUE	BAIL	CAR-	T	M-99	M-07	L'H	BCN-
			CSIC		Fondo urbano-industrial							Hotspots de tráfico					SAG
	35	36	45	37	38	28	42	37	32	43	62	47	37	48	41	50	46
N	327	114	379	91	79	72	90	318	85	110	41	98	88	69	95	115	90
OM+EC	4.9	8.4	11.2	6.4	5.8	3.9	5.1	6.2	8.2	11.0	15	11.3	8.8	17.9	12.7	13.3	11.3
Mineral	16.4	6.0	13.8	11.8	7.6	6.6	10.5	14.1	7.3	13.2	23#	10.7	9.2	15.2	12.8	12.9	15.2
Marino	1.1	2.7	1.8	2.8	3.5	2.5	4.9	1.5	2.3	1.1	1.2	1.5	2.3	0.8	1.2	2.3	2.4
CIS	6.2	10	11.6	7.9	10.0	9.2	11.4	7.2	8.7	10.0	11.5	9.1	10.2	7.7	7.0	15.3	10.8
nmSO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	4.2	4.2	5.1	4.7	5.0	5.5	6.5	4.7	5.4	4.7	6.8	5.1	4.9	4.4	3.1	6.8	4.9
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1.3	3.5	5.1	1.8	3.5	2.4	3.6	1.8	1.5	2.9	3.2	2.7	3.9	2.1	2.4	5.8	3.9
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0.7	2.3	1.4	1.5	1.4	1.4	1.3	0.7	1.6	2.4	1.5	1.3	1.5	1.2	1.5	2.7	2.0
indet.	6.6	7	6.5	8.1	10.8	6.0	10.1	8.3	5.5	7.7	11.5	14.4	6.5	6.4	7.2	6.2	6.3
%																	
OM+EC	14	25	24	17	15	14	12	17	26	26	24	24	24	37	31	27	25
Mineral	47	18	25	32	20	24	25	38	23	31	37#	23	25	32	31	26	33
Marino	3	8	4	8	9	9	12	4	7	3	2	3	6	2	3	5	5

µg/m <sup>3</sup>	L'AL TOR BCN- HUE ALG LBAR LIN VLR LLO PUE BAIL CAR- T								M-99 M-07 L'H BCN-								
	CSIC								BA				SAG				
%	Fondo urbano-industrial											Hotspots de tráfico					
CIS	18	29	27	21	26	33	27	19	27	23	19	19	28	16	17	31	23
nmSO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	12	12	12	13	13	19	15	13	17	11	11	11	13	9	7	14	11
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	4	10	11	5	9	8	9	5	5	7	5	6	11	4	6	12	8
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	2	7	4	4	4	5	3	2	5	6	2	3	4	3	4	5	4
indet.	19	21	20	22	29	21	24	22	17	18	19	31	18	13	17	12	14

Tabla 3.6a. Composición de PM<sub>2.5</sub> en diferentes ubicaciones de España

µg/m <sup>3</sup>	SA#														
	Fondo rural			Fondo suburbano			Fondo suburbano-industrial			Fondo urbano					
PM <sub>2.5</sub>	12	14	14	ND	ND	22	18	22	16	20	25	19	19	19	18
N	ND	45	255	ND	ND	98	87	98	99	137	34	95	109	104	47
OM+EC	ND	3.8	3.7	ND	ND	5.4	5.2	4.0	5.7	ND	9.3	5.0	6.8	5.3	6.6
Mineral	ND	1.5	1.3	ND	ND	2.8	2.9	3.1	2.1	ND	2.7	2.6	3	1.4	3.0
Marino	ND	1.0	0.2	ND	ND	0.8	0.9	0.6	0.6	ND	0.6	0.5	1.0	0.9	1.6
CIS	ND	4.4	5.1	ND	ND	5.0	6.4	7.0	5.1	ND	5.3	4.3	6	7	3.0
nmSO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	ND	2.9	2.8	ND	ND	2.4	3.6	3.5	2.9	ND	2.7	2.1	3.3	3.3	1.9
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	ND	0.4	1.2	ND	ND	1.2	1.0	1.7	0.9	ND	1.3	1.0	1.0	2.0	0.4
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	ND	1.2	1.1	ND	ND	1.4	1.9	1.9	1.3	ND	1.4	1.1	1.4	1.7	0.7
Indet	ND	3.3	3.4			8.0	2.6	7.3	1.8	ND	7.1	6.6	2	3	3.8
%				ND	ND										
OM+EC	ND	27	27	ND	ND	25	29	18	36	ND	37	26	36	29	37
Mineral	ND	11	12	ND	ND	13	16	14	13	ND	11	14	16	8	17
Marino	ND	7	2	ND	ND	4	5	3	4	ND	2	3	5	5	9
CIS	ND	31	36	ND	ND	23	36	32	32	ND	21	23	32	39	17
nmSO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	ND	21	17	ND	ND	11	20	16	18	ND	11	11	17	18	11
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	ND	3	11	ND	ND	5	6	8	6	ND	5	5	5	11	2
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	ND	9	8	ND	ND	6	11	9	8	ND	6	6	7	9	4
Indet	ND	24	22	ND	ND	36	14	33	11	ND	28	35	11	17	21

N: número de muestras; OM+EC: materia orgánica + carbono elemental; nmSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, sulfato no marino, CIS: compuestos inorgánicos secundarios. ND: Sin datos. MON, Monagrega; BEM, Bemantes; MONT, Montseny; MOR, Morella; SAL, El Saler-Valencia; BU, Burgos; PM, Palma de Mallorca; CAR-SA, Cartagena Santa Ana; PONF, Ponferrada; OND, Onda; ALC, Alcobendas; BA, Badajoz; MEL, Melilla; SANT, Santander; LPM, Las Palmas de Gran Canaria; L'AL, L'Alcora; TOR, Torrelavega; BCN-CSIC, Barcelona CSIC; HUE, Huelva; ALG, Algeciras; LBAR, Los Barrios; LIN, La Línea; VLR, Vila-real; LLO, Llodio; PUE, Puertollano; BAIL, Bailén; CAR-BA, Cartagena-Bastarreche; T, Tarragona; M-99 y M-07, Madrid campaña 1999-2000 y 2007; L'H, L'Hospitalet; BCN-SAG, Barcelona Sagrera. Cartagena-Santa Ana registra valores altos de aporte mineral debido a los trabajos de construcción próximos a la estación de medida durante el periodo de estudio.

**Tabla 3.6b.** Composición de PM<sub>2,5</sub> en diferentes ubicaciones de España

	CSIC												Hotspots de tráfico											
	L'AL	TORR	BCN-	HUE	ALG	LBAR	LIN	VLR	LLO	PUE	STC	BAIL	CAR-BA	T	M-99	M-07	L'H	BCN-	SAG					
<b>PM<sub>2,5</sub></b>	<b>24</b>	<b>ND</b>	<b>30</b>	<b>19</b>	<b>25</b>	<b>ND</b>	<b>24</b>	<b>25</b>	<b>24</b>	<b>29</b>	<b>23</b>	<b>33</b>	<b>ND</b>	<b>22</b>	<b>34</b>	<b>21</b>	<b>35</b>	<b>28</b>	<b>28</b>					
N	146	ND	402	49	82	ND	85	113	44	111	92	40	ND	43	38	104	63	45	45					
OM+EC	ND	ND	11.0	6.0	5.2	ND	4.7	ND	8.3	8.6	6.0	10.5	ND	7.8	17.3	9.8	13.4	12.2	12.2					
Mineral	ND	ND	4.7	2.7	2.5	ND	2.5	ND	2.3	2.9	5.1	5.8	ND	1.9	5.6	2.5	4.2	4.2	4.2					
Marino	ND	ND	0.6	0.8	0.9	ND	0.8	ND	1.2	0.7	1.4	0.5	ND	1.0	0.5	0.6	0.9	0.7	0.7					
CIS	ND	ND	9.0	5.5	6.7	ND	7.5	ND	7.4	8.3	5.1	8.9	ND	7.2	6.5	5.3	13	8.3	8.3					
nmSO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	ND	ND	4.4	3.6	3.9	ND	4.7	ND	4.9	3.7	3.7	5.8	ND	3.9	3.8	2.3	5.8	4.2	4.2					
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	ND	ND	3	0.5	1.2	ND	1.0	ND	0.8	2.0	0.7	1.8	ND	1.9	1.3	1.5	4	2.3	2.3					
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	ND	ND	1.7	1.4	1.5	ND	1.8	ND	1.7	2.5	0.9	1.4	ND	1.4	1.4	1.5	3.2	2	2					
Indet	ND	ND	4.8	4.0	9.4	ND	8.5	ND	4.8	8.5	5.4	7.7	ND	4.1	4.1	2.3	3.5	2.6	2.6					
<b>%</b>																								
OM+EC	ND	ND	33	32	21	ND	20	ND	35	30	26	32	ND	35	51	47	38	44	44					
Mineral	ND	ND	14	14	10	ND	10	ND	10	10	22	17	ND	9	16	12	12	15	15					
Marino	ND	ND	2	4	4	ND	3	ND	5	2	6	1	ND	5	1	3	3	3	3					
CIS	ND	ND	31	29	27	ND	31	ND	31	29	22	27	ND	33	19	26	37	30	30					
nmSO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	ND	ND	14	19	16	ND	20	ND	20	13	16	17	ND	18	11	11	17	15	15					
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	ND	ND	10	3	5	ND	4	ND	3	7	3	5	ND	9	4	7	11	8	8					
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	ND	ND	6	7	6	ND	8	ND	7	9	4	4	ND	6	4	7	9	7	7					
Indet	ND	ND	21	21	38	ND	35	ND	20	29	23	23	ND	19	12	11	10	9	9					

**Tabla 3.7.** Rangos típicos de valores medios anuales (en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) de  $\text{PM}_{10}$  y  $\text{PM}_{2.5}$  y sus diferentes componentes, en España

$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Reg.		Sub.		Urb.		Urb.-Ind.		Tráf.	
	Máx.	Mín.	Máx.	Mín.	Máx.	Mín.	Máx.	Mín.	Máx.	Mín.
$\text{PM}_{10}$	21	16	29	23	44	32	62	28	50	41
OM+EC	6	3	8	4	10	6	15	4	18	11
Mineral	5	3	9	6	12	4	16	6	15	13
Marino	3	1	3	1	12	1	5	1	2	1
CIS	8	5	10	6	10	5	12	6	15	7
$\text{nmSO}_4^{2-}$	4	3	5	3	4	2	7	4	7	3
$\text{NO}_3^-$	3	1	4	1	4	2	5	1	6	2
$\text{NH}_4^+$	1	1	2	1	2	1	2	1	3	1
indet.	5	3	11	2	9	5	14	6	7	6
$\text{PM}_{2.5}$	14	12	22	16	25	18	33	19	35	21
OM+EC	4	4	6	4	9	5	11	5	17	10
Mineral	2	1	3	2	3	1	6	2	6	3
Marino	1.0	0.2	0.9	0.6	1.6	0.5	1.4	0.5	0.9	0.5
CIS	5	4	7	5	7	3	9	5	13	5
$\text{nmSO}_4^{2-}$	3	3	4	2	3	2	6	4	6	2
$\text{NO}_3^-$	1.2	0.4	1.7	0.9	2.0	0.4	3.0	0.5	4.0	1.3
$\text{NH}_4^+$	1.2	1.1	1.9	1.3	1.7	0.7	2.5	0.9	3.2	1.4
indet.	3	3	8	2	7	2	9	4	4	2

(\*) Se ha excluido la contribución crustal en Cartagena-Santa Ana y Bailén debido a los trabajos de construcción que se realizaron próximos al primer emplazamiento de muestreo durante el periodo de estudio, y a los extremadamente elevados niveles de materia mineral en Bailén debido a emisiones específicas en esta localidad.

Por último, en lo referente a elementos traza, la tabla 3.8 y la figura 3.35 muestran los rangos de concentración de los elementos traza determinados en estaciones españolas (Querol *et al.*, 2008). En los entornos con menores niveles de contaminación (estaciones de fondo rural: Monagrega, Bemantes y Montseny), los niveles de la mayoría de los elementos se encuentran entre  $0.1\text{-}10\text{ ng}/\text{m}^3$ , y únicamente Zr, Mo, Ni, V, Ti, Ba, Cu, Pb, Zn (en orden creciente) superan el valor de  $1\text{ ng}/\text{m}^3$ . Los niveles de los elementos traza aumentan según lo hace el grado de contaminación de origen antropogénico, hasta llegar a registrarse en algunas ocasiones niveles de Ti, Cr, Mn, Cu, Zn, As, Sn, W, Mn y Pb 10 veces superiores a los registrados en estaciones de fondo rural. Tras comparar los resultados obtenidos en las diferentes estaciones de estudio es posible extraer las siguientes conclusiones:

1. Los niveles de antimonio (Sb), cobre (Cu), bario (Ba), zinc (Zn), estroncio (Sr) y titanio (Ti) son relativamente elevados en áreas urbanas respecto a otras zonas con influencia de emisiones industriales variadas. Ello es atribuible, pues, a las emisiones del tráfico rodado. Así, los dos primeros se deben, sin duda, a las emisiones de la

abrasión de los frenos, y los dos segundos a la abrasión de los neumáticos, pues son utilizados típicamente como trazadores de dichas fuentes. Finalmente, los relativamente elevados niveles de Sr y Ti pueden deberse probablemente a la abrasión del firme de rodadura. La tabla 3.9 muestra los análisis de las principales pastillas de frenos de vehículos que existen en España. Como se puede observar, C, Cu, Fe, Sb, S, Mn, Zn y Ba son componentes principales de los frenos, aunque su concentración puede variar mucho de unas marcas a otras. En cuanto a las ruedas, la misma tabla muestra que las concentraciones de Zn y S son bastante elevadas en las dos marcas analizadas. La figura 3.36 muestra el mapa de distribución de las concentraciones de Sb en PM<sub>10</sub> depositado sobre el firme de rodadura (Amato et al., 2009a) de las principales vías de circulación de Barcelona. Como puede observarse, las concentraciones son superiores en el centro de la ciudad, donde los vehículos frenan con mayor frecuencia. Así pues, la elevada densidad de tráfico rodado y la acumulación de los productos de abrasión sobre el firme de rodadura ha creado un nuevo escenario, en el que los niveles de los metales citados son más elevados en las aglomeraciones urbanas densamente pobladas no industriales, pero con intenso tráfico, que alrededor de determinados focos industriales.

2. Los niveles de Cr, Mn, Ni, Zn, Mo, Se, Sn y Pb son relativamente elevados en áreas bajo la influencia de industrias del acero. Destaca especialmente el caso de Santander con respecto al Mn (elemento regulado por la OMS por sus propiedades oxidativas), donde se registra un promedio anual de 166 ng/m<sup>3</sup> que contrasta con el valor límite de 150 ng/m<sup>3</sup> establecido por la OMS. Estas elevadas concentraciones son debidas a la influencia de un foco industrial cercano.
3. Los niveles de V, Cr, Ni y Mo son relativamente elevados en áreas bajo la influencia de industrias dedicadas a la producción de acero inoxidable. Los niveles de V y Ni en zonas costeras (La Línea, Algeciras, Melilla) podrían estar también relacionados con las emisiones de complejos petroquímicos y con la combustión de fueloil (centrales térmicas y/o transporte marítimo).
4. Los niveles de As, Bi y Cu son relativamente elevados en zonas bajo influencia de la metalurgia del cobre. Asimismo, se han detectado niveles elevados de As en áreas en las que se produce combustión de carbón con fines residenciales (calefacciones, por ejemplo, en Madrid y Ponferrada).
5. Los niveles de Zn son relativamente elevados en zonas bajo la influencia de la metalurgia del zinc.
6. Los niveles de V y Ni son relativamente elevados únicamente en dos de las zonas bajo influencia de complejos petroquímicos y/o transporte marítimo (Algeciras-La Línea, Melilla), y no en el resto (Cartagena, Huelva, Puertollano y Tarragona) en las que los niveles de estos dos elementos se encuentran dentro del rango habitual en estaciones urbanas.
7. El área de producción cerámica en el este peninsular se caracteriza por los elevados niveles de Zn, As, Se, Zr, Cs, Tl y Pb, que resultan de la producción y uso de componentes de esmaltes cerámicos.

8. Merecen destacarse también, sin ser preocupante, los relativamente elevados niveles de Tl (elemento no regulado en calidad del aire pero de elevada toxicidad) alrededor de procesos industriales que utilizan materia prima mineral y la someten a alta temperatura.

El valor límite anual de  $500 \text{ ng/m}^3$  establecido para Pb en 2005 por la normativa vigente no se supera en ninguna de las estaciones de muestreo. Las concentraciones de Pb en entornos urbanos son generalmente inferiores a  $30 \text{ ng/m}^3$ . En cuanto a As, Cd y Ni, los valores objetivo establecidos por la Directiva 2004/107/CE y el Real Decreto 812/2007 ( $6 \text{ ngAs/m}^3$ ,  $5 \text{ ngCd/m}^3$  y  $20 \text{ ngNi/m}^3$ ) se superaron únicamente en escasas ocasiones para Ni en zonas influenciadas por las emisiones de la producción de acero. Los niveles de As en algunas de las estaciones se encuentran próximos al nivel objetivo. Los niveles de Mn registrados en Santander durante 2007 han de ser calificados como de muy elevados, ya que superan la media anual de  $150 \text{ ng/m}^3$ , recomendados por las *Guías de calidad del aire* de la OMS. Además de estas observaciones, otros estudios realizados por el grupo de trabajo de IDAEA-CSIC muestran problemas en el cumplimiento de valores límite de Pb y objetivos de Ni y Cd en zonas metalúrgicas. A partir de estos datos, se concluye que en el futuro próximo parece improbable que, con excepción de zonas afectadas por la contaminación de focos de emisión industriales muy concretos, las zonas de calidad del aire españolas se encuentren en dificultades frente al cumplimiento de requisitos establecidos por la normativa vigente de calidad del aire referentes a niveles de elementos traza en aire ambiente. No obstante hay que resaltar que en determinadas zonas metalúrgicas los niveles de estos metales pueden alcanzar niveles extraordinariamente elevados, pero existe tecnología ambiental en el mercado para resolver estos problemas concretos.

Hay una serie de metales que en concentraciones elevadas pueden tener impactos importantes en la salud humana y en ecosistemas. Entre ellos destacan Zn, Hg, V, Tl, Cr, Cu y Sb. Es muy aconsejable comparar los niveles registrados en áreas industriales con el rango frecuente de concentración registrado en zonas urbanas de fondo expuesto en la tabla 3.8. Ello permite de forma sencilla ver contenidos elevados anómalos de dichos elementos.

**Tabla 3.8.** Rangos de concentración anual de elementos traza (ng/m<sup>3</sup>) en PM<sub>10</sub> determinados en estaciones rurales y de fondo urbano en España, así como en áreas bajo influencia de diferentes tipos de industria.

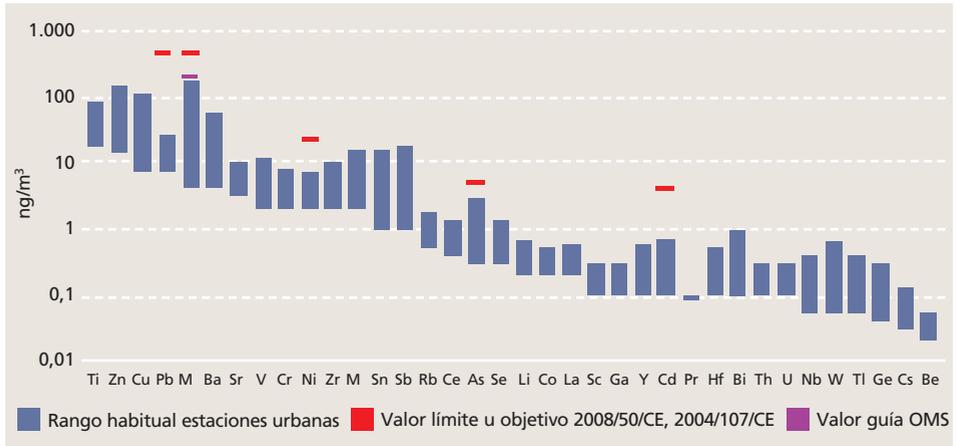
ng/m <sup>3</sup>	Fondo rural		Fondo urbano		Acero inox.		Acero	Metal. cobre	Metal. zinc	Petroquímica		Cerámica vidrio		Ladri- lleras
	Mín.	Máx.	Mín	Máx.	Media	Media	Media	Media	Media	Mín	Máx.	Mín	Máx.	Media
Li	0.1	0.2	0.2	0.7	0.4	0.8	0.4	0.4	0.4	0.4	1.1	0.6	1.2	<b>2.0</b>
Be	0.01	0.02	0.02	0.05	0.06	0.02	0.05	0.06	0.01	0.06	0.02	0.05		<b>0.07</b>
Ti	7	19	18	<b>83</b>	25	52	71	35	22	66	33	56		<b>99</b>
V	2	5	2	12	8	<b>25</b>	6	12	8	<b>21</b>	4	6		<b>138</b>
Cr	1	1	2	8	<b>25</b>	<b>35</b>	2	3	3	5	3	7	3	
Mn	5	5	4	29#	<b>87</b>	25	15	13	8	12	6	8	23	
Co	0.1	0.1	0.2	0.5	0.5	0.7	0.3	0.4	0.2	<b>0.8</b>	0.4	0.7	0.6	
Ni	2	3	2	7	<b>33</b>	<b>24</b>	4	7	4	<b>9</b>	3	4	<b>24</b>	
Cu	2	8	7	<b>112</b>	33	15	<b>67</b>	17	20	28	4	11	<b>66</b>	
Zn	12	26	14	<b>97</b>	<b>420</b>	103	41	<b>492</b>	31	56	45	<b>194</b>	21	
Ga	0.1	0.2	0.1	0.3	0.4	0.3	<b>0.4</b>	0.2	0.1	0.4	0.2	0.4	<b>1.2</b>	
Ge	0.1	0.3	0.04	0.3	0.2	0.2	0.3	0.04	0.14	0.22	0.05	0.2	0.1	
As	0.3	0.4	0.3	<b>2.8*</b>	1.8	1.2	<b>4.9</b>	1.0	0.5	2.1	1.7	<b>5.2</b>	1.6	
Se	0.3	0.5	0.3	1.3	<b>2.8</b>	0.7	1.3	0.6	0.5	0.7	1.0	<b>2.4</b>	<b>2.2</b>	
Rb	0.5	0.6	0.5	1.8	1.1	1.0	1.5	1.0	0.7	1.6	1.2	2.5	<b>5.6</b>	
Sr	1	5	3	<b>10</b>	3	7	4	8	4.7	4.8	3	4	11	
Y	0.1	0.2	0.1	0.4	0.1	0.3	0.3	0.1	0.1	0.2	0.2	0.3	0.4	
Zr	3	4	2	<b>10</b>	2	5	2	2	2	7	10	<b>21</b>	4	
Nb	0.05	0.1	0.05	0.4	0.1	0.23	0.2	0.14	0.1	0.3	0.2	0.3	0.36	
Mo	3	4	2	5	<b>16</b>	<b>20</b>	4	2	2	8	2	5	4	
Cd	0.2	0.2	0.1	0.7	<b>1.2</b>	0.3	0.6	<b>0.7</b>	0.1	0.3	0.6	<b>1.6</b>	0.3	
Sn	1	1	1	6	<b>38</b>	2	2	2	1.7	2.3	1	1	NA	
Sb	0.6	0.6	1	<b>17</b>	2	1.6	2	3.2	1	4	1	6	NA	
Cs	0.04	0.04	0.03	0.13	0.10	0.07	0.09	0.07	0.03	<b>0.23</b>	0.14	<b>0.31</b>	<b>0.47</b>	
Ba	5	8	4	<b>35</b>	14	17	18	16	8	13	12	16	16	
La	0.1	0.2	0.2	0.6	0.3	0.7	0.5	0.4	0.3	<b>0.9</b>	0.3	0.6	<b>1.2</b>	
Ce	0.2	0.4	0.4	1.3	0.4	0.9	0.9	0.7	0.5	1.2	0.7	<b>1.9</b>	<b>2.0</b>	
Hf	0.2	0.2	0.1	0.5	0.2	0.2	0.1	0.3	0.1	0.2	0.2	0.4	NA	
Tl	0.1	0.1	0.05	0.4	0.4	0.1	0.1	0.1	0.1	0.3	0.5	<b>2.7</b>	<b>2.2</b>	
Pb	5	9	7	25	<b>103</b>	19	25	20	8	25	35	<b>106</b>	28	
Bi	0.1	0.1	0.1	<b>1.0</b>	0.5	0.2	<b>1.0</b>	0.2	0.1	0.2	0.4	<b>1.4</b>	0.2	

Se resaltan en negrita los trazadores de los diferentes tipos de emisiones.

\* Niveles generalmente <1.6, pero superiores en Madrid y Ponferrada por uso de carbón en calefacción. # excluido Santander (166 ng/m<sup>3</sup>, valor recomendado OMS 150 ng/m<sup>3</sup>).

Fuente: modificado de Querol *et al.*, 2008.

**Figura 3.35.** Rango habitual de niveles de elementos traza en PM<sub>10</sub> en estaciones urbanas de España



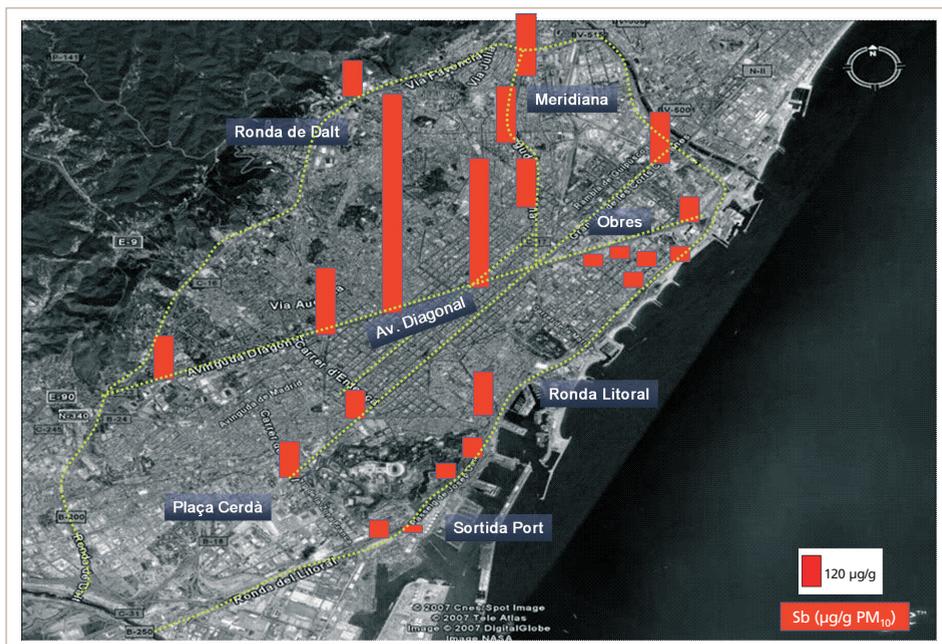
**Tabla 3.9.** Composición de las principales pastillas de frenos y ruedas de vehículos que existen en España

	Frenos					Ruedas	
	Ferodo (A)	Bendix	Road House	Bosch	Ferodo (B)	Bridgeston	Michelin
%							
C tot	28	26	28	32	-	83	79
Al	0.4	2.3	0.8	0.9	1.0	0.06	0.06
Ca	0.4	1.8	3.6	1.7	0.3	1.31	0.46
K	<0.1	0.4	<0.1	<0.1	<0.1	0.04	0.06
Na	<0.1	1.0	0.1	0.1	<0.1	0.03	0.03
Mg	1.0	4.1	0.5	0.8	0.8	0.04	0.01
Fe	50	16	33	30	26	0.02	0.03
S	2.2	2.6	3.6	3.1	1.9	1.17	1.32
P	<0.1	<0.1	0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
ppm							
Li	1.8	4.4	2.4	1.1	2.2	1.4	0.1
Sc	1	4	1	1	3	<0.1	<0.1
Ti	605	744	567	209	335	31	17
V	173	16	30	42	40	5	4
Cr	210	170	1270	49	2834	1	2
Mn	1783	1703	12636	1464	1827	3	3
Co	26	13	14	19	10	80	94
Ni	51	61	78	74	33	<0.1	<0.1
Cu	82.3	24493	270	13732	117551	4.8	6.9
Zn	66.6	4083	3462	1118	14862	19849	15073

	Frenos					Ruedas	
	Ferodo (A)	Bendix	Road House	Bosch	Ferodo (B)	Bridgeston	Michelin
ppm Ga	9.8	5.7	4.1	3.1	6.2	<0.1	<0.1
Ge	2.8	1.4	1.2	0.8	4.1	<0.1	<0.1
As	4.0	5.0	4.6	42	8.4	0.8	0.7
Se	5.0	7.6	3.5	11.0	7.1	<0.1	<0.1
Rb	30.5	38.5	14.3	1.2	4.9	1.1	3.1
Sr	1007	857	818	1773	26	17.8	3.1
Y	0.9	15.5	6.5	1.2	16.4	<0.1	<0.1
Zr	4.4	1260	70.3	12.0	945	1.2	<0.1
Nb	<0.1	<0.1	65.8	1.7	<0.1	<0.1	0.8
Mo	3.1	5.4	16	162	3093	0.4	0.6
Cd	0.5	1.6	0.6	1.9	23	2.7	1.5
Sn	2.4	31	40	147	10	2.5	2.1
Sb	2.1	1293	14.8	7.5	6944	11.5	2.0
Cs	1.0	1.7	0.7	<0.1	1	<0.1	<0.1
Ba	69343	67291	39013	37213	772	10.2	15.5
La	2.3	6.9	32.3	<0.1	5	1.8	3.5
Ce	4.2	14.9	50.7	2.1	11.5	0.5	0.6
Pr	<0.1	1.2	4.0	<0.1	1.2	<0.1	<0.1
Nd	2.8	8.5	17.0	0.8	5.2	21.0	22.9
Hf	<0.1	49.5	1.7	<0.1	36	<0.1	<0.1
Ta	<0.1	<0.1	5.7	<0.1	<0.1	<0.1	0.9
W	<0.1	<0.1	18.7	0.6	<0.1	<0.1	<0.1
Tl	<0.1	<0.1	0.9	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Pb	253	173	42.0	292	6.6	20.0	25.8
Bi	<0.1	23.6	0.0	12.2	<0.1	<0.1	0.6
Th	<0.1	4.1	4.1	<0.1	4	<0.1	<0.1
U	<0.1	4.7	1.5	<0.1	4	<0.1	<0.1

Fuente: Amato *et al.*, 2009a.

**Figura 3.36.** Mapa de distribución de las concentraciones de Sb en  $PM_{10}$  depositado sobre el firme de rodadura de las principales vías de circulación de Barcelona



Nótese que las concentraciones son superiores en el centro de la ciudad, donde los vehículos frenan con mayor frecuencia.  
Fuente: Amato *et al.*, 2009a.

### 3.3.4. Contribución de fuentes

Los componentes de PM pueden ser emitidos por una gran variedad de fuentes pudiendo reaccionar entre sí durante su residencia en la atmósfera dando lugar a la formación de nuevas partículas o a la modificación de la composición de otras ya existentes. La identificación de las fuentes emisoras y la cuantificación de su contribución a la masa de PM es una tarea compleja. Una de las metodologías existentes para ello consiste en la aplicación de modelos receptores que agrupan los elementos en diferentes grupos o factores de acuerdo a la correlación entre sus concentraciones medias diarias. Para alcanzar resultados representativos desde el punto de vista estadístico, las bases de datos sobre las que se aplica este tipo de modelo deben cumplir una relación entre el número de muestras y de variables de dos a 1, o idealmente de tres a uno. Una vez realizada la identificación de las fuentes emisoras del material particulado, estos modelos permiten cuantificar la contribución media diaria y anual de cada una de las fuentes a los niveles de PM. En el marco de las estaciones tratadas en estos capítulos, para las estaciones de medida analizadas anteriormente al año 2007 se aplicó el modelo Principal Component Analysis (PCA-MLRA, Thurston y Spengler, 1985), y para las

estaciones de estudio en 2007 se aplicó Positive Matrix Factorization (PMF, Paatero y Tapper, 1994).

Las figuras 3.37 y 3.38 muestran los resultados obtenidos tras la aplicación de ambos modelos receptores a las bases de datos de especiación química de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2,5</sub> (respectivamente) en las estaciones de estudio. Los resultados se han agrupado en función de las ocho fuentes principales de partículas atmosféricas identificadas mediante la aplicación de modelos receptores en las zonas estudiadas: tráfico vehicular, materia mineral local, industria, sulfato secundario, nitrato secundario, materia mineral africana, emisiones domésticas y residenciales y aerosol marino. Al margen de estas fuentes comunes a la mayoría de estaciones, se ha identificado también la contribución de otro tipo de fuentes como la quema de biomasa a escala residencial, las cuales no se incluyen en las citadas figuras debido a que su influencia se detecta en un número muy limitado de estaciones (por ejemplo, Ponferrada).

*Tráfico:* se trata de la fuente de partículas más generalizada en todas las estaciones de estudio, con contribuciones a la masa que oscilan entre el 10% y el 46% de PM<sub>10</sub> y 6% y 48% de PM<sub>2,5</sub>, desde las estaciones de fondo regional a las orientadas al tráfico rodado. Tal como era de esperar, se observa un gradiente en las contribuciones del tráfico vehicular que son máximas en estaciones de tráfico (Madrid-Escuelas Aguirre, Barcelona-Sagrera o Cartagena-Bastarache), y mínimas en estaciones típicamente industriales o rurales como Puertollano o Monagrega. A pesar de que, en términos relativos (%), destaca la elevada influencia de esta fuente en estaciones de fondo urbano como Madrid-Alcobendas, Palma o Melilla (36-43% de PM<sub>10</sub>), es necesario recordar que en términos absolutos dicha contribución es menor y se corresponde con los rangos habituales para estaciones de fondo urbano. La fuente de tráfico vehicular engloba tanto las emisiones directas de partículas primarias desde el tubo de escape de los vehículos, como la resuspensión del polvo de carretera generada por la circulación de los mismos. Además, según los inventarios de emisiones, se estima que entre el 70% y el 80% de los nitratos de origen secundario en atmósferas urbanas son producto de las emisiones del tráfico, por lo que su contribución se ha añadido a la del factor primario de los motores de los vehículos, con un porcentaje variable en función del tipo de estación. Finalmente, se han corregido también los aportes de materia mineral ligados a la circulación de los vehículos añadiendo un porcentaje variable (entre 0-20%) de la materia mineral calculada por los modelos, con objeto de incluir también los aportes de polvo de carretera originados por el tráfico pero resuspendidos por efecto de agentes meteorológicos (por ejemplo, el viento). De este modo, la contribución del tráfico reflejada en las figuras 3.37 y 3.38 incluye las partículas emitidas desde el tubo de escape (primarias y secundarias) y la resuspensión del polvo de carretera (directa, por los vehículos; e indirecta, resuspendida una vez depositada).

*Materia mineral:* la materia mineral no africana ni procedente del tráfico vehicular está asociada a procesos de emisión como el de la construcción y demolición (tanto emisiones directas, como las asociadas al transporte de materiales y de residuos) y a la resuspensión de zonas semiáridas, no pavimentadas y parques, entre otros. La contribución de la materia mineral a los niveles de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2,5</sub> se ha detectado en todas las zonas de estudio. En

promedio las estaciones urbanas presentan un 14-16% de  $PM_{10}$ , excepto Barcelona que puede llegar hasta un 20%. En las zonas costeras, insulares y de fondo regional esta contribución suele ser menor. En  $PM_{2,5}$ , la contribución es inferior y está en la mayoría de los casos entre el 5 y el 10%.

*Industrial:* la fuente industrial agrupa desde industrias específicas (acerías, cobre, etc.) hasta las emisiones de los buques, dependiendo de la zona de estudio. Su contribución es máxima en Puertollano, Bemantes y la zona cerámica, Huelva y Monagrega, donde se alcanzan valores desde el 37 al 27% de  $PM_{10}$ , y algo inferiores en  $PM_{2,5}$ . La comparación de la contribución entre áreas es difícil, ya que en muchas zonas con bajo desarrollo industrial, la contribución de la industria está agrupada en un factor de compuestos secundarios regionales, mientras que en zonas industriales, gran parte del factor secundario se agrupa en la contribución industrial. En zonas costeras (Barcelona, Melilla, Gibraltar, Palma), con elevadas emisiones de buques, tanto en el atraque como procedentes del tráfico marítimo (como Gibraltar), la contribución de estas a los niveles de  $PM_{10}$  y  $PM_{2,5}$  se estima entre el 3 y el 5%.

*Sulfato regional:* la fuente de sulfato secundario se asocia al transporte a mesoescala (aportes regionales industriales) y a larga distancia de masas de aire, dado su elevado tiempo de residencia en la atmósfera. El sulfato amónico se produce en la atmósfera a partir de precursores gaseosos ( $SO_2$ , principalmente de la industria y de los buques, y  $NH_3$ , procedente en su gran mayoría de las emisiones agropecuarias). Consecuentemente, su contribución a los niveles de  $PM_{10}$  no presenta variaciones especialmente significativas entre las distintas estaciones de medida, y oscila en el rango 17-23% en la mayoría de las zonas de estudio. La contribución más elevada se registra en la estación de fondo regional de Montseny, probablemente debido al carácter regional de esta estación y a la elevada densidad industrial de la región. En  $PM_{2,5}$ , la contribución del sulfato secundario oscila en el rango 27-38% de la masa de partículas, con niveles ligeramente inferiores en zonas industriales como Puertollano (18%), debido a la existencia de un factor industrial local al que se asocia mayoritariamente el sulfato. Finalmente, es necesario destacar que el sulfato secundario incluye con frecuencia un porcentaje variable de la varianza del nitrato.

*Nitrato regional:* la fuente de nitrato regional se asocia a la formación de nitrato amónico a partir de precursores gaseosos ( $NO_2$ , principalmente del tráfico vehicular y de la industria, y  $NH_3$ , procedente en su gran mayoría de las emisiones agropecuarias). En algunas estaciones esta fuente no se ha identificado, pues el nitrato amónico se ha agrupado con emisiones locales como tráfico rodado e industria. Su contribución a los niveles de  $PM_{10}$  presenta variaciones entre las distintas estaciones de medida, con contribuciones máximas en la costa mediterránea (10-16% de  $PM_{10}$ ). En  $PM_{2,5}$ , la fuente de nitrato regional se identifica en un número limitado de zonas de estudio (5 estaciones de medida), con contribuciones variables en 5-18% de la masa. Una excepción la constituye Burgos, pero esta es debida a que en  $PM_{10}$  se agrupa el nitrato en la fuente de sulfato regional, mientras que en  $PM_{2,5}$ , es el sulfato el que se agrupa en la fuente regional de nitrato (debido a la incapacidad del modelo de resolver simultáneamente ambas fuentes). Por tanto las elevadas contribuciones de dichas fuentes corresponden en realidad a la suma de las dos.

Figura 3.37. Contribución de las principales fuentes a los niveles de PM<sub>10</sub>

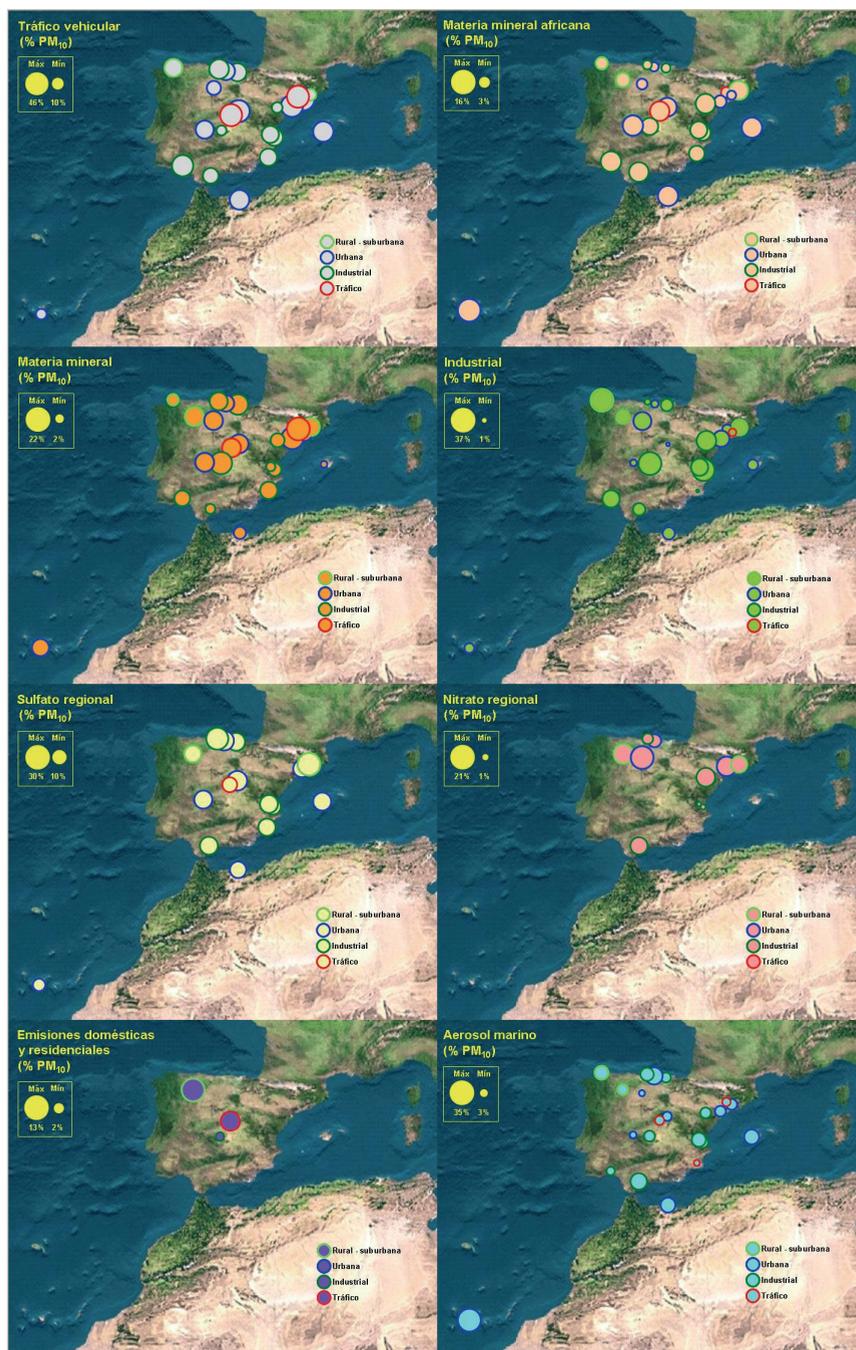


Figura 3.38. Contribución de las principales fuentes a los niveles de  $PM_{2.5}$



*Materia mineral africana:* la contribución de la materia mineral africana a los niveles de  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  ha sido calculada aplicando la metodología de referencia (Escudero *et al.*, 2007) en todas las estaciones de medida con la excepción de Madrid-Escuelas Aguirre, en la que el modelo PMF permitió discriminar este factor de modo independiente. Se trata de un resultado destacable, dado que es la única estación en este estudio que ha permitido realizar dicha discriminación y cuantificar así la contribución de esta fuente a través de un modelo estadístico. En promedio, se detecta un gradiente decreciente de sur a norte de la Península Ibérica independiente del tipo de estación de medida, con contribuciones a la masa de partículas que varían entre 3-16% para  $PM_{10}$  y 2-10% para  $PM_{2.5}$ .

*Domésticas y residenciales:* generalmente la contribución de estas fuentes a los niveles de PM en aire ambiente es muy baja, o aparece incluida en las contribuciones de sulfato y nitrato regionales, o las del tráfico. Solamente en aquellos emplazamientos donde aún se utiliza carbón con fines domésticos y residenciales (Ponferrada, Puertollano y Madrid) se ha identificado de forma aislada esta contribución, que puede llegar a suponer desde el 2% de PM<sub>10</sub> en Puertollano hasta el 9 y el 13% de Madrid y Ponferrada. En PM<sub>2,5</sub> su contribución aumenta, desde el 5% en Puertollano hasta el 19 y el 18% de Madrid y Ponferrada.

*Aerosol marino:* el aerosol marino alcanza contribuciones máximas en zonas costeras e insulares atlánticas, llegando al 35% del PM<sub>10</sub> en las Palmas y el 20% en Santander. La zona insular mediterránea puede registrar contribuciones de aerosol marino de 16% de PM<sub>10</sub> (Palma de Mallorca), mientras que la costa mediterránea peninsular y africana alcanza valores en el rango de 5 a 15% de PM<sub>10</sub>, con valores superiores próximos al estrecho de Gibraltar. En el centro de la península estas contribuciones varían entre el 3 y el 9%. En lo referente a PM<sub>2,5</sub>, casi todas las zonas de estudio presentan contribuciones de aerosol marino inferiores a 3%, excepto Santander, la zona de Gibraltar y las Palmas, donde se registran contribuciones del 8 al 13%.

### 3.4.1. Niveles de PM y NO<sub>2</sub>

Los valores límite diarios de NO<sub>2</sub> para 2010 de la normativa actual se superan en una proporción relativamente elevada. La gran mayoría de dichas superaciones es debida de forma casi exclusiva al tráfico rodado (especialmente a los motores diésel, incluidos los fabricados actualmente). Así alrededor del 50% de las estaciones de tráfico de España incumple el futuro valor límite anual de NO<sub>2</sub>, establecido en 40 µgNO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>, mientras que solamente el 10% de las estaciones urbanas-industriales incumple dicho valor. Por tanto las medidas a tomar para reducir los niveles de NO<sub>2</sub> en aire ambiente han de focalizarse, fuera de algunas zonas con elevadas emisiones industriales, en el tráfico rodado. La tendencia futura puede ser a la alza, dado que los nuevos vehículos de pasajeros diésel EURO 5 en circuito urbano emiten niveles de NO<sub>2</sub> muy elevados, incluso superiores a los vehículos EURO 0. Esta situación se ve agravada por dos hechos principales:

- a) Algunas de las grandes ciudades españolas poseen una densidad de tráfico (vehículos/km<sup>2</sup>) entre 1,7 y 4.1 veces superior a la mayor parte de las ciudades centroeuropeas.
- b) La proporción de vehículos diésel (mucho más contaminantes en NO<sub>2</sub> que los de gasolina) en las flotas de ciudades españolas es extremadamente elevada (50%, el 70% de las matriculaciones de 2010) si se compara con ciudades como Londres, Estocolmo, Oslo (<15%).

Así pues para cumplir la normativa son necesarias actuaciones drásticas que se centren en la reducción de la densidad de vehículos, especialmente de vehículos diésel de pasajeros. Para ello se han de desarrollar los Planes de Mejora de Calidad del Aire a escala metropolitana y no solamente a nivel municipal. Sobre todo en las grandes ciudades españolas una proporción importante (en ocasiones superior al 50%) de la movilidad urbana se debe a desplazamientos desde zonas residenciales periféricas extra municipales a la ciudad, y viceversa. En estos casos la proporción de vehículos diésel incrementa hasta el 70%.

Dependiendo de las características de los emplazamiento de medida, las concentraciones de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2,5</sub> (en µg/m<sup>3</sup>) durante el periodo 1999-2010 fueron incrementando desde los siguientes rangos: 12-20 y 7-11 en estaciones rurales remotas, 14-21 y 12-17 en estaciones rurales, 28-42 y 18-28 en estaciones urbanas, 28-47 y 15-28 en fondo urbano-industrial, hasta alcanzar 37-48 y 21-34 en estaciones de tráfico intenso o *hotspots* de tráfico. Durante 2008-2010 los niveles de PM se redujeron muy marcadamente respecto a 1999-2007 debido a los efectos de la crisis económica, a condiciones meteorológicas favorables, y en menor medida a la puesta en marcha de actuaciones para la reducción de emisiones.

La actividad antropogénica es la causa principal que influye sobre los niveles de contaminación atmosférica en las escalas temporales horaria y diaria. Sin embargo se ha encontrado también una clara relación entre las intrusiones de polvo desértico africano y el número de superaciones del valor límite diario de PM<sub>10</sub>. La contribución de estos procesos de transporte de partículas a larga distancia a los niveles medios anuales de PM ha sido especialmente relevante en las regiones del sur y centro de la península, Melilla y en los archipiélagos canario y balear. También se ha cuantificado la contribución anual media de los episodios africanos a los niveles de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2,5</sub>. Existe del mismo modo una gran variación, desde el norte de la península, con contribuciones anuales 1-2 µgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup> y <1 µgPM<sub>2,5</sub>/m<sup>3</sup>, a Canarias, Melilla, Baleares y el sur de la península con 4-6 µgPM<sub>10</sub>/m<sup>3</sup> y 1-2 µgPM<sub>2,5</sub>/m<sup>3</sup>.

Los factores con mayor influencia en la variabilidad temporal de los niveles de concentración de PM incluyen los episodios de contaminación antropogénica registrados a escala local (principalmente emisiones del tráfico, con algunas excepciones industriales, demolición-construcción, emisiones domésticas y residenciales), seguidos de los episodios de contaminación de origen natural y antropogénica producidos a escala regional y de los episodios africanos. Es necesario resaltar también que los mayores índices de radiación solar incidente registrados en los meses de verano favorecen la formación de partículas secundarias, así como la resuspensión de polvo mineral por procesos convectivos en entornos semiáridos de la península.

En todo caso, el registro de valores medios anuales de PM<sub>10</sub> en estaciones urbanas de España muestra que son las estaciones urbanas de tráfico las que registran con mayor frecuencia superaciones de los valores límite. Por tanto es ya destacable la gran influencia de las emisiones del tráfico rodado sobre los niveles de PM en aire ambiente urbano. En 2007, alrededor del 20% de las estaciones de vigilancia y control de la calidad del aire en España incumplieron el valor límite anual de PM<sub>10</sub> de la Directiva 2008/50/CE y el RD 102/2011 (40 µg/m<sup>3</sup>), llegando al 40-42% de las estaciones si consideramos solamente las urbanas de tráfico y urbanas industriales. Estos porcentajes se reducen, probablemente debido a causas meteorológicas y a la disminución de emisiones causada por la crisis económica y algunas mejoras ambientales, al 5% para el total de estaciones, y 7 y 4% para las urbanas de tráfico y urbanas industriales en 2009.

Los incumplimientos del valor límite diario de PM<sub>10</sub> (no superar 50 µg/m<sup>3</sup> más de 35 días al año, lo cual equivale a un promedio diario inferior a 50 µg/m<sup>3</sup> como percentil 90.4 de

las medidas diarias de un año) de la citada normativa son mucho más generalizados que en el caso del valor límite anual. Seguramente el incumplimiento diario se amplía respecto al anual en un factor de 2.

En 2010, solamente dos estaciones superan el valor límite anual y nueve el valor límite diario de  $PM_{10}$ .

El descenso claro de los niveles de PM registrados en las estaciones de vigilancia de la calidad del aire de España entre 2007 y 2010 no ha de servir para relajar la aplicación de actuaciones de los planes de mejora de calidad del aire. Este descenso se atribuye a efecto de años meteorológicos benignos, a la crisis económica y algunas actuaciones ambientales aplicadas. Es de esperar que cuando se reactive la economía incrementen las emisiones, y además este incremento se produzca en años con meteorología no tan benigna para la calidad del aire.

En el caso de  $PM_{2,5}$ , según los datos existentes en 2008 y 2009, años meteorológicamente benignos, si los comparamos con 2006 y 2007, las superaciones del valor límite anual ( $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , valor objetivo en 2010 y valor límite en 2015) son muy escasas.

Teniendo en cuenta los factores expuestos, la media anual de  $PM_{2,5}$  para las estaciones de fondo urbano alcanza  $15.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , de la media de estaciones de fondo urbano, según la Directiva 2008/50/CE. Sin embargo, este valor tiene que ser ponderado a la exposición de la población. Para ello, en enero de 2009 se establece una red específica de medidas de  $PM_{2,5}$  para la obtención del Índice Nacional de Exposición (INE): dicho índice se basa en medidas de estaciones ubicadas estratégicamente, en ciudades con población superior a 100.000 habitantes, para obtener medidas que permitan ser ponderadas a la exposición de los ciudadanos. Hasta el momento los valores alcanzados por el INE son de 15.1 y  $13.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para 2009 y 2010, respectivamente.

Por último en cuanto a la variabilidad de niveles de PM, es muy importante remarcar que los problemas de incumplimiento de los valores normativos están restringidos a zonas de aglomeraciones urbanas e industriales muy bien definidas. Ello significa que los niveles de fondo regional son relativamente bajos ( $15\text{-}20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en la mayoría del territorio español), y que las elevadas y concentradas emisiones que se producen en la ciudad o la zona industriales causan un incremento de dos a tres veces el fondo regional de  $PM_{10}$ . Ello no ocurre en determinadas zonas del centro de Europa, donde una parte importante de los niveles de  $PM_{10}$  son atribuibles a aportes externos a la ciudad, mientras que las emisiones de esta incrementan dichos niveles en factores inferiores a dos veces el fondo regional. En la comparación mostrada entre Amsterdam y Madrid-Barcelona quedan patentes las diferencias anteriormente señaladas.

Debido a las características citadas de concentración de emisiones en la densa aglomeración urbana, es del todo necesario tomar medidas urgentes, sobre todo en el centro de las ciudades (principalmente en lo que respecta a la reducción del flujo de vehículos) más que en las zonas periféricas, aunque en reducción de toneladas de emisión anual estas últimas pudieran ser más relevantes que las primeras. Por ello, en la mayor parte de las ciudades españolas, las actuaciones más efectivas para disminuir los niveles de  $PM_{10}$  son las

que afectan a los niveles de exposición humana, y no necesariamente aquellas que tengan un impacto importante en la disminución del inventario de emisiones de una zona determinada.

Es también necesario destacar que, aunque en la mayor parte de las ciudades de gran tamaño el problema de la calidad del aire se ha de resolver mediante actuaciones sobre el tráfico rodado y otras actividades, como construcción/demolición, existen zonas industriales en las que el origen del problema son las emisiones de procesos industriales de tipo petroquímico, siderúrgico, minero, cerámico, y la fabricación de cemento, entre otros. En estos casos los focos canalizados y las emisiones fugitivas están bien identificados y localizados geográficamente. Asimismo existe, tanto tecnología ambiental, como manuales de buenas prácticas, que permiten reducir marcadamente las emisiones. Por tanto en estos casos, es de extrema relevancia el control rutinario (si no continuo) de las emisiones y el establecimiento de obligaciones tecnológicas y ambientales para evitar emisiones de PM desproporcionadas. Hay que destacar que hay un gran desconocimiento, a la vez que un vacío normativo importante en lo referente a las emisiones fugitivas (industrial, transporte de residuos y materias primas, construcción/demolición, productos de abrasión del tráfico, canteras y graveras, y descargas portuarias, entre otras) y que sobre estas hay que prestar especial atención, pues son en muchos casos el origen del problema de las concentraciones de PM en el medio ambiente.

### 3.4.2. Composición de PM en aire ambiente

Aunque desde un punto de vista legislativo, el PM se considera como un contaminante único, la gran variabilidad de fuentes emisoras y las reacciones y transformaciones que tienen lugar durante su residencia en la atmósfera dan lugar a una gran diversidad de composición. El PM es una mezcla compleja de diferentes compuestos que pueden estar asociados entre sí en la misma partícula o formando partículas diferentes. La concentración relativa de los diferentes componentes del material particulado dependerá de dichas fuentes de emisión y de factores geográficos y climáticos que condicionan su estabilidad, dispersión y deposición. Por ello, el PM y su composición se caracterizan por una gran variabilidad espacial y temporal.

Uno de los componentes mayoritarios del PM son las partículas carbonosas. Dentro de este grupo se incluye el carbono orgánico (OC) que es el componente mayoritario de la materia orgánica (OM, fragmentos vegetales y de insectos, polen, partículas, compuestos orgánicos volátiles, etc.), y el carbono elemental (EC, emisiones de diésel y en general carbono grafito inquemado). En España, la concentración de OC+EC para las fracciones PM<sub>10</sub> y PM<sub>2,5</sub> aumenta desde los niveles mínimos en estaciones de fondo de 2-4 µg/m<sup>3</sup> (áreas rurales) hasta 4-11 µg/m<sup>3</sup> para la mayoría de los emplazamientos urbanos y suburbanos, a excepción de los *hotspots* de tráfico intenso en ciudades (hasta 15 µg/m<sup>3</sup> en Madrid) y algunos *hotspots* industriales, en los que los niveles superan normalmente los 10 µg/m<sup>3</sup>.

El conjunto de compuestos orgánicos formados en la atmósfera a partir de precursores gaseosos tanto antropogénicos como naturales se conoce como carbono orgánico secundario o SOC (*Secondary Organic Carbon*). Estos se diferencian así del carbono orgánico primario o POC (*Primary Organic Carbon*). Los resultados muestran que entre un 40 y 70% del OC registrado en zonas urbanas y de fondo regional de España es SOC, es decir, compuestos orgánicos emitidos en fase gas y que dan lugar a PM formado en la atmósfera. En el caso de Madrid y Barcelona, estas proporciones suponen que alrededor de 4-5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  sobre 11-13  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de la materia carbonosa en  $\text{PM}_{10}$  no se emiten como tal sino que se generan a partir de VOCs en la atmósfera. Ello ha de ser tenido muy en cuenta al diseñar los planes de mejora de calidad del aire, puesto que todos los modelos subestiman la contribución del SOC (o el mismo parámetro calculado a partir de OM, los aerosoles orgánicos secundarios o SOA) de forma muy marcada, y en los inventarios de emisión no se contemplan como tales.

La materia mineral o crustal en  $\text{PM}_{10}$  aumenta su concentración desde  $<6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en estaciones de fondo rural, a 6-8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en emplazamientos suburbanos y hasta  $>8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en prácticamente el resto de estaciones. Con excepción de áreas cerámicas y zonas bastante áridas con trabajos de construcción, cementeras y cerámicas, donde se ha registrado una carga de materia mineral de 9-16 y 18  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de media anual, los valores más altos (12-15  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) se han alcanzado en emplazamientos urbanos de tráfico intenso o *hotspots* y cerca de las fuentes industriales de emisiones primarias. Obviamente, la fracción mineral en  $\text{PM}_{2,5}$  es también elevada cerca de las ubicaciones de tráfico intenso y en emplazamientos industriales específicos (3-6  $\mu\text{gPM}_{2,5}/\text{m}^3$ ), aunque las concentraciones son siempre mucho más reducidas que en  $\text{PM}_{10}$  (12-15  $\mu\text{gPM}_{10}/\text{m}^3$ ). Sin embargo, a pesar de esta disminución relativa es importante destacar las altas concentraciones absolutas de partículas crustales en la fracción fina ( $\text{PM}_{2,5}$  y por tanto con mayor capacidad para ser inhaladas) obtenidas en los emplazamientos de fondo urbano y de tráfico intenso, donde los niveles varían en el rango de 3 a 6 y 2 a 3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , respectivamente. Además del tráfico rodado, es necesario destacar como fuente importante de materia mineral la demolición y la construcción en zonas urbanas, así como las grandes obras públicas.

La materia mineral es pues uno de los componentes principales de  $\text{PM}_{10}$  en amplias zonas de España. Ello se debe a las elevadas tasas de resuspensión de los materiales que se acumulan en el firme de rodadura (productos de abrasión mecánica de vehículos, frenos, ruedas, firme de rodadura, emisiones de demolición/construcción y del transporte de sus residuos, resuspensión natural, aportes de polvo africano, etc.). Debido a la escasa precipitación registrada en determinadas épocas del año, la materia mineral se acumula y es continuamente resuspendida, con su consiguiente impacto en los niveles de  $\text{PM}_{10}$ . En zonas húmedas, la frecuente precipitación causa el lavado del firme y, por tanto, se evita la resuspensión. Los niveles de materia mineral son muy superiores en las ciudades del sur de Europa respecto a las del centro del continente.

Así pues, al ser la resuspensión de polvo de rodadura un importante foco de emisión de  $\text{PM}_{10}$  en áreas urbanas de España, el lavado del firme de rodadura con aguas pluviales o freáticas, durante periodos de intensa contaminación o épocas de sequía prolongada, podría ayudar a reducir los niveles de este contaminante en aire ambiente.

Los niveles de compuestos inorgánicos secundarios (sulfato, nitrato y amonio) en la fracción gruesa alcanzan concentraciones típicamente inferiores a 8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en la mayoría de las estaciones de medida estudiadas, aunque superan 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en determinadas zonas industriales y de tráfico. Una vez más, esto representa que la fracción fina es aproximadamente entre el 65 y el 85% de la gruesa.

Los niveles de sulfato no marino en PM<sub>10</sub> (mayoritariamente (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) son inferiores en estaciones rurales, suburbanas y de fondo urbano (<4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) que en estaciones de tráfico e industriales (4-7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), y la fracción PM<sub>2,5</sub> es siempre menor que la gruesa (70%). Las mayores concentraciones se miden en las áreas caracterizadas por mayores emisiones de SO<sub>2</sub>, aunque la formación de estos compuestos sulfatados también depende de la meteorología. Así, los niveles máximos de sulfato se registran en zonas industriales y bajo influencia de transporte marítimo intenso (costa mediterránea y estrecho de Gibraltar).

El nitrato atmosférico en PM<sub>2,5</sub> resulta de la oxidación de NO<sub>2</sub> y NO. Los niveles de nitrato se caracterizan por presentar un marcado gradiente espacial a través de la Península Ibérica que alcanza su máximo en la costa mediterránea, y que es independiente de las emisiones a escala local o regional de los precursores gaseosos de este compuesto. Este gradiente se observa al margen del tipo de estación, ya que estaciones industriales de características similares presentan niveles medios muy diferentes (2 y 4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en PM<sub>10</sub>, respectivamente). Asimismo, grandes ciudades como Madrid, con una flota de vehículos muy superior al resto de ciudades españolas, presentan niveles de nitrato próximos a 2.5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , muy inferiores a los de ciudades costeras (sobre todo mediterráneas), en la mayoría de las cuales son superiores a 3.5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Una posible explicación para este gradiente espacial se apoya en los mayores niveles de amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) característicos de la costa mediterránea y en especial del NE peninsular, consecuencia de las emisiones agrícolas y ganaderas de amoníaco (NH<sub>3</sub>). El amoníaco interacciona en la atmósfera con ácido nítrico gaseoso para formar nitrato amónico particulado (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>). De este modo, los máximos niveles de nitrato (4-6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) se detectan en áreas altamente industrializadas y urbanas del Mediterráneo mientras que en el resto de estaciones industriales (costa atlántica o cantábrica), urbanas y regionales se registran niveles de nitrato entre 2-3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , y los niveles mínimos se registran en una estación rural del norte de la Península Ibérica. Otra posible causa es la elevada humedad en zonas costeras, que puede favorecer la oxidación de NO<sub>x</sub> a ácido nítrico y la consiguiente formación de nitrato amónico.

Los niveles de amonio en las fracciones fina y gruesa son inferiores a 2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en la mayoría de estaciones analizadas, con excepción de aquellas zonas con elevadas emisiones de amoníaco agropecuario a escala regional y determinadas zonas industriales. Además del amonio agropecuario, las emisiones fugitivas del sistema de recogida de residuos sólidos urbanos, del alcantarillado y depuradoras, o las canalizadas del tráfico rodado como consecuencia de pérdidas de amoníaco de algunos sistemas catalizadores de los vehículos, pueden tener mucho efecto en la formación de nitrato amónico urbano, y por tanto en el incremento de los niveles de PM<sub>2,5</sub>. Se ha demostrado en este estudio que aunque las emisiones de NH<sub>3</sub> agropecuarias son muy importantes a escala regional, a escala urbana la concentración de amoníaco

en aire ambiente urbano (y por tanto la formación de nitrato amónico en  $PM_{2.5}$ ) está casi totalmente influenciada por emisiones urbanas (que pueden ser menos relevantes en el inventario de emisiones, pero que se producen dentro de la ciudad). Así pues, la reducción de los niveles de amoníaco en aire ambiente urbano es muy relevante para reducir los niveles de  $PM_{2.5}$ .

En el caso del aerosol marino, se observa la misma preferencia por la fracción gruesa que la observada en la materia mineral. Tal como era de esperar, los niveles en  $PM_{10}$  son especialmente reducidos en el interior peninsular (alrededor de  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) y se duplican en entornos costeros, alcanzando  $11.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en Canarias. La contribución del aerosol marino al  $PM_{10}$  en las estaciones ubicadas en la costa atlántica, costa de Baleares y suroeste de la cuenca mediterránea (Gibraltar, Melilla) alcanza niveles de entre 4 y  $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  como promedio anual. Los niveles de aerosol marino en  $PM_{2.5}$  son inferiores y siempre inferiores a  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Por último, en lo referente a elementos traza, en los entornos con menores niveles de contaminación (Monagrega, Bemantes y Montseny), los niveles de la mayoría de los elementos se encuentran entre  $0.1$  y  $10 \text{ ng}/\text{m}^3$ , y únicamente circonio (Zr), molibdeno (Mo), níquel (Ni), vanadio (V), titanio (Ti), bario (Ba), cobre (Cu), plomo (Pb), zinc (Zn) (en orden creciente) superan el valor de  $1 \text{ ng}/\text{m}^3$ . Los niveles de los elementos traza se incrementan con el grado de contaminación de origen antropogénico, hasta alcanzar a registrarse en algunas ocasiones niveles de Ti, cromo (Cr), manganeso (Mn), Cu, Zn, arsénico (As), estaño (Sn), tungsteno (W) y Pb 10 veces superiores a los registrados en estaciones de fondo rural. Tras comparar los resultados obtenidos en diferentes estaciones españolas es posible extraer las siguientes conclusiones:

1. Los niveles de antimonio (Sb), cobre (Cu), bario (Ba), zinc (Zn), estroncio (Sr) y titanio (Ti) son relativamente elevados en áreas urbanas respecto a otras zonas con influencia de emisiones industriales variadas. Ello es atribuible también al tráfico rodado. Así, los dos primeros se deben, sin duda, a las emisiones de la abrasión de los frenos, y los dos siguientes a la abrasión de los neumáticos, pues son utilizados típicamente como trazadores de dichas fuentes. Finalmente, los relativamente elevados niveles de Sr y Ti pueden deberse probablemente a la abrasión del firme de rodadura. Las concentraciones de Cu, Ba, Sb, Zn y Mn son generalmente superiores en el centro de la ciudad, donde los vehículos frenan con mayor frecuencia. Así pues, la elevada densidad de tráfico rodado y la acumulación de los productos de abrasión sobre el firme de rodadura han creado un nuevo escenario, en el que los niveles de los metales citados pueden ser más elevados en las aglomeraciones urbanas densamente pobladas y con intenso tráfico, que alrededor de determinados focos industriales.
2. Los niveles de cromo (Cr), manganeso (Mn), níquel (Ni), zinc (Zn), molibdeno (Mo), selenio (Se), estaño (Sn) y plomo (Pb) son relativamente elevados en áreas bajo la influencia de industrias del acero. Destaca especialmente el caso de Santander con respecto al Mn (elemento regulado por la OMS por sus propiedades oxidativas), donde se registra un promedio anual de  $166 \text{ ng}/\text{m}^3$  que contrasta con el valor límite de  $150 \text{ ng}/\text{m}^3$  establecido por la OMS (según un estudio llevado a cabo por el

- CSIC para el Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino). Estas elevadas concentraciones son debidas a la influencia de un foco industrial cercano.
3. Los niveles de vanadio (V), cromo (Cr), níquel (Ni) y molibdeno (Mo) son relativamente elevados en áreas bajo la influencia de industrias dedicadas a la producción de acero inoxidable. Los niveles de V y Ni en zonas costeras (La Línea, Algeciras, Melilla) podrían estar también relacionados con las emisiones de complejos petroquímicos y con la combustión de fueloil (centrales térmicas y/o transporte marítimo).
  4. Los niveles de arsénico (As), bismuto (Bi) y cobre (Cu) son relativamente elevados en zonas bajo influencia de la metalurgia del cobre. Asimismo, se han detectado niveles elevados de As en áreas en las que se produce combustión de carbón con fines residenciales (calefacciones, por ejemplo, en Madrid y Ponferrada).
  5. Los niveles de zinc (Zn) son relativamente elevados en zonas bajo la influencia de la metalurgia del zinc.
  6. Los niveles de vanadio (V) y níquel (Ni) son relativamente elevados únicamente en una de las zonas bajo influencia de complejos petroquímicos y/o transporte marítimo (Algeciras-La Línea, Melilla), y no en el resto (Cartagena, Huelva, Puertollano y Tarragona), en las que los niveles de estos dos elementos se encuentran dentro del rango habitual en estaciones urbanas.
  7. El área de producción cerámica en el este peninsular se caracteriza por los elevados niveles de zinc (Zn), arsénico (As), selenio (Se), zirconio (Zr), cesio (Cs), talio (Tl) y plomo (Pb), que resultan de la producción y uso de componentes de esmaltes cerámicos.
  8. Merece destacarse también, sin ser preocupante, los relativamente elevados niveles de talio (Tl) (elemento no regulado en calidad del aire pero de elevada toxicidad), alrededor de procesos industriales que utilizan materia prima mineral y la someten a alta temperatura.

### 3.4.3. Contribución de fuentes

La aplicación de modelos receptores a las bases de datos de especiación química de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2,5</sub> para la determinación de las contribuciones de las fuentes de emisión a los niveles en aire ambiente ha permitido identificar ocho fuentes principales: tráfico vehicular, materia mineral africana, materia mineral local, industria, sulfato secundario, nitrato secundario, aerosol marino, y emisiones domésticas y residenciales. Al margen de estas fuentes comunes a la mayoría de estaciones se ha identificado también la contribución de fuentes específicas para determinadas estaciones, como la quema de biomasa a escala residencial.

*Tráfico:* se trata de la fuente de partículas más generalizada en todas las estaciones de estudio, con contribuciones a la masa que oscilan entre el 10% y el 46% de PM<sub>10</sub>, y 6% y 48% de PM<sub>2,5</sub>, desde las estaciones de fondo regional a las orientadas al tráfico rodado. La fuente de tráfico vehicular engloba tanto las emisiones directas de partículas primarias desde el tubo de escape

de los vehículos como la resuspensión del polvo de carretera generada por la circulación de los mismos. Además, según los inventarios de emisiones, se estima que entre el 70% y el 80% de los nitratos de origen secundario en atmósferas urbanas son producto de las emisiones del tráfico, por lo que su contribución se ha añadido a la del factor primario de los motores de los vehículos, con un porcentaje variable en función del tipo de estación. Esta fuente es la principal causante de las superaciones de los valores límite de  $PM_{10}$  y  $PM_{2,5}$ , suponiendo más del 45% de la masa de PM en dichas superaciones.

*Materia mineral:* la materia mineral no africana, ni procedente del tráfico vehicular está asociada a procesos de emisión como el de la construcción y demolición (tanto emisiones directas, como las asociadas al transporte de materiales y de residuos), a la resuspensión de zonas semiáridas, no pavimentadas y parques, entre otros. La contribución de la materia mineral a los niveles de  $PM_{10}$  y  $PM_{2,5}$  se ha detectado en todas las zonas de estudio. En promedio, destacan las estaciones urbanas con un 15 al 20% de  $PM_{10}$ . En las zonas costeras, insulares y de fondo regional esta contribución suele ser menor. En  $PM_{2,5}$ , la contribución es inferior y está en la mayoría de los casos entre el 5 y el 10%. Esta fuente es en muchos casos otra de las causantes de las superaciones. Es de destacar que en España deberían mejorarse mucho las prácticas ambientales en demolición y construcción, tanto en obras de pequeña como de gran envergadura. Un ejemplo de impacto extremo de esta fuente fueron las obras del AVE a su paso por el Prat de Llobregat, donde causaron niveles de  $PM_{10}$  dos veces superiores al valor límite anual en 2007.

*Industrial:* la fuente industrial agrupa desde industrias específicas (metalurgia, cerámicas, generación eléctrica, petroquímicas, etc.) hasta las emisiones de los buques, dependiendo de la zona de estudio. Su contribución es máxima en determinados *hotspots* industriales (Puertollano, Bemantes, la zona cerámica del este, Huelva y Monagrega), donde se alcanzan valores desde 37 a 27% de  $PM_{10}$ , y algo inferiores en  $PM_{2,5}$ . La comparación de la contribución entre zonas es difícil, ya que en muchas zonas con bajo desarrollo industrial la contribución de la industria se detecta mezclada con los aportes de aerosoles secundarios de origen regional, mientras que en zonas industriales es posible identificar la contribución industrial de forma independiente. En zonas costeras (Barcelona, Melilla, Gibraltar, Palma), con elevadas emisiones de buques, tanto en el atraque como procedentes del tráfico marítimo (como Gibraltar), la contribución de estas a los niveles de  $PM_{10}$  y  $PM_{2,5}$  se estima entre el 3 y el 5%.

*Sulfato regional:* la fuente de sulfato secundario se asocia al transporte en la mesoescala (aportes regionales industriales) y a larga distancia de masas de aire, dado su elevado tiempo de residencia en la atmósfera. El sulfato amónico se produce en la atmósfera a partir de precursores gaseosos ( $SO_2$ , principalmente de la industria y de los buques, y  $NH_3$ , procedente en su gran mayoría de las emisiones agropecuarias). Consecuentemente, su contribución a los niveles de  $PM_{10}$  no presenta variaciones especialmente significativas entre las distintas estaciones de medida, y oscila en 17-23% en la mayoría de las zonas de estudio. En  $PM_{2,5}$ , la contribución del sulfato secundario oscila en 27-38% de la masa de partículas.

*Nitrato regional:* la fuente de nitrato regional secundario se asocia a la formación de nitrato amónico a partir de precursores gaseosos ( $NO_2$ , principalmente del tráfico vehicular y de

la industria, y NH<sub>3</sub>, procedente en su gran mayoría de las emisiones agropecuarias). En algunas estaciones esta fuente no se ha identificado, pues el nitrato amónico se ha agrupado con emisiones locales como tráfico rodado e industria. Su contribución a los niveles de PM<sub>10</sub> (descontando el atribuido al tráfico) presenta variaciones entre las distintas estaciones de medida, con contribuciones máximas en la costa mediterránea (10-16% de PM<sub>10</sub>). En PM<sub>2,5</sub>, la fuente de nitrato regional se identifica en un número limitado de zonas de estudio, con contribuciones variables en 5-18% de la masa.

*Domésticas y residenciales:* generalmente la contribución de estas fuentes a los niveles de PM en aire ambiente es muy baja, o está mezclada con las contribuciones de sulfato y nitrato regionales, o las del tráfico. Solamente se ha detectado esta contribución de forma aislada en un escaso número de emplazamientos donde aún se utiliza carbón con fines domésticos y residenciales (por ejemplo, Madrid). Dicha contribución puede llegar a suponer desde el 2% al 13% de PM<sub>10</sub> mientras que en PM<sub>2,5</sub> su contribución aumenta y supone desde el 5 hasta el 19%.

*Materia mineral africana:* la contribución de la materia mineral africana a los niveles de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2,5</sub> presenta un gradiente decreciente de sur a norte de la Península Ibérica independiente del tipo de estación de medida, con contribuciones a la masa de partículas que varían entre 3-16% de PM<sub>10</sub> y 2-10% de PM<sub>2,5</sub>.

*Aerosol marino:* el aerosol marino alcanza contribuciones máximas en zonas costeras e insulares atlánticas, llegando al 35% del PM<sub>10</sub> en las Palmas y 20% en Santander. La zona insular mediterránea puede registrar contribuciones de aerosol marino de 16% de PM<sub>10</sub> (Palma de Mallorca), mientras que la costa mediterránea peninsular y africana alcanza valores en el rango de 5 a 15% de PM<sub>10</sub>, con valores superiores próximos al estrecho de Gibraltar. En el centro de la península estas contribuciones están generalmente por debajo de 5%. En lo referente a PM<sub>2,5</sub>, casi todas las zonas de estudio presentan contribuciones de aerosol marino inferiores al 3%, excepto Santander, la zona de Gibraltar y las Palmas donde se registran contribuciones del 8 al 13%.

Así pues, si excluimos las zonas industriales, donde emisiones canalizadas o fugitivas bien conocidas pueden causar el problema de superación de los valores límite de PM, en la mayoría de las estaciones urbanas son el tráfico rodado y la demolición y construcción los causantes de las superaciones.



# 4

Soluciones: medidas para  
la mejora de la calidad del aire  
en lo referente a PM y NO<sub>2</sub>



## 4.1. Sector transporte (rodado)

# 4

Aunque para la elaboración de esta revisión sobre las posibles estrategias de reducción de emisiones de contaminantes atmosféricos del transporte se han consultado diferentes fuentes, gran parte de la información expuesta se ha obtenido de los siguientes informes o estudios:

- Conclusiones de las jornadas sobre Planes de Mejora de la Calidad del Aire, organizadas en Ecofira, Valencia, 17 y 18 de febrero de 2011.  
<http://www.cma.gva.es/web/indice.aspx?nodo=72006&idioma=C>
- Estudio interno sobre posible reducción del número de vehículos en zona urbana, del Ajuntament de Barcelona: *¿Cuántas emisiones es posible reducir?*  
<http://www.cma.gva.es/web/indice.aspx?nodo=72046&idioma=C>
- Conclusiones de las jornadas sobre Planes de Mejora de la Calidad del Aire en lo referente a NO<sub>2</sub>, organizadas en Bruselas los días 14 y 15 de abril de 2010.  
[http://circa.europa.eu/Public/irc/env/ambient/library?l=/events/workshop\\_14-15\\_2010&vm=detailed&sb=Title](http://circa.europa.eu/Public/irc/env/ambient/library?l=/events/workshop_14-15_2010&vm=detailed&sb=Title)
- Nagl, C., Moosmann, L., Schneider, J., 2007. Assessment of plans and programs reported under 1996/62/EC – final report. Service contract to the European Commission, DG Environment Contract No. 070402/2005/421167/MAR/C1. REPORT REP-0079. Vienna, Umweltbundesamt GMBH, <http://ec.europa.eu/environment/air/ambient.htm>, ISBN 3-85457-876-8, 139 pp.
- *El tráfico Rodado y la calidad del aire (Fundación Gas Natural 2006).*
- Dos informes del grupo de trabajo en PM del Convenio de Ginebra, UNECE, a saber: *Technical measures to reduce particulate matter emissions of the transport sector*, y *Non-technical measures to reduce transport-related particle emissions* (UNECE, 2003).
- *Future diesel: Exhaust gas legislation for passenger cars, light duty commercial vehicles, and heavy duty vehicles. Upgrading limit values for diesel vehicles.* Elaborado por Umwelt Bundes Amt für Mensch und Umwelt. Federal Agency, julio de 2003. Editado por Stefan Rodt UBA section I.3.2 (UBA, 2003).
- *Clean Diesel Technology: Progress and Potential.* Allen Schaeffer, mayo de 2004, Environmental Monitoring p 19-28 (Schaeffer, 2004).



- *II Posición Común en PM de la CE*. Programa Clean Air For Europe (CAFE). Dirección General de Medio Ambiente de la CE (EC, 2004).

Los planes de reducción de emisiones del sector transporte han de contemplar conjuntamente los contaminantes CO<sub>2</sub>, CO, NO<sub>x</sub>, VOC, NH<sub>3</sub> y material particulado atmosférico (PM), ya que en algunos casos determinadas intervenciones tecnológicas para reducir las emisiones de uno de ellos puede conllevar el incremento de otro. Así, por ejemplo, el incremento marcado del consumo de biodiésel para reducir las emisiones de CO<sub>2</sub> puede ocasionar un incremento de las emisiones de NO<sub>x</sub>; la aplicación de filtros de partículas de tipo CRT (*Continuously Regenerating Trap*) para reducir emisiones de PM puede conllevar un incremento marcado de las emisiones de NO<sub>2</sub> primario; y el incentivo de la compra de vehículos con bajas emisiones de CO<sub>2</sub> puede dirigir a los ciudadanos a la compra de vehículos con motores diésel, con mayores emisiones de PM y NO<sub>2</sub>.

Además se ha de tener en cuenta que las emisiones del tráfico no solo se deben a aquellas generadas por el motor. Las soluciones tecnológicas sugeridas por muchos planes de reducción de emisiones del sector transporte para reducir las emisiones de vehículos (especialmente diésel) no contemplan las no relativas al motor. Se ha de tener en cuenta que, como media, alrededor del 50% de la contribución de las emisiones del tráfico rodado a los niveles de PM<sub>10</sub> (material particulado atmosférico de diámetro aerodinámico inferior a 10µm) se debe a las emisiones de los motores de los vehículos, mientras que el otro 50% se debe a la resuspensión del material sedimentado en la carretera y al desgaste de frenos, firme de rodadura y ruedas (Amato *et al.*, 2009b). Esta proporción de emisiones por abrasión se reduce ligeramente en PM<sub>2,5</sub>, pero continúa siendo importante dado que la mayor parte de los productos de abrasión de los frenos se emite en forma de partículas finas (PM<sub>2,5</sub>). En el caso de vehículos de gasolina, aunque en cantidades absolutas estos tipos de motores suelen emitir menos NO<sub>x</sub> y PM que los diésel, las emisiones de PM de abrasión y de VOC (precursores de PM secundario) por evaporación del combustible son importantes. La reducción de estas emisiones no canalizadas es un problema mucho más complejo, y probablemente las estrategias más efectivas para actuar sobre ellas se basan en la reducción de la intensidad y densidad del tráfico (soluciones no tecnológicas). Cabe resaltar, por tanto, que las normas de emisión de vehículos no contemplan las emisiones por desgaste de ruedas, frenos y firme de rodadura, a pesar de que estas pueden suponer un volumen similar al emitido por los motores.

Así pues, se ha de exponer claramente que, aunque las medidas tecnológicas que posteriormente se describen pueden llegar a tener un efecto muy marcado en la reducción de emisiones de contaminantes de motores en vehículos nuevos o relativamente nuevos y en las flotas de vehículos de transporte público, construcción/demolición y servicios (recogida de residuos, limpieza, autobuses escolares, etc.), las medidas con mayor efectividad en la disminución de las emisiones y, por tanto, en la mejora de la calidad del aire son las no tecnológicas.

Las medidas tecnológicas son aconsejables como acciones a tomar por los fabricantes de vehículos para adaptarse a las nuevas normas y por los planes de mejora de calidad del aire

para reconvertir vehículos (públicos o no) contaminantes en menos contaminantes mediante la aplicación de tecnologías limpias a vehículos pesados en circulación. Su aplicación masiva, como en la flota de autobuses de Londres entre 2000 y 2005, permite reducir una parte de las emisiones del transporte.

Sin embargo, existen algunos factores que hacen que estas medidas no sean suficientes para reducir los niveles de contaminantes en aire ambiente en zonas urbanas hasta los niveles exigidos por la legislación de calidad del aire. Así gran parte de las emisiones de contaminantes procedentes del tráfico rodado en áreas urbanas son atribuibles a vehículos ligeros y pesados de cierta antigüedad; y como se ha expuesto un volumen importante de las emisiones del tráfico procede del desgaste de ruedas, frenos, firme de rodadura y de la resuspensión del material depositado en la carretera. Ninguna medida tecnológica actual permite reducir estos tipos de emisiones.

En muchos planes de mejora de la calidad del aire se considera que las medidas tecnológicas deben ser usadas como medidas adicionales, ya que su efecto en la reducción de emisiones puede ser mínimo si el parque de vehículos crece, como ocurre en muchas de nuestras ciudades. En muchos de dichos planes se consideran como medidas prioritarias para la mejora de la calidad del aire aquellas no tecnológicas. Ejemplos de este tipo de medidas son las acciones encaminadas a reducir la densidad del tráfico rodado, definir zonas urbanas en las que se prohíba la circulación de los vehículos más contaminantes (anteriores a EURO 2, por ejemplo), incrementar la capacidad de medios de transporte con emisiones bajas (metro, tranvía, tren, bicicletas y otros tipos de transporte no motorizado), prohibir la circulación de transporte privado en días de elevada contaminación, implantar zonas peatonales, incentivar la retirada de la circulación de vehículos contaminantes, o la aplicación de estrategias de reducción de los límites de velocidad, entre otras acciones.

El informe de Nagl *et al.*, 2007 realizado para la CE con el fin de revisar las estrategias de mejora de calidad del aire aplicadas por los Estados Miembros, así como su efectividad, resalta las siguientes como las actuaciones no tecnológicas más aplicadas:

- Zonas de bajas emisiones (Berlín, Munich, ciudades de Suecia, Londres y alrededor de otras 70 ciudades en Europa).
- Peaje de congestión (Londres, Estocolmo).
- Restricción de tráfico durante episodios de contaminación (Graz-Austria, Bolzano-Italia).
- Restricciones de límites de velocidad (Graz, Viena, Berlín, Munich, París, Amsterdam-Rotterdam, Barcelona).
- Mejora del transporte público y de transportes ecológicos (varias ciudades).

El informe concluye que:

a) Es muy importante que, precediendo al plan de mejora, se desarrollen extensas campañas de divulgación social del problema de la calidad del aire a resolver, y se comunique a los ciudadanos la necesidad de aplicación de acciones que pueden influir en su movilidad, pero que son imprescindibles para mejorar la calidad del aire. Sin esta campaña intensiva

preliminar de concienciación ciudadana, el cumplimiento de las medidas que posteriormente entrarán en vigor puede verse seriamente reducido. Además, la experiencia de la aplicación de muchos planes muestra que los clubes de automovilistas reaccionan negativamente frente a muchas de las acciones, e incluso llegan a orquestar campañas de oposición a las mismas.

b) También es evidente que el transporte público ha de estar completamente desarrollado para ofrecerlo como modo de transporte alternativo antes de aplicar actuaciones para disminuir el transporte privado.

c) La principal medida que tiene que abordar un plan de mejora de la calidad del aire es aquella encaminada a disminuir la densidad del tráfico rodado en zonas céntricas. Como se ha expuesto en capítulos anteriores, la densidad de vehículos en las ciudades españolas llega a alcanzar 6.100 turismos/km<sup>2</sup> (Barcelona, con una flota de 617.000 turismos), 2.600 turismos/km<sup>2</sup> (Valencia, 356.000) o 2.300 turismos/km<sup>2</sup> (Madrid, 1.400.000), mientras que en la mayor parte de las grandes ciudades europeas dicha densidad se sitúa alrededor de 1.500 turismos/km<sup>2</sup>, aun teniendo parques de vehículos muy superiores en número a la mayoría de las ciudades españolas (Londres, 2.400.000 turismos en 2001; Roma, 1.900.000 en 2002; Berlín, 1.226.000 en 2006).

Por tanto, y como se ha demostrado en capítulos anteriores, el principal problema de calidad del aire en las ciudades españolas en lo referente a NO<sub>2</sub> y PM es la gran densidad del tráfico causada por la propia estructura urbana compacta y el crecimiento continuo de la flota de vehículos. Además, la arquitectura urbana de las ciudades españolas, con frecuentes vías de circulación intensa muy encajonadas, hace que las condiciones atmosféricas sean muy desfavorables para la dispersión de contaminantes debido al apantallamiento de los edificios en vías relativamente estrechas. Por otra parte, otro problema muy relevante (en este caso tecnológico) es la gran “dieselización” del parque de vehículos en España comparado con otros Estados Miembros. Ello hace que las emisiones de NO<sub>2</sub> primario y secundario sean muy elevadas ya en las propias vías de circulación.

Dadas estas circunstancias es muy importante que para mejorar la calidad del aire no se utilicen criterios únicamente de disminución de emisiones globales del tráfico rodado (con base en inventarios) sino que estas disminuciones se focalicen principalmente en las zonas céntricas de las aglomeraciones urbanas en donde quizá no haya vías de tránsito tan intenso como en las circunvalaciones, pero la densidad de vehículos por km<sup>2</sup> es muy alta y, por tanto, la exposición de la población también lo es.

#### 4.1.1. Contaminantes emitidos por el sector transporte relevantes en calidad del aire

Los NO<sub>x</sub> son emitidos en gran medida por la combustión de los motores de vehículos, especialmente los diésel y, entre estos, los vehículos pesados. Además de su impacto en los niveles de NO<sub>2</sub> en aire ambiente, la oxidación posterior del NO<sub>2</sub> da lugar a la formación de nitrato

(particulado) y, por consiguiente, al incremento de los niveles de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2,5</sub>. Como se ha demostrado anteriormente, el NO<sub>x</sub> es un parámetro clave en la calidad del aire urbano, especialmente en zonas de tráfico intenso.

Al igual que para NO<sub>x</sub>, en una ciudad los compuestos particulados de carbono (OM+EC, materia orgánica y carbono elemental) son emitidos en gran proporción por el tráfico y en particular por los vehículos diésel, concretamente los pesados. Por tanto, para reducir los niveles de estos compuestos carbonosos en PM es necesario actuar sobre estos focos. Se ha de resaltar que los motores diésel son también la principal fuente de emisiones de partículas ultrafinas, es decir, aquellas con un tamaño inferior a 0.1 μm, o 100 nm. La moda granulométrica de dichas emisiones se sitúa alrededor de 50 nm, si consideramos la concentración en número de partículas. Una vez emitidas, estas partículas tienden a aglomerarse y a servir de sustrato de concentración de material particulado secundario generado a partir de precursores volátiles. Además de estas emisiones de partículas ultrafinas, el tráfico rodado puede generar nuevas partículas por nucleación de partículas secundarias a partir de la emisión de fases gaseosas orgánicas e inorgánicas, incrementando muy marcadamente la concentración de nanopartículas (<50 nm), sobre todo en el rango <20 nm.

Como se ha demostrado en capítulos anteriores, en España existe un problema importante de resuspensión generada por el tráfico de materia mineral urbana, de origen claramente antrópico (erosión del firme de rodadura por tráfico, abrasión de frenos, demolición, construcción...). Estas emisiones, además de incrementar los niveles de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2,5</sub>, presentan elevadas concentraciones de metales, como Cu, Sb, Fe, Mn, Zn y Ba. Las condiciones climáticas de España y sobre todo la baja pluviometría dificultan la extracción de estas partículas del ambiente urbano. Por tanto, las actuaciones para reducir los niveles de materia mineral en entornos urbanos se han de centrar en la regulación del tráfico y de las emisiones de la construcción/demolición (Amato *et al.*, 2009b).

Otra consideración importante a tener en cuenta es que a pesar de que los especialistas en emisiones contemplan el PM y los gases reactivos, como NO<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub> y VOC, como problemas independientes, el destino final de una gran proporción de las emisiones de estos dos últimos contaminantes gaseosos es la generación de PM secundario. Así, alrededor del 70% del PM<sub>2,5</sub> urbano está constituido por componentes que no han sido emitidos en forma sólida, sino que se han generado a partir de precursores gaseosos (principalmente NO<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub>, VOC y SO<sub>2</sub>). Por tanto es muy importante abordar estrategias que conlleven la disminución de los gases precursores para conseguir disminuir los niveles de PM en aire ambiente.

Como se ha expuesto en apartados anteriores. Los nuevos factores de emisión de NO, NO<sub>2</sub> y NO<sub>x</sub> de vehículos diésel (Update for the Handbook on Emission Factors V3, HBEFA, <http://www.hbefa.net>) basados en determinaciones experimentales en circuitos urbanos reales (de Alemania, Austria, Suiza y Noruega) de conducción y para el ciclo de conducción europeo (European driving cycle, NEDC), muestran que en circuitos urbanos reales las emisiones de NO<sub>2</sub> de los vehículos EURO 1 a 5 no se han reducido. Por tanto, en condiciones reales de conducción, aunque se disponga de flotas muy renovadas de vehículos diésel de

pasajeros y de vehículos de carga ligeros, las emisiones de  $\text{NO}_2$  seguirán siendo muy elevadas, incluso en algunos casos pueden llegar a ser superiores a las del parque a renovar. Este hecho supone un gran problema para la efectividad de las zonas de baja emisión si no se aplican medidas complementarias para que se eviten motores diésel en la renovación de los vehículos afectados por las zonas de baja emisión.

Con relación a lo expuesto se concluye que, actualmente, las medidas más efectivas para la mejora de la calidad del aire en lo referente a  $\text{NO}_2$  son las no tecnológicas, es decir, la reducción de la densidad de circulación de vehículos en la zona urbana. Así, en ciudades alemanas con una elevada proporción de vehículos diésel similar a la de España, se ha concluido recientemente que en vías de tráfico intenso con baja dispersión del aire (*street canyons*) es necesario reducir el volumen de tráfico en un 75% para cumplir los valores límite de calidad del aire en lo referente a  $\text{NO}_2$  (Dr. P. Bruckamnn, comunicación personal). Otra posibilidad es reducir marcadamente la proporción de vehículos diésel de la flota, como en Berlín, donde se ha logrado mantener el porcentaje de vehículos diésel por debajo del 35%, mientras que la mayor parte de ciudades españolas y alemanas alcanzan casi el 60%. Otras ciudades como Estocolmo o Londres nunca han llegado a una proporción tan elevada de vehículos diésel.

La nueva norma EURO 6/VI, que sí reduce realmente las emisiones de  $\text{NO}_2$  de los vehículos diésel de pasajeros, tiene prevista su entrada en vigor a partir de 2015. Si se forzara el adelanto de la entrada de estos nuevos límites de emisión para 2012, se conseguirían efectos considerables en la aplicación de las zonas de baja emisión. De lo contrario, y como se ha calculado para Austria, el efecto de las altas emisiones de  $\text{NO}_2$  de los vehículos de pasajeros y de comerciales ligeros diésel EURO 5 impedirá reducir significativamente las emisiones hasta 2015. No obstante actualmente (noviembre de 2011) existen ya algunos modelos de turismos que cumplen ya la norma EURO 6 y es de prever que cada vez sean más estos vehículos antes de la entrada en vigor de la citada norma en 2015.

Todos los resultados expuestos muestran que es necesario disminuir las emisiones del tráfico rodado para cumplir los objetivos de aire ambiente de  $\text{NO}_2$  en la mayoría de las ciudades españolas. El esfuerzo ha de ser muy grande debido a las altas emisiones de los vehículos modernos diésel de pasajeros y a la gran dieselización de nuestro parque de vehículos. También, la disminución no ha de seguir criterios puramente cuantitativos de reducción de emisiones del inventario de emisión. Por el contrario, deberá seguir criterios cualitativos, tales como priorizar la disminución de emisiones en zonas céntricas, vías próximas a centros escolares, edificios públicos, centros de trabajo...; así como planificar la distribución de la red de transporte público para minimizar la posibilidad de crear puntos negros de exposición de  $\text{NO}_2$  por concentración de emisiones de motores.

En este capítulo vamos a exponer posibles medidas tecnológicas y no tecnológicas para la mejora de la calidad del aire. Las primeras van dirigidas a reducir emisiones de combustión por unidad de motor (por el momento no de abrasión, ni fugitivas del depósito de combustible) y aunque es aconsejable su aplicación (tanto para medidas con efecto a corto, como medio y largo plazo), las medidas más efectivas son siempre las no tecnológicas. El objetivo

de estas últimas es reducir el transporte privado dentro de la ciudad, mediante: a) la mayor explotación de otros sistemas de transporte, como el público o la bicicleta; b) el establecimiento de incentivos para los vehículos con varios pasajeros; c) el diseño de ciudades y áreas periféricas con infraestructuras de transporte adecuadas; y d) el diseño de ciudades que incorpore la distribución espacial de los posibles niveles de exposición de contaminantes, para evitar solapar áreas de tráfico denso con centros de ocio, escolares, locales públicos u otros tipos de centros en los que los ciudadanos ocupen una proporción importante del día.

## 4.1.2. Medidas generales

### 4.1.2.1. Desarrollar los Planes de Mejora de Calidad del Aire a escala metropolitana en vez de a nivel municipal

En las grandes ciudades españolas una proporción muy elevada (en ocasiones superior al 50%) de la movilidad urbana se debe a desplazamientos desde zonas residenciales periféricas extramunicipales a la ciudad y viceversa. Además en el caso de los desplazamientos interurbanos la proporción de vehículos diésel es aún más elevada por el menor coste del combustible. Por tanto, a la hora de crear o mejorar el transporte público interurbano o implantar carriles bus o de alta ocupación, no solamente es necesaria la Administración Local de la ciudad sino de las ciudades circundantes.

### 4.1.2.2. Campañas de concienciación e información a la ciudadanía

Es básico convencer a la población de la necesidad de cambiar los hábitos de transporte debido a la necesidad de mejora ambiental. Sin ser alarmistas estas campañas deben contar con el apoyo del sector sanitario para destacar las posibles mejoras en la salud de la población. Una medida importante en esta fase es la promoción de la conducción eficiente.

### 4.1.2.3. Diseño de planes de reducción de emisiones para la mejora de la calidad del aire con base en estudios receptores, y no puramente con base en los inventarios de emisión

El diseño de planes de mejora con base únicamente en los inventarios de emisiones constituye la principal limitación de los mismos, ya que en las ciudades las mayores emisiones de contaminantes son generadas por el tráfico en las circunvalaciones o por actividades industriales (por ejemplo, focos estacionarios de generación eléctrica). Sin embargo, la mayor parte de la población no se ve afectada por este tipo de emisiones, sino por las emisiones del centro urbano (aunque en tonelaje del inventario sean inferiores a las otras). Ello se debe a que, aunque las emisiones del centro urbano sean inferiores, se producen de manera próxima y difusa en el área urbana, donde la población está expuesta.

#### 4.1.2.4. Fomento de planes de movilidad sostenible en empresas

Desarrollo de planes de movilidad para empresas y polígonos industriales o empresariales, con criterios ambientales.

### 4.1.3. Medidas de primer nivel

#### 4.1.3.1. Mejora del transporte público en vías a cubrir las necesidades de transporte de tres tipos de ciudadano

En una gran proporción de planes de mejora de calidad del aire las primeras medidas a tomar, antes de modificar la movilidad de los vehículos particulares, se centran en la mejora del transporte público.

Se propone considerar las necesidades de transporte público de tres tipos de ciudadanos.

a) *Ciudadano que vive y trabaja en la ciudad.* Muchas ciudades españolas gozan de un transporte público realmente bueno, por tanto hay que hacer campañas para convencer a la población de las ventajas ambientales de dicho transporte. Estas deben ir acompañadas de una mejora de la frecuencia, extensión de las redes de transporte y campañas de mejora de precios y de combinación de medios de transporte, así como billetes infantiles gratuitos e incentivos a empresas para que incluyan el transporte público en sus convenios laborales.

b) *Ciudadano que vive en zona residencial periférica y trabaja en centro ciudad, pero tiene fácil acceso al transporte público.* Hay que mejorar en muchos casos la frecuencia y velocidad de las redes de cercanías, tranvías, metros y autobuses interurbanos, así como crear una política agresiva de precios y de combinación de medios de transporte. Crear grandes aparcamientos disuasorios y gratuitos en las estaciones de transporte público periféricas. Crear carriles bus en vías interurbanas para facilitar el incremento de la velocidad de transporte interurbano.

c) *Ciudadano que vive en zona residencial periférica y trabaja en centro ciudad, pero no tiene fácil acceso al transporte público.* Hay que crear o ampliar las redes de autobuses interurbanos con precios competitivos. Estas redes de transporte pueden crearse rápidamente, y a largo plazo se debería tender a consolidar las nuevas redes con mayor volumen de pasajeros con redes de cercanías, metro o tranvía, más costosas y lentas en cuanto a su instauración. Crear grandes aparcamientos disuasorios (que eviten que el vehículo privado acceda al núcleo urbano) y gratuitos en las estaciones de transporte público periféricas. Crear carriles bus y VAO (vías para vehículos de alta ocupación por las que solo pueden circular vehículos con un mínimo de ocupantes) en vías interurbanas para facilitar el incremento de la velocidad de transporte interurbano y el incremento del ratio pasajeros/vehículo.

Los carriles bus y VAO instaurados en zonas de acceso a grandes ciudades en España han sido muy efectivos en cuanto a que acortan considerablemente el tiempo de desplazamiento desde la periferia a la ciudad. Ello ha hecho que muchos usuarios del vehículo privado para

desplazarse a la ciudad aparquen su vehículo durante la semana y se desplacen en autobús. Es conveniente que para su instauración no se añada un carril nuevo a la vía sino que se habilite uno de los existentes para el tráfico de los autobuses o como carril VAO.

Los carriles VAO suelen estar en los tramos de autovías o autopistas más próximos a los núcleos urbanos. Están destinados a los vehículos que cumplen unas determinadas características según su carga o capacidad de ocupantes. Se recomienda un mínimo de tres ocupantes por vehículo. La circulación por estos carriles de los turismos y motocicletas está autorizada siempre que cumplan las condiciones de ocupación establecidas para dicho carril, además de por el transporte público y de urgencias.

En el ámbito europeo se pueden citar las siguientes actuaciones para la mejora del transporte público (Nagl *et al.*, 2007):

- Incremento de la frecuencia de autobuses, trenes y metro.
- Favorecer el transporte eléctrico por vía férrea frente al de los vehículos de combustión. Esta medida requiere de la construcción de infraestructuras y se puede considerar como una medida de efecto a largo plazo.
- Reemplazamiento de la flota de autobuses por otra de emisiones muy inferiores y mayor confort para el pasajero. Como medida complementaria, pueden equiparse con filtros y SCR (reducción catalítica selectiva) los autobuses diésel existentes (véanse medidas tecnológicas en apartados sucesivos).
- Mejora de la cobertura espacial de las líneas, especialmente como complemento con líneas adicionales en casos de restricción a vehículos particulares a zonas ambientales.
- Incentivos económicos. En algunas ciudades como Graz se redujo el coste del billete en el transporte público cuando se aplicaron los planes y programas. En España se redujo el precio de los billetes de cercanías para reducir el consumo de combustible fósil. En otros Estados Miembros la justificación del gasto en transporte público da derecho a una desgravación de impuestos.
- Implantación de los billetes combinados para diferentes medios de transporte, no solo a escala urbana sino metropolitana.
- Información sobre la disponibilidad de transporte público, apoyada por campañas intensivas de divulgación, especialmente para empresas con empleados que habiten en la ciudad y viceversa.
- Prueba piloto en 2009 en Colonia, Alemania, de 10.000 billetes diarios de ida y vuelta gratuitos (*job tickets*) para trabajadores.

Muchas de estas estrategias son válidas para la mayor parte de las ciudades españolas y tienen como efectos colaterales beneficiosos la disminución del ruido y de las emisiones de CO<sub>2</sub>. Esto se debe a que el volumen de las emisiones totales generadas por la flota de vehículos privados es, por lo general, superior al del transporte público. Así TMB, en Barcelona, consume una cantidad de energía parecida a una ciudad de 150.000 habitantes, equivalente al 9% de toda la ciudad de Barcelona. Esta energía se utiliza para absorber el

49% de los desplazamientos urbanos y, por tanto, el sistema es energéticamente muy eficiente. Sin embargo, las redes de transporte urbano pueden siempre reducir sus emisiones contaminantes.

En España creemos adecuado proponer una serie de medidas de aplicación simultánea o consecutiva para la mejora del transporte público: mejora de la frecuencia y velocidad de las redes de cercanías, tranvías, metros y autobuses interurbanos. Se recopilan a continuación:

- Ampliación de la extensión de las redes de transporte.
- Creación de carriles bus y VAO en vías interurbanas para facilitar el incremento de la velocidad de transporte interurbano.
- Coordinación entre medios de transporte público, como, por ejemplo, entre los horarios de autobuses que conectan zonas residenciales con estaciones de tren y horarios de los trenes.
- Implantación de billetes combinados para diferentes medios de transporte.
- Incentivos económicos en los títulos de transporte.
- Títulos de transporte infantil gratuitos.
- Información sobre disponibilidad de transporte público, apoyada por campañas intensivas de divulgación, especialmente para empresas con empleados que habiten en la ciudad y viceversa.
- Inclusión del transporte público en la negociación de convenios laborales empresariales.
- Diseño eficiente y energético de la red, evitando concentración de líneas en sentido radial en zonas céntricas y favoreciendo estructuras ortogonales. La estructura radial incrementa alrededor de un 20-30% el número de kilómetros a recorrer y densifica las emisiones en las zonas céntricas.
- Creación de un marco normativo de financiación del transporte público.
- Fomento del ferrocarril como medio de transporte metropolitano.

#### 4.1.3.2. Actuaciones urgentes sobre la fiscalidad del combustible para reducir el porcentaje de vehículos de pasajero diésel (con mayores emisiones de NO<sub>2</sub> y PM que los de gasolina)

El diésel es un vehículo ecológico desde el punto de vista de menor consumo de combustible y menores emisiones de CO<sub>2</sub>, pero presenta mayores emisiones en PM y NO<sub>2</sub>. Es de especial relevancia que los motores diésel de vehículos de pasajeros actuales (EURO 5, normativa de emisiones desde 2009) emiten niveles más altos de NO<sub>2</sub> que los antiguos. Por ello hay que encontrar un equilibrio razonable entre los vehículos diésel y los de gasolina. En España en 2010, alrededor del 70% de las matriculaciones de vehículos fueron diésel, y, por tanto, ello conlleva unas emisiones de NO<sub>2</sub> muy altas. Esta alta proporción no solo afecta a las emisiones de NO<sub>2</sub> sino que el 50% del consumo de gasóleo en España ha de importarse y por el contrario una gran proporción de la producción de gasolina se ha

de exportar. En España la proporción de la flota de coches con motores diésel es de alrededor del 45%, mientras que en otros países como Reino Unido y Suecia no sobrepasa el 15%. Además la proporción de vehículos diésel en desplazamientos interurbanos se incrementa al 70% (Ajuntament de Barcelona) debido a que la fiscalidad actual de este combustible hace que estos motores sean más rentables para este tipo de desplazamiento.

Se sugieren las siguientes modificaciones:

- *Modificación del impuesto de matriculación* para introducir criterios ambientales en los tipos impositivos, con el objetivo de bonificar las categorías de vehículos con menores emisiones a la atmósfera de contaminantes (gases de efecto invernadero como el dióxido de carbono y otros contaminantes como partículas en suspensión y dióxido de nitrógeno).

El modelo de impuesto de matriculación propuesto (tabla 4.1) es una evolución del actualmente vigente, al que se le añade una diferenciación según el tipo de tecnología que utilice el vehículo, de modo que se elimina la ventaja impositiva que le otorga el actual impuesto a los vehículos diésel y se asimila en mayor medida a la legislación de diferentes países europeos.

**Tabla 4.1.** Propuesta de modelo de impuesto de matriculación

	Epígrafe 1°	Epígrafe 2°	Epígrafe 3°	Epígrafe 4°
Motor encendido por compresión	<110gCO <sub>2</sub> /km	110<gCO <sub>2</sub> /km<150	150<gCO <sub>2</sub> /km<190	>190gCO <sub>2</sub> /km
Motor encendido por chispa	<125gCO <sub>2</sub> /km	125<gCO <sub>2</sub> /km<175	175<gCO <sub>2</sub> /km<220	>220gCO <sub>2</sub> /km
Motor eléctrico	Todos	-	-	-

Los epígrafes 1 a 4 corresponden a los expuestos en el artículo 70 de la ley 34/2007 referente a impuestos de matriculación.

Por otra parte, de cara a incentivar la compra de vehículos con menores emisiones, y de acuerdo a la definición de vehículo ligero ecológicamente avanzado, todo aquel vehículo que cumpla la norma EURO de emisiones contaminantes posterior a la vigente podrá beneficiarse de la tasa impositiva aplicable a un epígrafe inferior respecto al calculado según sus emisiones de CO<sub>2</sub>.

Los vehículos híbridos enchufables se benefician de una reducción de epígrafe del mismo modo que los vehículos ligeros ecológicamente avanzados.

- *Modificación del impuesto de vehículos de tracción mecánica (circulación)* para introducir criterios ambientales en los tipos impositivos, con el objetivo de bonificar las categorías de vehículos con menores emisiones a la atmósfera de contaminantes (gases de efecto invernadero como el dióxido de carbono y otros contaminantes como partículas en suspensión y dióxido de nitrógeno).

Para ello se ha de revisar el artículo 95 de la Ley Reguladora de Haciendas Locales. La propuesta consiste en una distribución de las cuotas en función de los niveles de emisión de CO<sub>2</sub> y la normativa EURO sobre homologación de vehículos (tabla 4.2).

**Tabla 4.2.** Propuesta de modificación del impuesto de vehículos de tracción mecánica (circulación)

EURO 6		EURO 5		EURO 4		EURO 3		EURO 2		EURO 1 o anterior	
Gasolina	Diésel	Gasolina	Diésel								
T1	T2	T1	T5	T3	T6	T4	T7	T7	T8	T8	T8

Dentro de este esquema (tabla 4.2), cada vehículo tendrá una cuota (T1-T8) aplicable a su potencia, en euros por cada kilowatio, según la norma EURO que cumpla y la tecnología del vehículo, en lugar del actual sistema que discrimina por rangos de cilindrada. Estas cuotas serán crecientes desde la T1 a la T8, aplicándose a estas lo dispuesto en los puntos 2 y siguientes del artículo 95 de la citada Ley.

Además, se modificará el artículo 95 apartado 6 de tal manera que la bonificación pueda alcanzar el 100% de la cuota resultante para los vehículos que utilicen gas como combustible, vehículos híbridos y los vehículos de motor eléctrico o de emisiones nulas.

Se pueden plantear exenciones para vehículos con combustibles alternativos, como GNC, GLP o E85, por ejemplo.

- *Revisión del impuesto sobre hidrocarburos.* Se recomienda actuar fiscalmente sobre los precios del combustible para equilibrar la tasa gasolina/gasóleo.

Los vehículos diésel tienen menor consumo de combustible y menores emisiones de CO<sub>2</sub>, pero presentan mayores emisiones en PM y NO<sub>2</sub>. La fiscalidad actual beneficia el consumo de este combustible frente a la gasolina.

Se pretende que el impuesto especial que grava a ambos combustibles sea equivalente. Así se reducirá también el uso de vehículos de gran cilindrada con motores diésel en transporte privado interurbano.

#### 4.1.3.3. Detección de vehículos más contaminantes en las Inspecciones Técnicas de Vehículos (ITV) para corregir defectos y reducir emisiones

Estudios realizados en zonas urbanas de España han demostrado que en el parque circulante existe un 3% de vehículos, tanto antiguos como modernos, con emisiones muy superiores a las permitidas en su homologación debido a desajustes del motor y falta de mantenimiento adecuado. Corregir ese 3% de vehículos anómalos puede suponer reducir el 12% las emisiones (Ajuntament de Barcelona).

La inspección de los niveles de emisión de NO<sub>2</sub> y PM<sub>10</sub> contaminantes en la ITV o bien por cuerpos de inspección de emisiones de vehículos en la policía local de las grandes ciudades es muy compleja ya que estas inspecciones de emisiones deben realizarse en ciclos de conducción específicos (NEDC) para ver si un vehículo cumple su respectiva norma EURO. Ello sería además muy costoso. Los vehículos se homologan en emisiones según procedimientos largos y costosos que no pueden ser reproducidos de nuevo a lo largo de su vida. Solo se homologa una unidad de cada serie. Se establecen unos controles de producción para asegurar estadísticamente que los vehículos fabricados mantienen los valores de homologación. Pero es admisible que un vehículo concreto pueda tener emisiones mayores que las de homologación por la razonable y aceptable dispersión de las tolerancias de fabricación. Por todo ello el control rutinario de las emisiones es prácticamente inabordable a nivel de ITV.

Entre las posibles alternativas, destacamos la mejora de la diagnosis de averías que incrementen las emisiones de los vehículos mediante una generalización del uso de los sistemas de comprobación de averías (*on board diagnosis*, OBD) en las inspecciones ITV. Esto implica la adquisición en ITV de sistemas electrónicos de lectura de códigos de error y preparación de operadores especialistas en este tema.

Este sistema se encarga de monitorizar el funcionamiento de algunos de los componentes principales del motor y los sistemas de seguridad de los vehículos, incluyendo los sistemas de control de emisiones contaminantes. El OBD comprueba automáticamente el buen funcionamiento, y en caso de avería muestra un indicador en el panel, que es lo actualmente comprobado en ITV. El sistema no mediría emisiones, sino que avisaría de valores fuera de rango. Una vez detectado el problema en un vehículo se debería obligar a subsanar los problemas mecánicos que incrementan las emisiones y volver a pasar la ITV.

Algunos países como Alemania y Finlandia ya realizan en el proceso de ITV la lectura de los códigos de error del sistema de emisiones y otros como Francia y Reino Unido están a punto de implantarlo tras haber probado su buena relación coste-beneficio.

#### 4.1.3.4. Crear zonas urbanas de atmósfera protegida (ZUAP) en cuanto a calidad del aire con el objetivo de reducir la densidad de vehículos privados en zonas céntricas (donde más se suelen registrar incumplimientos normativos)

Esta es la medida que puede resultar más efectiva en lo referente a las emisiones del tráfico rodado. Aunque se actúe sobre el transporte público y maquinaria pesada con medidas tecnológicas y no tecnológicas, la medida necesaria en la mayor parte de las ciudades es reducir la densidad del tráfico rodado en áreas urbanas en las que se superan los límites normativos de PM y NO<sub>2</sub>. Esto es especialmente relevante en ciudades españolas donde dicha densidad puede alcanzar valores muy elevados (hasta cuatro veces superior a la mayor parte de las ciudades europeas).

Diversos estudios realizados en ciudades que exceden los valores límite de NO<sub>2</sub> y PM<sub>10</sub> muestran que la reducción de la densidad de tráfico ha de alcanzar valores del 30 al 40% para que sea efectiva en la mejora de la calidad del aire (Generalitat de Catalunya, 2007).

El objetivo de esta medida es la reducción de la densidad del tráfico en el centro de los núcleos urbanos, así como la prohibición de circulación de vehículos más contaminantes en zonas urbanas delimitadas. La aplicación de esta medida en muchas ciudades europeas es tan generalizada que en un futuro próximo se aplicará en nuestras ciudades también. En 72 ciudades europeas se han aplicado ya las denominadas zonas de baja emisión (ZBE). Estas medidas no tienen por qué ser permanentes, sino que después de un periodo de transición (uno a dos años) se puede ir permitiendo progresivamente el acceso de ciertos tipos de vehículos con emisiones reducidas de contaminantes. Durante este lapso de tiempo transitorio, pueden ir desplegándose planes de renovación del parque de vehículos o bien de aplicación de medidas tecnológicas de reducción de emisiones que permitan la circulación en estas zonas del transporte comercial, que difícilmente puede utilizar otro medio de transporte que el rodado. Se han desarrollado también programas que potencian la implantación de tecnologías de bajas emisiones o la renovación del parque de vehículos mediante ventajas fiscales, como la reducción de impuestos. Ello permite la reducción de niveles de emisión fuera y dentro de las ZBE. Estas zonas se aplican en la ciudad y no en la periferia, dado que aunque estas últimas suelen caracterizarse por la existencia de vías con mayor flujo de tráfico (por ejemplo, circunvalaciones), el impacto de sus emisiones en la calidad del aire urbano es inferior dado que generalmente las emisiones se producen en áreas más abiertas y con menor apantallamiento que en el centro de la ciudad. Así, las emisiones periféricas de circunvalaciones contribuyen mucho al inventario de emisiones urbano, pero bastante menos en lo referente a la exposición de la población urbana.

Existen diferentes procedimientos seguidos en Europa para lograr dicha reducción de la densidad del tráfico rodado en ZBE en núcleos urbanos. Entre ellas destacan:

1. La prohibición de acceso a ZBE a vehículos particulares y públicos más contaminantes (EURO 0, 1 y 2, principalmente), que puede ir evolucionando en un futuro a permitir el acceso solo a vehículos ecológicos. Ello se suele lograr mediante cámaras que registran la edad del vehículo y pueden sancionar aquellos que vulneren la prohibición, o mediante adhesivos que indican el grado de emisión del vehículo.
2. Peajes verdes urbanos, que apliquen a todo tipo de vehículo o con tarifas superiores a los más contaminantes (4x4, vehículos pesados antiguos, entre otros).
3. Aparcamientos verdes disuasorios para vehículos externos a la zona, o favorecedores para vehículos ecológicos. Así, destacan las zonas de aparcamiento verdes, con pago equivalente a las zonas azules para los no residentes y con coste mucho más reducido para los residentes. Esta medida disuasoria puede llevar a muchos ciudadanos a utilizar el transporte público por los costes de aparcamiento. Una medida específica prevista por el Ayuntamiento de Madrid es hacer gratuito el aparcamiento para los vehículos eléctricos en la zona de bajas emisiones.
4. Poner a disposición de los ciudadanos modos de transporte más ecológicos: zonas peatonales amplias, amplia red de bicicletas urbanas (varias ciudades, pero con un mayor número en Barcelona, Berlín y París) y transporte público eléctrico, entre otros. Hay que exponer que en el caso de las ciudades españolas la red de bicicletas

urbanas en muy pocas ocasiones induce a aparcar el vehículo propio y desplazarse en bicicleta, sino que en la mayor parte de los casos incide sobre los viajeros del transporte público. Así en Barcelona, TMB ha evaluado un descenso de sus usuarios debido al efecto del “bicing” del 8-10%. Sin embargo estas medidas pueden tener efecto sobre la disminución de emisiones a largo plazo, además de elevar la frecuencia de la realización de ejercicio físico de los ciudadanos.

A continuación se describen algunos casos expuestos, como por ejemplo, por Nagl *et al.* (2007):

a) La primera de las medidas se aplica en Estocolmo, Gotenburgo y Malmö desde 1996. En la primera ciudad, la zona de bajas emisiones cubre un 30% del área habitada. En estas zonas los vehículos han de ser más modernos que un determinado nivel EURO, o bien pagar el permiso de acceso. Desde enero de 2002 en las ciudades referenciadas y en la ciudad de Lund, los vehículos pesados que accedan a las zonas de baja emisión no pueden exceder los ocho años de antigüedad. El efecto de esta última medida se ha cuantificado en Estocolmo en una reducción del 10% de las emisiones de NO<sub>x</sub>. El establecimiento de la ZBE ha permitido reducir las emisiones de PM<sub>10</sub> en un 40%.

b) En Londres se definió una zona de bajas emisiones en 2008. Esta zona afecta a los vehículos pesados diésel de peso superior a 12 t, seguidos de vehículos diésel de entre 3.5 y 12 t, autobuses y autocares. En una fase posterior (2010) se aplicará la medida a los turismos diésel y a los miniautobuses. Algunos de estos vehículos equipados con tecnologías de reducción de emisiones tienen que inscribirse en un censo para que, aun siendo más antiguos que el límite de acceso a la zona, puedan acceder a la misma y no ser sancionados por el sistema de vigilancia por cámaras (que se basa en la lectura del número de matrícula y el reconocimiento de la antigüedad del vehículo, [www.tfl.gov.uk/lezlondon](http://www.tfl.gov.uk/lezlondon)). Los vehículos pesados, autobuses y autocares que no cumplan el requisito de edad pueden acceder a la zona mediante el pago de 290 euros al día (195 euros para furgonetas y miniautobuses). Mediante la aplicación de esta medida, la población de Londres expuesta a las superaciones de los valores normativos de NO<sub>2</sub> se reduce en un 15%, y la que supera el valor límite diario de PM<sub>10</sub> en un 27%, aunque las emisiones solamente se reduzcan en un 10 y 7%, respectivamente.

Actualmente en Europa existen alrededor de 125 ZBE, repartidos en diez Estados Miembros de la UE: DE, NL, UK, NO, SE, DK, CZ, AT, HU, IT. Entre ellas destacamos:

AT (3): Autopistas en el Tirol.

CZ (1): Praga.

DE (50): Augsburg, Berlín, Bochum, Bonn, Bottrop, Bremen, Dinslaken, Dortmund, Duisburg, Düsseldorf, Essen, Frankfurt, Friburg, Gelsenkirchen, Halle (Saale), Hannover, Heidelberg, Heilbronn, Herrenberg, Ilsfeld, Karlsruhe, Köln (Colonia), Krefeld, Leipzig, Leonberg, Leonberg, Ludwigsburg, Magdeburg, Mannheim, Markgröningen, Mühlacker, Mühlheim, München, Münster, Neu-Ulm, Neuss, Oberhausen, Osnabrück,

Pfingztal, Pforzheim, Pleidelsheim, Pleidelsheim, Recklinghausen, Ratisbona, Reutlingen, Schwäbisch-Gmünd, Stuttgart, Tübingen, Ulm, Wuppertal.

DK (5): Aalborg, Aarhus, Frederiksberg, Copenhagen, Odense.

GB (3): Londres, Oxford, Norwich.

IT (42): Roma, Milán, Livorno, Pisa, Módena, Nápoles, Palermo, Parma, Pavía, Pisa, Reggio Emilia, Rimini, Torino, Trento, Varese, Verona, Lodi, Lucca, Montove, Mezzocorona, Mondovi, Nichelino, Novara, Novi Ligure, Orbassano, Perugia, Piacenza, Prato, Ravenna, etc.

NL (13): Amsterdam, Breda, Delft, La Haya, Eindhoven, Leiden, Maastrich, Rijswijk, Rotterdam, Hertogenbosch, Schiedam, Tiburg, Utrecht.

NO (3): Oslo, Bergen, Trondheim.

SE (6): Estocolmo, Gotemburgo, Helsingborg, Lund, Malmö, Molndal.

FR (1): París: Inicia pruebas en 2012.

Se puede obtener información detallada sobre las mismas en:

<http://www.lowemissionzones.eu/es/>

Por consenso de estas 125 zonas, se define ZBE como zonas o vías en las que los vehículos más contaminantes no pueden entrar. Esto significa que estos vehículos están prohibidos, o en algunos casos gravados con peajes si entran en la ZBE cuando sus emisiones exceden el nivel de emisiones establecido. Otras zonas con medidas diferentes deben evitar utilizar el término ZBE.

La aplicación de peajes de acceso para el transporte privado a determinadas áreas urbanas ha demostrado ser efectiva para reducir el flujo de tráfico en determinadas ciudades, lo que ha permitido también la mayor facilidad de implantación de modos de transporte más ecológicos. Del mismo modo, un sistema de peaje que promueva el acceso selectivo de vehículos con bajas emisiones o penalice a aquellos con altas tasas de emisión puede hacer más efectiva la implantación de dichas estrategias. Sin embargo, la implantación de estos peajes requiere estructuras logísticas y de transporte público adecuadas que permitan el uso alternativo de otros medios de transporte, dado que se penaliza el privado. Solamente Londres y Estocolmo han sido capaces de instaurarlos en sus zonas urbanas.

Desde febrero de 2003 se aplica el peaje urbano en Londres, denominado "congestion charge" (CC). Desde entonces se han producido informes anuales sobre su eficacia. La CC cubre un área de 22 km<sup>2</sup>, en la cual los vehículos que circulan o aparcan pagan unas tasas (7 euros inicialmente, incrementados a 11,5 euros con posterioridad) entre las 07:00 y 18:30 h, excluyendo fines de semana y festivos. Los residentes tienen un descuento del 90% y ciertos vehículos y personas están exentos. La CC resultó inicialmente en una reducción de los vehículos circulantes de un 17% del tráfico total y 31% de los vehículos afectados por la medida (básicamente vehículos privados de transporte), reduciendo la congestión en un 30% (objetivo principal de la medida). Las emisiones de NO<sub>x</sub> y PM<sub>10</sub> se redujeron de 2002 a 2003 en alrededor del 15% en ambos casos. El 50% de los viajeros que dejaron de usar su vehículo debido a los costes de la CC cambió al transporte público. En 2007 la CC se amplió hacia el oeste de la CC inicial, doblando su área de cobertura.

Los beneficios colaterales de los peajes urbanos son la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero, del número de accidentes, del tiempo de desplazamiento y de la contaminación acústica. Además se genera demanda de trabajo en la aplicación de sistemas de reducción de contaminantes a los vehículos antiguos. Las limitaciones de los peajes urbanos radican en la reticencia de muchos políticos a tomar medidas poco populares en España (en Londres y Estocolmo las medidas han sido bien aceptadas). Otra limitación es que los ciudadanos con menor poder adquisitivo son los más afectados, mientras que los de mayor poder adquisitivo suelen pagar los peajes y no cambiar su rutina.

En el caso de Estocolmo, tras un periodo de prueba, seguida de una consulta popular, se decidió instaurar una zona urbana sometida a peaje. El 52% de los ciudadanos votaron a favor de la CC. Como en el caso de Londres, solamente la zona interna de la ciudad está sometida a peaje. Durante las horas punta de tráfico se paga alrededor de 2 euros cada vez que se entra o se sale de la zona, mientras que fuera de estas se paga la mitad. La tasa diaria de acceso libre es de alrededor de 6,5 euros. Este peaje tiene las mismas exenciones que el de Londres, pero además están exentos los vehículos más ecológicos. Con la CC se ha reducido el tráfico alrededor de un 20%, lo que se traduce en una reducción de emisiones de PM del 13% en la zona centro y de un 3,4% para toda la ciudad. Se estima también que el descenso de las emisiones se traduce en una reducción de los niveles en aire ambiente en la zona centro de 5-10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de NO<sub>x</sub> y 2-3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de PM<sub>10</sub>.

c) En Berlín la ZBE se estableció en 2008, y se restringe a una zona central de 88 km<sup>2</sup>, delimitada por un anillo ferroviario, habitada por un millón de habitantes. De 2008 a 2010 los vehículos diésel que accedían tenían que cumplir la norma EURO 2. De una flota de 1,5 millones de vehículos, alrededor de 40.000 turismos diésel y 30.000 camiones se verán afectados por la limitación. A partir de 2010 la limitación afecta a los anteriores a EURO 3 y que no estén equipados con filtro de partículas. Asimismo se ven afectados 30.000 turismos de gasolina que por su antigüedad no presentan convertidores catalíticos para reducir las emisiones contaminantes. Las medidas adoptadas y previstas pretenden disminuir dentro de la "zona" un 23% el número de ciudadanos expuestos a niveles de PM<sub>10</sub> superiores a los niveles normativos, y un 10% aquellos que habitan fuera de la misma. En este caso el cumplimiento es evaluado no mediante cámaras sino mediante un sistema de adhesivos y colores.

d) Medidas similares se están también aplicando en Munich para los vehículos anteriores a EURO 2 en un área de 44 km<sup>2</sup> (15% del área urbana, habitada por el 33% de la población) rodeada por una circunvalación.

Esta medida del etiquetado en tres categorías de vehículos según sus emisiones atmosféricas se ha realizado en Alemania a nivel nacional (Federal), norma S-UM43, distinguiendo:

1. Adhesivo rojo (con número 2): diésel EURO 2 o EURO 1 con filtro de partículas. Sin este distintivo quedan los diésel anteriores a 1992.

2. Adhesivo amarillo (con número 3): diésel EURO 3 o EURO 2 con filtro de partículas. Sin este distintivo quedan los diésel anteriores a 1996.
3. Adhesivo verde (con número 4): diésel EURO 4 o EURO 3 con filtro de partículas. Sin este distintivo quedan los diésel anteriores a 2000. Además se etiquetan con color verde todos los coches gasolina, con el requerimiento mínimo de EURO 1 con convertidor catalítico.

Una vez identificados los vehículos con este sistema a nivel nacional, y desarrollada la legislación pertinente que da la posibilidad a la Administración Local de crear ZBE, es esta última la que diseña y selecciona el nivel de restricción y fases de aplicación y aplica las ZBE.

En el caso de Berlín, la primera fase comenzó en enero de 2008. En esta fase, se puede acceder a la ABE si el vehículo está etiquetado con uno de los tres adhesivos citados (rojo, amarillo o verde). En la fase 2, que comenzó en enero de 2010, solamente se permite el acceso a los vehículos con el adhesivo verde; además los vehículos de reparto han de ser acondicionados (filtros de partículas y SCR) si son EURO 1, 2 y 3 para cumplir valores de emisión de EURO 4.

Bolzano, en Italia, está aplicando estas restricciones para situaciones de alerta y para ZBE de forma permanente.

Aunque estas medidas (a corto y largo plazo) hayan sido aplicadas y evaluadas con éxito en ciudades europeas, la efectividad de su aplicación en ciudades españolas ha de ser evaluada en detalle. Así el Ayuntamiento de Madrid se planteó delimitar una ZBE a la que se podría limitar el acceso a vehículos diésel relativamente poco contaminantes (superiores a EURO 2 ó 3). Sin embargo, la evaluación del parque de vehículos de Madrid evidenció que la proporción de vehículos privados que se verían afectados sería muy baja y, por tanto, la medida tendría poca repercusión en la reducción de emisiones. Ello se debe a que la flota de vehículos diésel en Madrid es bastante moderna. Así el 72% de las emisiones totales de NO<sub>2</sub> en la ciudad de Madrid proviene de vehículos. De acuerdo con un estudio desarrollado por el Ayuntamiento de Madrid sobre la caracterización del parque circulante según recorridos y emisiones de la ciudad, la contaminación por NO<sub>2</sub> se reparte del siguiente modo: 58% turismos, 14% taxis y 12% autobuses. De los turismos que circulan por Madrid, los diésel generan el 98% de las emisiones de NO<sub>2</sub>. Ello se debe a que el 69% de los recorridos corresponden a vehículos diésel y a que el 96% de los turismos son diésel con menos de diez años de antigüedad. En suma, las emisiones son producidas por vehículos diésel no muy antiguos, hecho que, sin duda, condiciona el margen de medidas que cabe adoptar para reducir sus emisiones. Esta situación es aplicable a la mayoría de los parques de vehículos de las ciudades españolas. No obstante cabe resaltar que aunque la proporción de vehículos afectados sea baja, probablemente, al ser estos los más contaminantes, la aplicación de la medida puede conllevar reducciones de emisiones significativas. Por ello es conveniente calcular la posible reducción de emisiones en cada caso particular.

En las ZBE se tendrían también que tener en cuenta las elevadas emisiones de contaminantes atmosféricos que producen las motocicletas con motores de dos tiempos. Aunque estos son poco abundantes en los modelos fabricados actualmente, existen aún en circulación un número considerable de estos motores. En ciudades como Barcelona, las motocicletas pueden alcanzar hasta el 30% del parque de vehículos, y sus emisiones como tipología de vehículo ser comparable en términos absolutos a las emisiones de los camiones.

Una limitación importante de las ZBE es que, en el caso de existir una flota diésel importante, no son efectivas para reducir los niveles de NO<sub>2</sub>. Ello se debe a que aunque renovemos la flota de vehículos diésel, los modernos (EURO 5) continúan contaminando mucho en NO<sub>2</sub>.

Para el caso de las ciudades españolas se propone la implantación de zonas urbanas de atmósfera protegida (ZUAP). Las ZUAP incluyen la implantación de ZBE y otras medidas adicionales. Como se ha mencionado anteriormente, en las ciudades españolas se registra una elevadísima densidad de tráfico rodado si se compara con muchas ciudades europeas (800, 1.000, 1.370 y 1.500 vehículos/km<sup>2</sup> en Oslo, Amsterdam, Londres y Berlín, respectivamente, frente a 2.200, 2.600 y 6.100 vehículos/km<sup>2</sup> en Madrid, Valencia y Barcelona). Si añadimos el hecho de que las ciudades europeas citadas no superan el 20% de vehículos diésel (excepto Berlín, 36%) mientras que en España se supera el 45%, y que los vehículos diésel modernos contaminan mucho en NO<sub>2</sub>, se hace evidente que, además de las medidas descritas en los apartados antecedentes y siguientes, es necesario disminuir la densidad de vehículos con mayor énfasis en los motores diésel. En algunas ciudades alemanas con elevada proporción de vehículos diésel se ha cuantificado que esta reducción debería alcanzar un 30-40% para cumplir los valores límite de NO<sub>2</sub> en las estaciones de fondo urbano.

## Estrategia ZUAP

Delimitación espacial de un área urbana para la aplicación de un conjunto de medidas, muchas de ellas sobre el tráfico rodado, encaminadas a mejorar la calidad del aire.

Todas las medidas expuestas a continuación componen la ZUAP y deberían ser de obligado cumplimiento como un único paquete de medidas.

Etiquetaje de los vehículos por el ministerio competente, para clasificar los vehículos en cinco categorías, según sus emisiones contaminantes en NO<sub>x</sub> y PM:

 Adhesivo rojo (con número 1): diésel EURO 0 a EURO 2, gasolina EURO 0 y todos los anteriores a 1992.

 Adhesivo naranja (con número 2): diésel EURO 2 con filtro de partículas y EURO 3.

 Adhesivo amarillo (con número 3): diésel EURO 3 con filtro de partículas, EURO 4 o EURO 5. Además, todos los coches gasolina EURO 1 con convertidor catalítico.

 Adhesivo verde (con número 4): diésel EURO 6, todos los coches gasolina, con el requerimiento mínimo de EURO 2.

 Adhesivo verde (con número 4+): vehículos híbridos, gas y eléctricos.

Las medidas específicas consisten en:

*A. Limitación permanente del acceso a vehículos más contaminantes (equivalente a las ZBE de otros lugares)*

Una vez desarrollada la legislación que permite la creación de ZUAP la Administración Local diseña y selecciona el nivel de restricción y fases de aplicación, y aplica las ZUAP. Se podría aplicar una fase 1 a partir de 2012 y otras posteriores en 2013 y 2015.

En la primera fase, se recomienda impedir el acceso a las ZUAP si el vehículo está etiquetado con el adhesivo rojo. En la fase 2, y sucesivas, se limitaría el acceso a los vehículos con adhesivos naranja o amarillo según el interés de la ZUAP.

Además, el etiquetado podría utilizarse para restricciones temporales de vehículos más contaminantes en episodios de contaminación aguda (véase también medida 10 de este Plan).

*B. Gestión del aparcamiento*

B.1. Toda la ZUAP debe disponer de aparcamiento regulado con distinción tarifaria entre residentes y no residentes.

B.2. En la periferia de la ZUAP se deberá disponer de aparcamiento regulado con tarifa variable en función de la distancia a la ZUAP para evitar que se produzca un aparcamiento masivo en los límites de la zona.

B.3. Construcción de aparcamientos gratuitos periféricos asociados al transporte público interurbano. Obligatorios en todas las estaciones de ferrocarril de cercanías en municipios de las áreas metropolitanas.

B.4. Ofrecer espacios gratuitos o de bajo coste en aparcamientos para vehículos verdes 4+ para favorecer el incremento del parque de vehículos menos contaminantes.

B.5. Ampliar espacios de carga y descarga, con un nuevo tipo de zona con mayor tiempo de estacionamiento y reservada a vehículos de carga y descarga etiquetados con distintivo 4 y 4+.

### *C. Características del transporte público*

C.1. Diseño eficiente y ecoenergético de la red, evitando concentración de líneas en sentido radial. Evitar ubicar cabeceras y finales de líneas de autobús en zonas céntricas.

C.2. Ecorrenovación y conversión de las flotas para lograr excluir los autobuses más contaminantes de las ZUAP, de tal forma que solamente se permitan los siguientes vehículos: GLP, GN (con catalizadores SCR para reducir emisiones de NO<sub>x</sub>), híbridos e híbridos enchufables de diésel o GN y eléctricos; autobuses diésel anteriores a EURO 4 equipados con filtros de partículas y catalizadores SCR para reducir emisiones de NO<sub>x</sub>.

C.3. Autobuses con sistemas Stop & Go.

C.4. Ecorrenovación y conversión de la flota de taxis. Fomentar la incorporación de vehículos de categoría 4+ a través de la renovación de las licencias que conceden los ayuntamientos.

### *D. Características de las flotas de servicio público*

Los vehículos destinados a limpieza, recogida de residuos, parques y jardines, bomberos, cuerpos de seguridad, etc., deberán ser seleccionados con criterios ecoeficientes respecto a la calidad del aire y a las emisiones de gases de efecto invernadero (ver apartados posteriores).

### *E. Prohibición del uso de calderas de carbón y de biomasa en la ZUAP*

Las calderas de carbón y de biomasa emiten muchas partículas, sobre todo de carbono negro, por lo que su uso debe evitar en las ZUAP.

### *F. Consideraciones adicionales sobre las ZUAP*

No se sugiere el establecimiento de peajes, pues socialmente pueden tener impactos negativos, ya que pueden permitir el acceso selectivamente a la parte de los ciudadanos con mayor poder adquisitivo. Ello puede ocurrir también de forma menos marcada en el caso de la aplicación de las ZBE, pero al menos la medida conlleva obligatoriamente una reducción de las emisiones. Ello se debe a que pagando el peaje se puede acceder a la ciudad conduciendo vehículos muy contaminantes, mientras que en el caso de las ZBE ello no es posible.

La disminución del número de vehículos, así como el incremento de vehículos eléctricos, híbridos o de gas pueden suponer una disminución de las emisiones de CO<sub>2</sub>.

La sustitución progresiva de motores diésel por otros de tipo gasolina puede llevar a un incremento de las emisiones de CO<sub>2</sub>.

Se ha de intentar que el balance entre estos dos efectos contrarios sea beneficioso para la reducción de emisiones de CO<sub>2</sub>.

Posible contradicción con las recomendaciones recogidas en el Plan Nacional de Eficiencia Energética, en el cual se recomienda la utilización de biomasa como combustible de uso residencial (calderas). Esta contradicción existiría solamente para zonas urbanas clasificadas como ZUAP.

#### 4.1.3.5. Favorecer que la norma EURO 6 para diésel (que debería entrar en vigor en 2015) esté operativa lo antes posible

Se trata de una medida especialmente relevante para la mayor eficacia de los planes de mejora en lo referente a  $\text{NO}_2$ , ya que la norma EURO 6 (en vigor a partir de 2015) fija unos valores de emisión de  $\text{NO}_2$  (y no de  $\text{NO}_x$  como las EURO 0 a 5) mucho más restrictivos que los actuales. Aconsejamos al Gobierno de España que, conjuntamente con otras administraciones (como el Gobierno alemán), presione a la CE para proponer unos valores límite intermedios entre EURO 5 y EURO 6 de urgente aplicación. Actualmente (noviembre de 2011) existen algunos modelos de turismos que cumplen ya la norma EURO 6, y es de prever que cada vez sean más estos vehículos antes de la entrada en vigor de la citada norma en 2015.

#### 4.1.3.6. Aplicar medidas tecnológicas al parque de vehículos de la Administración

Las medidas tecnológicas descritas en apartados posteriores pueden ser aplicadas al parque de vehículos de la Administración Pública, que incluye vehículos municipales de limpieza y de recogida de residuos urbanos, así como vehículos pesados de construcción pública y privada. La selección de los vehículos ecológicos han de seguir el Ecotest (ver más adelante) pero tanto en lo referente a  $\text{CO}_2$  como a  $\text{PM}_{10}$  y  $\text{NO}_2$ .

## 182

#### 4.1.3.7. Continuación de planes para favorecer la renovación del parque automovilístico privado con vehículos más limpios (verde 4+)

La continuación de estrategias como el Plan E o el Plan Prever es muy aconsejable y debería contemplar criterios de emisión de contaminantes atmosféricos para favorecer su disminución. Los planes de renovación deberían evitar los vehículos diésel aunque sean EURO 5 (excepto para uso agrario) y favorecer los vehículos híbridos y eléctricos especialmente. La venta de vehículos de ocasión está creciendo respecto a los vehículos nuevos (70% respecto al 30%). Si tenemos en cuenta que la media de edad de los vehículos de ocasión es de ocho años, es importante frenar el envejecimiento de la flota mediante planes que favorezcan la adquisición de vehículos más nuevos.

#### 4.1.3.8. Diseño y construcción de estructuras logísticas urbanas futuras que incorporen criterios ambientales

Esta es una de las medidas esenciales. Consiste en incluir en la ordenación del territorio criterios de movilidad, emisiones y calidad del aire. A continuación se exponen algunas posibilidades.

El diseño logístico del transporte comercial y público de las ciudades puede llegar a ser muy diferente. Tanto es así que existen ciudades con una logística de transporte más ecológica, basada en transporte comercial y público ferroviario, y otras con escasa expansión del

transporte ferroviario y que incluyen dentro de su perímetro urbano zonas o "ciudades" de recepción y distribución de productos comerciales basados en el transporte por vehículos pesados y comerciales ligeros, en su mayoría diésel.

Generalmente se construyen y crean nuevas zonas habitadas en suburbios con malas infraestructuras de transporte público con bajo coste del terreno. Una vez creada esta aglomeración se produce un flujo de vehículos privados muy importante para los desplazamientos laborales o de ocio. En la planificación territorial se tendría que tener en cuenta este fenómeno y crear infraestructuras de transporte público en paralelo al crecimiento urbano en este tipo de aglomeraciones. Así, en muchas ciudades españolas durante los últimos cinco años se detecta una disminución del uso del vehículo privado para la movilidad intraurbana, mientras que se incrementa el número de vehículos que acceden y salen de la ciudad.

En un mismo escenario de calidad del aire, existen zonas muy próximas a arterias de tráfico con elevados niveles de contaminación y otras más alejadas y con mejores índices de calidad ambiental. El conocimiento de esta distribución espacial de la calidad del aire es clave para ubicar colegios, escuelas, institutos, centros de ocio, viviendas, etc., y así disminuir los niveles de exposición a la población. Es decir, con los mismos niveles de emisión de contaminantes atmosféricos podemos reducir la exposición humana a los mismos si ubicamos los centros citados en zonas poco afectadas por la contaminación. En el Reino Unido se fija la distancia de 50 m a vías de intenso tráfico rodado para la ubicación de colegios. Para los ya ubicados en las proximidades de determinadas vías de tráfico, pueden ser estas vías las primeras en ser afectadas por las medidas de reducción del tráfico vehicular.

En cuanto al diseño de infraestructuras logísticas, el *Pla de Millora de Qualitat de l'Aire* de las zonas 1 y 2 del área metropolitana de Barcelona incorpora en cuanto a logística de movilidad urbana las siguientes medidas, entre otras:

- A. Construcción de aparcamientos disuasorios en estaciones de cercanías para rebajar el flujo urbano de vehículos privados y fomentar el transporte público. Fomento del aparcamiento en origen y penalización en destino.
- B. Ampliación de carriles VAO en las principales vías de tráfico urbanas.
- C. Fomento de zonas peatonales. Convertir los peajes urbanos actuales a peajes de coste variable en función de la ocupación y del nivel de emisión de los vehículos.
- D. Ampliación de la oferta de transporte público.
- E. Fomento del uso compartido de vehículos.
- F. Fomento de aparcamiento de bicicletas.
- G. Ampliación de normativa EURO a los contratos de transporte de la Administración.
- H. Implantación de flotas de vehículos de bajas emisiones para las flotas de vehículos urbanos.
- I. Fomento del transporte público a polígonos industriales y de servicios.
- J. Ampliación de la red de tranvía.

#### 4.1.3.9. Incremento de la extensión de zonas peatonales en zonas céntricas

Esta medida se ha implantado en grandes zonas urbanas de Oviedo y Vitoria.

#### 4.1.3.10. Creación de un marco normativo de financiación

Son medidas económicas que incentiven la utilización del transporte público, y aquellas que creen un marco de fiscalidad que favorezca comportamientos ambientalmente sostenibles, en especial aplicación del principio “quien contamina paga”. Entre este tipo de medidas destacamos que con una rebaja de la modalidad del IVA se pueden lograr mejores resultados que financiando bajadas puntuales, en el caso del apoyo a la compra de vehículos ecológicos. Para el transporte público se sugieren rebajas de tarifas de transporte público, priorización de las ayudas sociales al transporte, y sobre todo implantar los billetes únicos combinados para diferentes medios de transporte.

#### 4.1.3.11. Creación de vías de alta ocupación (VAO)

Crear carriles bus y VAO (vías para vehículos de alta ocupación por los que solo pueden circular vehículos con un mínimo de ocupantes) en vías interurbanas para facilitar el incremento de la velocidad del transporte interurbano y el incremento del ratio pasajeros/vehículo.

#### 4.1.3.12. Potenciar el uso de la bicicleta como medio de transporte en la ciudad

En la actualidad varias ciudades españolas cuentan ya con sistemas públicos de bicicletas para su uso como medio de transporte urbano. Ello favorece el paso de usuarios del transporte público a un modo de transporte aún más ecológico, y en mucha menor medida el del transporte privado a la bicicleta. Además del efecto positivo de reducción de emisiones en el segundo caso, hay dos beneficios importantes añadidos: a) se deja mayor capacidad al transporte público; y b) se aportan importantes beneficios de salud por ejercicio físico.

Estudios recientes sobre el efecto en la salud del uso de la bicicleta como transporte urbano en Barcelona (6.000 bicicletas, con 100.000 trayectos recorridos diariamente) demuestran los beneficios de la actividad física realizada (un 27% en el número de muertes evitadas, y un 14% si se corrige respecto a la edad media de los usuarios, proyecto TAPAS, CREAL).

Para potenciar el uso de este medio de transporte es necesario adecuar el número de bicicletas a la población objetivo, así como aumentar los kilómetros de carriles bici para facilitar su utilización y maximizar el número de usuarios.

Esta medida es especialmente indicada para ser aplicada en las ZUAPs.

## 4.1.4. Medidas complementarias

### 4.1.4.1. Medidas tecnológicas

Este bloque incluye un conjunto de incentivos tanto en cuanto a estrategias a medio y largo plazo para conseguir flotas más ecológicas de vehículos privados y públicos, como para actuaciones inmediatas o a corto plazo para flotas de transporte público.

#### 4.1.4.1.1. Vehículos de pasajeros y comerciales ligeros

En la última década la industria automovilística ha realizado un esfuerzo considerable para lograr en los vehículos una reducción drástica de los niveles de emisión de contaminantes atmosféricos. Así, en 1992 la legislación EURO permitía emitir 180 mg/km de partículas para los vehículos de pasajeros que cumplieran la norma EURO 1. En 1996 la norma EURO 2 redujo el límite a 80 mg/km, la EURO 3 a 50 mg/km en 2000, la EURO 4 a 25 mg/km en 2005 y la EURO 5 a 5 mg/km en 2009. A pesar de este esfuerzo de la industria automovilística para la aplicación de estas medidas ambientales, el notable incremento en el parque de vehículos y la “dieselización” del mismo han impedido un descenso paralelo de los niveles de PM en aire ambiente. La disminución de los niveles de exposición se ha visto también desfavorecida por la arquitectura urbana de nuestras ciudades, con áreas centrales frecuentemente colapsadas por el tráfico y con fuerte encajonamiento de las vías de tráfico.

Se ha de resaltar que el efecto de estas normas es a muy largo plazo, puesto que, desde su aplicación hasta que un porcentaje importante de la flota de vehículos cumpla sus requisitos, pueden transcurrir lapsos de tiempo muy grandes. Hemos de tener en consideración que en algunas ciudades gran parte de la flota no cumple los requisitos de las normas más modernas. Por ello algunas de ellas, y para zonas concretas, como luego se expondrá, han aplicado medidas de reducción de emisiones basadas en impedir la circulación de vehículos anteriores a EURO 2 (1996) o EURO 3 (2000), con el fin de evitar la circulación de los vehículos más contaminantes. Actualmente estas medidas pueden ser efectivas para la reducción de las emisiones de PM, pero no para las de NO<sub>2</sub>, ya que los vehículos diésel de pasajeros modernos (EURO 5) presentan altas tasas de emisión de NO<sub>2</sub> en circuito urbano. En un futuro, con la entrada en vigor de EURO 6 en 2015, estas medidas serán también efectivas para NO<sub>2</sub>.

#### A. Motores

Las emisiones de PM de los motores diésel en vehículos de pasajeros y comerciales ligeros se han reducido drásticamente gracias a cambios de diseño de los motores. Sin embargo, los objetivos que ha impuesto la norma EURO 5 exigen medidas de reducción adicionales a las del diseño del motor (como filtros y catalizadores), que pueden llegar a disminuir en algunos casos adicionalmente un 30-50% de las emisiones.

Una solución posible para reducir emisiones son los motores híbridos, y los híbridos enchufables. En cuanto a los motores híbridos, estos se han introducido con éxito en el mercado internacional. En el caso del Toyota Prius es de resaltar su frecuente uso como taxi en muchas ciudades españolas. Ello se debe a que permite obtener consumos y emisiones inferiores a los de los motores diésel.

El vehículo con gran potencial es el híbrido enchufable, con dos baterías, una eléctrica y con autonomía de 20 km y un tiempo de carga de 1.5 h, y la batería de carga continua del híbrido. Este vehículo permite hacer los desplazamientos urbanos o interurbanos de corto recorrido con la batería eléctrica, a la vez que utilizar el sistema híbrido, con gran autonomía, para recorridos interurbanos y de ocio de mayor distancia. En este caso el vehículo ofrece pues un uso urbano eléctrico y la posibilidad de desplazamientos largos con el sistema híbrido y, por tanto, sus posibilidades de expansión en la flota deben tenerse muy en cuenta.

Los motores de gas permiten también reducir las emisiones de PM primario en cuanto a masa (no tanto en cuanto a número de partículas; Holmén y Ayala, 2002), aunque no es muy notable la reducción de emisiones en lo referente a  $\text{NO}_x$ , a menos que se equipen con tecnología de tratamiento de gases postcombustión. La Unión Europea ha planteado el objetivo de que en 2020 el gas natural alcance una cuota del 10% entre los carburantes de automóvil.

Los vehículos eléctricos se están introduciendo con bastante éxito a pequeña escala para transporte privado en ciudades como Londres, y en algunas flotas públicas españolas. Una limitación de su expansión es la disponibilidad de puntos de recarga, aunque una posible solución para el futuro puede ser el alquiler de baterías, y el establecimiento de una red de estaciones que permitan realizar los cambios de baterías agotadas por otras recargadas. Actualmente los coches eléctricos suelen tener una autonomía máxima de alrededor de 160 km, con un tiempo de duración de la recarga de la batería relativamente largo (>5h). Ello hace que en condiciones actuales estos vehículos tengan una utilidad sobre todo urbana, lo cual limita su expansión en cuanto a alcanzar un peso importante de la flota de vehículos. Su progresiva instauración en la flota no debe dejarse de lado pero su expansión con efecto en calidad del aire se realizará posiblemente a partir de 2020.

El proyecto VERDE (<http://cenitverde.es/>), impulsado por el Ministerio de Ciencia e Innovación (34 millones de euros de financiación, con 18 millones procedentes de fondos públicos), promueve la investigación de tecnologías que permitan la integración de los vehículos eléctricos en el sistema español. VERDE es un proyecto CENIT dedicado a la investigación y generación del conocimiento necesario para la futura fabricación y comercialización de vehículos ecológicos en España, básicamente híbridos enchufables (PHEV) y eléctricos (EV). El proyecto se desarrolla por consorcio de una veintena de empresas, desde automovilísticas hasta energéticas, entre las que SEAT es la empresa líder, y ENDESA e IBERDROLA, colideran los estudios de integración del vehículo eléctrico en la red eléctrica. El proyecto VERDE concluirá en diciembre de 2012, cuando el consorcio presente un prototipo de la nueva tecnología.

Además de los vehículos híbridos que no emiten en reposo, existen vehículos de gasolina y diésel con sistemas "stop & go" que permiten reducir bastante las emisiones urbanas, sobre todo en congestiones.

Una condición importante para disminuir la formación de partículas durante la combustión es que esta se produzca de forma homogénea. De esta manera, la mezcla interna de aire/combustible debería disminuir la formación de PM. Los parámetros del ciclo de funcionamiento interno del motor, como temperatura, compresión, recirculación de gases de combustión (EGR), carga de aire, inyección y mezcla se pueden optimizar para reducir la formación de PM en el motor. Para conseguir una disminución máxima en la formación de PM ha sido necesario un desarrollo importante en lo referente a técnicas de inyección de combustible a alta presión con distribución controlada de la misma, optimización de la cámara de combustión, tecnología de cuatro válvulas y turbo-cargadores con geometría de turbina variable.

La aplicación de EGR reduce las emisiones de NO<sub>x</sub> por reducción de la temperatura a la que se quema el gasóleo en la cámara de combustión. Estos sistemas reciclan una proporción de los gases de combustión que se mezclan con aire nuevo de la entrada de gases. La temperatura de llama se reduce en la cámara de combustión por la presencia de gases inertes (CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O y N<sub>2</sub> del ciclo anterior). El descenso de la temperatura a su vez induce una disminución de la formación de NO<sub>x</sub> de hasta el 40%. El gas de emisión recirculado puede también refrigerarse, lo cual incrementa la eficiencia de la reducción.

Los vehículos EURO 5 Toyota Auris 1.8 Hybrid Executive (94/100), Skoda Superb Combi 1.6 TDI Greenline (93/100), Toyota Prius 1.8 Hybrid e Hybrid Executive, VW Passat 1.4 TSI EcoFuel Trendline y Highline DSG (7-Gang) (GN) BMW 320d Efficient Dynamics Edition (todos con 92/100), y Volvo V70 1.6D DRIVe Momentum y Honda Insight 1.3 Hybrid Comfort (91/100) presentan la mejor combinación de reducción de emisiones de NO<sub>2</sub>, PM y CO<sub>2</sub>, según puntuación Ecotest. El Ecotest es elaborado por el Club de Automovilistas Alemán ADAC para la Federación Internacional del Automóvil (Fundación FIA), y puede consultarse en: <http://www.ecotest.eu/>.

La mayoría de fabricantes de automóviles disponen de modelos a gas natural. En concreto, tiene modelos de turismos Fiat, Opel, Peugeot, Volvo, Volkswagen, Ford, Citroën y Mercedes. Cuentan con modelos de furgonetas a gas natural las empresas Citroën, Fiat, Ford, Iveco, Opel, Peugeot y Mercedes.

Los motores de hidrógeno son también una posible opción para reducir emisiones, aunque su expansión en la flota de transporte público es muy limitada, fuera de algunos vehículos trabajando casi a escala de demostración. Esta opción debe considerarse como una alternativa a largo plazo.

## B. Calidad del combustible

La disminución del contenido en azufre en el gasóleo permite reducir considerablemente las emisiones de PM. La introducción en el mercado del gasóleo de bajo contenido en azufre (S) (máx. 10 ppm) de acuerdo con los requerimientos de DIN EN 590 agota ya la posibilidad de reducir las emisiones de PM de motores diésel mediante la mejora de la calidad del combustible. El contenido elevado de compuestos aromáticos en el gasóleo conlleva también un

incremento de las emisiones de PM, bien de forma directa o por el incremento de gases precursores de PM secundario.

El uso de biodiésel puede, por una parte, reducir las emisiones de PM ligeramente y, por otra, incrementar las de  $\text{NO}_x$  hasta un 20-40%. Así, el uso del biodiésel no asegura alcanzar los requerimientos exigidos por las normas EURO 4 y 5. El uso de biodiésel sintético (como Biomass-To-Liquids (BTL), Gas-To-Liquids (GTL), y Coal-To-Liquids (CTL)) puede reducir las emisiones de PM. Sin embargo, esta reducción (leve) no es alcanzable a corto plazo y es poco relevante respecto a la alcanzable con los filtros de partículas.

### C. Calidad del aceite lubricante del motor

Parte del aceite lubricante entre el pistón y el cilindro es expuesto a los procesos de combustión. Las impurezas inorgánicas del aceite, tales como óxidos de zinc, calcio y sulfato incrementan las emisiones de PM. Estos componentes además no pueden ser oxidados en los filtros de partículas. Un bajo contenido en ceniza en los aceites lubricantes favorecería, por tanto, una ligera reducción de las emisiones de PM. Asimismo, los compuestos de azufre y fósforo perjudican a los catalizadores de las superficies activas de SCR (reducción catalítica selectiva) y de los filtros de partículas. Por tanto, a medida que se apliquen estos sistemas será necesario exigir una mayor calidad de los aceites lubricantes.

## 188

### D. Postratamiento de gases

Se trata de reducir las emisiones contaminantes una vez que los gases han salido del motor y antes de llegar a la atmósfera. Algunos sistemas se basan en catalizar las reacciones químicas que no han alcanzado el equilibrio a baja temperatura, otros sistemas en retener las partículas sólidas o líquidas, retener de forma química los  $\text{NO}_x$  o en favorecer reacciones químicas, como los sistemas SCR con amoníaco.

#### Reducción catalítica selectiva

La reducción catalítica selectiva (SCR) se utiliza para la reducción de emisiones de  $\text{NO}_x$  en fuentes estacionarias desde los años ochenta. Recientemente se ha aplicado en programas RETROFIT en fuentes móviles, reduciendo simultáneamente las emisiones de  $\text{NO}_x$ , hidrocarburos y PM, mediante un sistema similar al de los catalizadores oxidantes. Sin embargo en la SCR se añade un agente reductor (amoníaco o urea) al flujo de emisión, el cual convierte  $\text{NO}_x$  en  $\text{N}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$  y  $\text{O}_2$  mientras pasan (gas y agente reductor) sobre el substrato catalítico. En esta aplicación el  $\text{NO}_x$  es convertido en sustancias de nulo impacto ambiental. Es, por tanto, un método de reducción de emisiones prometedor, pero su aplicación sin el complemento de otras medidas tecnológicas es insuficiente para poder alcanzar los objetivos planteados para los contaminantes de la legislación (Fundación Gas

Natural, 2006). En la aplicación de esta medida hay un factor muy a tener en cuenta. Este es la necesidad de eliminar posibles pérdidas de NH<sub>3</sub> del SCR, pues de producirse estas en entornos de tráfico con elevados NO<sub>x</sub>, el amoníaco daría lugar a la nucleación o condensación de grandes cantidades de nitrato amónico, y al consecuente incremento de los niveles de PM<sub>2,5</sub>.

### Catalizadores oxidantes

La aplicación actualmente en curso de los catalizadores oxidantes en los vehículos de pasajeros no tiene un gran impacto en la reducción de formación de PM, en cuanto a masa de emisiones se refiere. Este tipo de catalizadores se componen de un baño metálico de platino o paladio. Su utilización permite oxidar hidrocarburos depositados sobre el material particulado y así la masa de PM primaria se reduce parcialmente. Hay que considerar que una cantidad importante de estos metales del catalizador se desprenden con el tiempo y acaba depositándose en el firme de rodadura, de manera que el tráfico es la mayor fuente de Pt y Pd en ambientes urbanos (Gómez *et al.*, 2002; Ravindra *et al.*, 2004).

### Catalizadores de bajo NO<sub>x</sub>

Las aplicaciones actuales permiten solamente reducir las emisiones de NO<sub>x</sub> en un 10-20%, pero en un futuro próximo es posible que se alcancen eficiencias del 70% mediante dos tipos de aplicaciones. El primer catalizador (“catalizador de bajo NO<sub>x</sub>”) es similar al SCR, pero sustituye el amoníaco o la urea por HCs, que facilitan la conversión de NO<sub>x</sub> a N<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>O. El segundo (“adsorbente de NO<sub>x</sub>”) se basa en un proceso de dos fases: 1ª, el NO<sub>x</sub> se convierte, adsorbe y almacena químicamente en el sistema; y 2ª, cuando el adsorbente de NO<sub>x</sub> se satura, se regenera mediante la adición extra de gasóleo a la salida de los gases de emisión. La adición de gasóleo permite actuar al sistema como un sistema de catalizador bajo en NO<sub>x</sub> que descompone el NO<sub>x</sub> en N<sub>2</sub> y O<sub>2</sub>.

### Filtros de partículas

Estos sistemas se basan en el tratamiento en sistema cerrado de los gases de combustión. La mayoría de los fabricantes aseguran eficiencias en la reducción de las emisiones de PM superiores al 90% de la masa de PM primario y, por tanto, son capaces de reducir las emisiones hasta los requerimientos de EURO 4 y 5 para vehículos de pasajeros. En lo referente al número de partículas primarias, la reducción llega al 99%, y alcanza niveles del orden de los niveles medios en aire ambiente.

Peugeot y Citroën instalan en determinados tipos de vehículos los filtros denominados FAP (*filtre à particules*) o FBC (catalizador para combustible) como una solución particular para ir introduciendo en el mercado esta tecnología que determinados fabricantes piensan que puede ser una solución para alcanzar la reducción de emisiones exigida por EURO 5. En

la actualidad casi todos los fabricantes de automóviles instalan de forma rutinaria filtros de partículas en los vehículos diésel de su gama más alta.

Algunos vehículos están equipados con el sistema CRT (*Continuously Regenerating Trap, Eminox*, entre otros). Este combina el efecto físico de un filtro de partículas con el de un catalizador oxidante. El óxido de nitrógeno ( $\text{NO}_2$ ) generado por el catalizador a partir de  $\text{NO}$  emitido permite la combustión del  $\text{PM}$  retenido en el filtro a temperaturas relativamente bajas (250-450 °C). Así pues este sistema incrementa las emisiones de  $\text{NO}_2$  primarias.

Para vehículos en circulación producidos en serie, aunque la instalación de filtros de partículas es tecnológicamente posible, los costes de tal transformación son elevados y difícilmente aplicables a gran escala.

### Combinación de sistemas

Un ejemplo de soluciones más avanzadas y completas que actualmente se plantean para post-tratamiento de los gases de escape es el sistema Toyota DPNR para depurar gases de combustión (Toyota, 2003), conocido como D-Cat (*Diésel Clean Advanced Technology*). No es en sí un sistema sino un conjunto de sistemas: un sistema catalítico de adsorción de  $\text{NO}_x$  y un filtro de partículas con un catalizador oxidante final y refrigerador EGR. Su aplicación a vehículos de pasajeros permite reducir el 80% las emisiones del motor. El sistema no requiere ni mantenimiento ni aditivos.

La utilización de sistemas de absorción de  $\text{NO}_x$  ( *$\text{NO}_x$  trapping*) está en estudio por un gran número de fabricantes. Mitsubishi y Volvo lo usaron en sus motores GDI de gasolina, pero presenta problemas cuando trabaja con combustibles con azufre y es muy difícil de adaptar a motores diésel sin incrementar la formación de partículas en las etapas de regeneración. Actualmente Daimler-Chrysler lo usa en algunos motores diésel de alta gama.

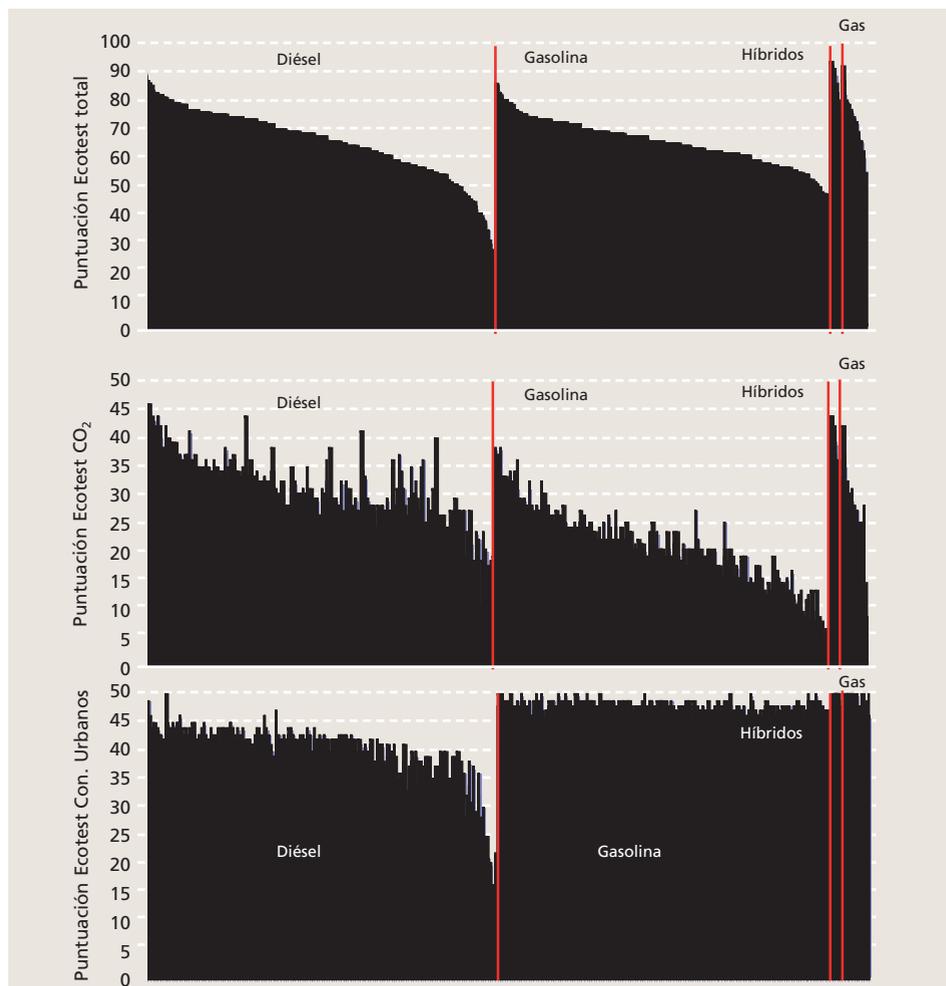
Como veremos posteriormente, actualmente se produce (por parte de varias firmas) el sistema SCRT, constituido por un filtro CRT y un sistema de SCR, con lo cual se reducen drásticamente las emisiones de  $\text{NO}_2$  y  $\text{PM}$ .

### E. Selección del vehículo ecológico

Es importante volver a resaltar que para abordar independientemente los problemas de emisiones de  $\text{CO}_2$  derivadas del tráfico rodado, por una parte, y  $\text{NO}_2$  y  $\text{PM}$ , por otra (como se viene haciendo en muchos Estados Miembros, entre ellos España), han de tenerse en cuenta los efectos colaterales que pueda tener una medida en el (los) otro(s) contaminante(s). Así, el favorecer la compra de vehículos con menores emisiones de  $\text{CO}_2$  no tiene porque traducirse también en el descenso de emisiones de  $\text{NO}_2$  y  $\text{PM}$ , sino que puede llegar incluso a incrementarlas.

Como ejemplo, la clasificación de vehículos IDAE tiene solo criterios de reducción de emisiones de  $\text{CO}_2$  y no de  $\text{NO}_x$  y  $\text{PM}$ .

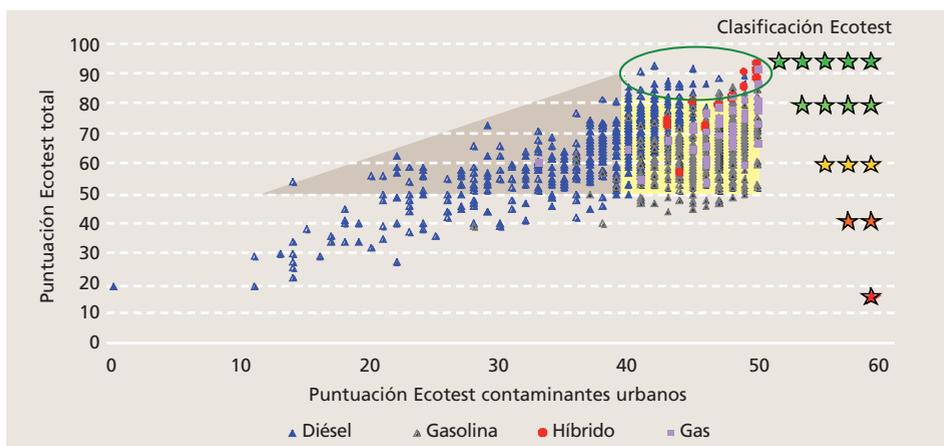
**Figura 4.1.** Modelos de turismos del mercado europeo actual clasificados por combustible (diésel, gas, híbridos y gasolina), y a su vez por el valor del Ecotest total (CO<sub>2</sub> + contaminantes urbanos), valor máximo 100. En las dos figuras inferiores los vehículos por el mismo orden pero con puntuaciones referentes a las emisiones de CO<sub>2</sub> (valor máximo 50) y de contaminantes urbanos (PM y NO<sub>x</sub>, valor máximo 50).



El anteriormente mencionado Ecotest se basa en la suma de puntuaciones obtenidas mediante la valoración de las emisiones de CO<sub>2</sub> (ECO2), por un lado, y PM y NO<sub>x</sub> (contaminantes urbanos), por otro, denominándose Ecotest total. La puntuación elevada (ECO2 + contaminantes urbanos) de un vehículo no tiene por qué ser debida a valores elevados de las dos valoraciones, sino que puede tener valores más elevados de ECO2 y más bajos de contaminantes urbanos que lleven a alcanzar valores del Ecotest elevados, o viceversa. Así la figura 4.1 muestra los

modelos de turismos del mercado europeo actual, clasificados por combustible (diésel, gas, híbridos y gasolina), y a su vez por el valor del Ecotest (la puntuación mayor actual es de 94). Asimismo, se presentan en las dos figuras inferiores los vehículos por el mismo orden pero con puntuaciones referentes a las emisiones de CO<sub>2</sub> (la puntuación mayor es de 46) y de PM y NO<sub>x</sub> (la puntuación mayor es de 50). Como puede apreciarse, los vehículos de gasolina tienen una puntuación constantemente elevada en lo referente a contaminantes urbanos, pero muy variable en cuanto a ECO2. En el caso de los diésel ambas puntuaciones son muy variables. La figura 4.2 muestra la correlación entre los valores del Ecotest total (ECO2 + contaminantes urbanos) y Ecotest de contaminantes urbanos. En ella se aprecia que existen un número considerable de vehículos (principalmente diésel) que poseen 3 y 4 estrellas Ecotest (valores >50) y, sin embargo, pueden llegar a presentar valores muy bajos de Ecotest de emisión de contaminantes urbanos, debido a que su relativamente elevada puntuación Ecotest se debe a ECO2 y no a contaminantes urbanos. La selección ecoeficiente de vehículos que han de circular por zonas urbanas debe centrarse en aquellos que están dentro del círculo verde de la figura 4.2.

**Figura 4.2.** Correlación entre los valores del Ecotest total y la puntuación del Ecotest de contaminantes urbanos (PM+NO<sub>x</sub>)



El triángulo resalta vehículos que poseen tres y cuatro estrellas Ecotest (valores >50) y, sin embargo, pueden llegar a presentar valores muy bajos de Ecotest de emisión de contaminantes debido a que su relativamente elevada puntuación Ecotest se debe a bajas emisiones de CO<sub>2</sub>. La selección ecoeficiente de vehículos que han de circular por zonas urbanas debe centrarse en aquellos que están dentro del círculo verde

Por otra parte, el equipamiento de vehículos diésel con filtros de partículas puede conllevar un incremento de emisión de CO<sub>2</sub>, y también el uso de biocombustible para reducir CO<sub>2</sub> puede llevar asociados unos niveles más elevados de emisión de NO<sub>2</sub> o, como se ha citado, la aplicación de determinados filtros de partículas a vehículos diésel puede incrementar las emisiones de NO<sub>2</sub>. Por lo expuesto se debe concluir que las estrategias de reducción de los niveles de emisión de CO<sub>2</sub>, PM, NO<sub>x</sub> y compuestos orgánicos volátiles (VOC) del tráfico rodado deben desarrollarse de

forma conjunta, teniendo en cuenta los efectos que pueden tener las actuaciones tecnológicas para reducir emisiones de un contaminante determinado en el resto de los considerados.

#### 4.1.4.1.2. Vehículos pesados

##### A. Filtros de partículas

En la actualidad existen tecnologías disponibles para la reducción de emisiones de PM en vehículos pesados comerciales. En los años noventa los filtros de partículas empezaron a ser aplicados con resultados satisfactorios en más de 1.100 autobuses de transporte público urbano en una campaña de pruebas a gran escala que realizó el Ministerio de Medio Ambiente de Alemania. En Suiza, desde 2002 existen listas oficiales de sistemas de filtros de partículas homologados por la Administración (SAEFL-BUWAL, SUVA) para ser aplicados en vehículos utilizados en la construcción. Asimismo, BUWAL-SAEFL (2004) expone una lista de filtros con eficiencia probada en la depuración de emisiones de vehículos comerciales.

El sistema CRT (*Continuously Regenerating Trap*, figura 4.3) combina el efecto físico de un filtro de partículas con el de un catalizador oxidante. El substrato filtrante puede ser cerámico, de metal sinterizado o de cordierita, variando considerablemente los costes de adquisición y mantenimiento en función del material. El óxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>) generado por el catalizador permite la combustión del PM retenido en el filtro a temperaturas relativamente bajas (250-450 °C). Sin embargo, en algunas ciudades alemanas se ha detectado un ligero incremento en los niveles de NO<sub>2</sub> desde que ha comenzado la aplicación de este tipo de sistema. Asimismo en Londres se equipó desde 2003 la flota de autobuses con estos filtros. Desde entonces, aun sin variar los niveles absolutos de NO<sub>x</sub> en aire ambiente, se observó un claro y marcado incremento de la proporción NO<sub>2</sub>/NO<sub>x</sub>. La eficacia de retención de partículas supera el 95%, pero se puede aplicar solamente a vehículos superiores a EURO 2-3, y con combustible de ultra bajo contenido en azufre, ya que emisiones elevadas pueden dañar el catalizador. La instalación en un vehículo en circulación puede tener un coste de unos 5.000 euros. Su aplicación a autobuses existentes es cuestión de una veintena de horas. Hay que remarcar que en CRT se acumulan, además de las emisiones de partículas carbonosas, las cenizas de lubricante. Estas no se eliminan durante la regeneración y, por tanto, se ha de aplicar un mantenimiento periódico para eliminarlas. Este mantenimiento puede tener costes y duración muy variables en función del material del filtro.

Existen más de 80.000 autobuses a nivel mundial equipados con sistemas CRT, de ellos más de 20.000 en Europa. En Alemania, de los 42.000 autobuses del transporte público, 14.000 están equipados con filtros.

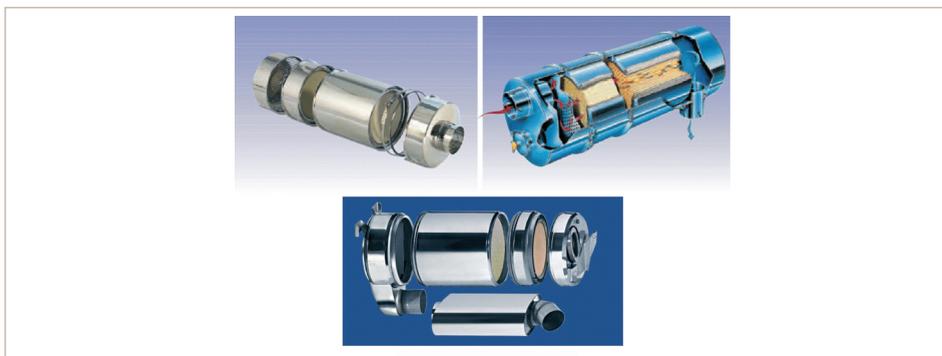
Eminox (figura 4.3) ha aplicado CRT a:

- 2003-2005 Transport for London (TfL), 8.000 autobuses.
- RATP (París), 3.000 autobuses.
- Volvo DPF 10.000 sistemas en Holanda en camiones.
- De Lijn Buses, Flandes, Bélgica, 700 autobuses.

Las flotas de autobuses de empresas del transporte público equipados con sistemas de filtros de la empresa HJS (HJS-DES, figura 4.3) son:

- Berlín BVG      1.250 vehículos
- Hamburgo      600 vehículos
- Stuttgart      220 vehículos
- Colonia      200 vehículos
- Wiesbaden      180 vehículos
- Frankfurt      200 vehículos
- Munich      100 vehículos
- Roma      200 vehículos
- Milán      100 vehículos
- Innsbruck      100 vehículos
- Londres      600 vehículos
- Bilbao      15 vehículos

**Figura 4.3.** Superior: sistema de filtro de partículas CRT-cerámico (*Continuously Regenerating Trap, Eminox*) incluyendo la fase primaria de catalizador oxidante para hidrocarburos y NO a NO<sub>2</sub>. Inferior: sistema CRT-SMF, incluyendo también la fase primaria de catalizador oxidante para hidrocarburos y NO a NO<sub>2</sub> (*sinterised metal filter* de HJS-DES)



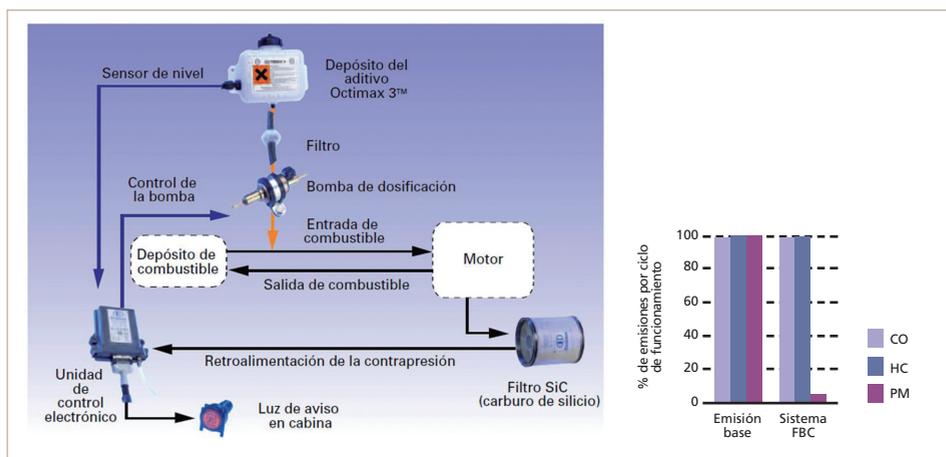
Así pues estos filtros CRT son únicamente aplicables en zonas donde solamente el PM constituya el problema de calidad del aire y los niveles de NO<sub>2</sub> sean relativamente bajos. El uso de un filtro de PM en combinación con reducción catalítica selectiva (SCR) puede constituir un método óptimo para la reducción de los niveles de emisión de PM y NO<sub>x</sub> en vehículos comerciales pesados. Para ello se han creado los SCRT, equipados con CRT y un sistema SCR de amoníaco.

El sistema FBC (catalizador para combustible, figura 4.4) es otro sistema de filtrado de partículas diésel. Se trata de un sistema ideal para los vehículos en los que se alcanzan con

menos frecuencia las altas temperaturas de escape necesarias para la regeneración del filtro; es decir, vehículos con ciclos de funcionamiento menos exigentes o con motores diésel más pequeños y de menor potencia. La ventaja de este sistema es que es efectivo con los motores más antiguos, anteriores a las normas EURO 0 y EURO 1, que generan mayores emisiones de partículas. Además, como el catalizador se añade al circuito de combustible, no hay ningún elemento catalítico en el tubo de escape, lo que hace que el sistema sea compacto y pueda instalarse en una amplia gama de vehículos. Por otro lado, esto permite su uso en vehículos que no utilicen gasóleo con bajo contenido en azufre (LSD/ULSD). Se trata de una tecnología muy versátil que se usa en una amplia gama de vehículos, desde furgonetas y camionetas hasta autobuses, camiones de gran potencia, autocares, vehículos todoterreno, grúas, vehículos pesados de construcción/demolición, generadores... Este filtro de carburo de silicio especialmente diseñado retiene incluso las partículas finas y ultrafinas. Es muy duradero y soporta las altas temperaturas que se producen cuando hay grandes acumulaciones de hollín en el filtro. Por lo general, hay que limpiarlo cada 50.000-100.000 km o tras un año de funcionamiento. Su eficacia en la eliminación de partículas es de alrededor del 80% y su uso es aconsejable en vehículos antiguos a los cuales no se les puede instalar otro tipo de filtro. Está muy indicado para vehículos y motores (generadores incluidos) utilizados en construcción y demolición. No incrementa los niveles de NO<sub>2</sub> durante la regeneración y su aplicación a un vehículo pesado en circulación puede tener un coste de entre 3.500-4.500 euros.

El sistema FBC ha sido seleccionado como una de las tecnologías aceptables para acceder a la ZBE definida en Londres, también para autobuses pre EURO en aeropuertos.

**Figura 4.4.** Funcionamiento y rendimiento de los sistemas de filtro de partícula FBC de Eminox



## B. Combinación de filtros y catalizadores

En los sistemas combinados SCRT (figura 4.5), un sistema catalítico oxidante elimina los hidrocarburos y el monóxido de carbono de las emisiones de los motores diésel, a la vez que convierte una gran parte del NO en NO<sub>2</sub>. Posteriormente un sistema CRT elimina la materia particulada. A este sistema se aplica otro del tipo SCR para reducir los óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>). Finalmente, otro sistema se encarga de eliminar posibles pérdidas de NH<sub>3</sub> del SCR. En primer lugar, el CRT acondiciona el gas de escape para maximizar posteriormente la conversión de NO en el SCR. El aditivo AdBlue se dosifica activamente para mantener una óptima reducción de NO<sub>x</sub> y garantizar un buen funcionamiento. La combinación de estas dos tecnologías en el SCRT da lugar a un sistema que reduce las emisiones de todos los contaminantes de motores diésel recogidos en la legislación. El sistema SCRT se suministra como equipo original para la fabricación de vehículos o de reacondicionamiento de vehículos en circulación, y permite a los vehículos que cumplen las normas EURO 1, 2 y 3 alcanzar los niveles de emisiones que dictan las normativas EURO 4 y 5. Existen diferentes configuraciones del SCRT para adaptarse a una amplia gama de vehículos con diferentes limitaciones de espacio. Sin embargo, los sistemas actuales presentan problemas de instalación en autobuses o camiones pequeños o de suelo muy bajo. Su rendimiento de reducción de emisiones es alto, tanto para PM como para NO<sub>2</sub>, pero su coste de instalación en vehículos en circulación es más elevado que el resto de sistemas (12.000 a 15.000 euros). En estos sistemas es del todo imprescindible el control y eliminación de posibles pérdidas de NH<sub>3</sub> del sistema SCR, ya que, de producirse, incrementarían drásticamente la formación de partículas PM<sub>2,5</sub> debido a la formación casi inmediata de nitrato amónico.

Aunque existen varias flotas de autobuses que han hecho pruebas con el SCRT, este sistema será aplicado por primera vez de forma extensiva (ya circulantes 360, y previsto 460 autobuses a finales de 2011) por TMB (Transports Metropolitans de Barcelona) (ver más adelante).

Además de reacondicionar vehículos en circulación, los filtros de partículas se instalan actualmente en la fabricación de vehículos pesados. El coste de un filtro de partículas en la fabricación del vehículo puede suponer un coste adicional del 5-8% sobre el coste de compra de un vehículo pesado comercial. Los sistemas SCRT pueden incrementar bastante este porcentaje.

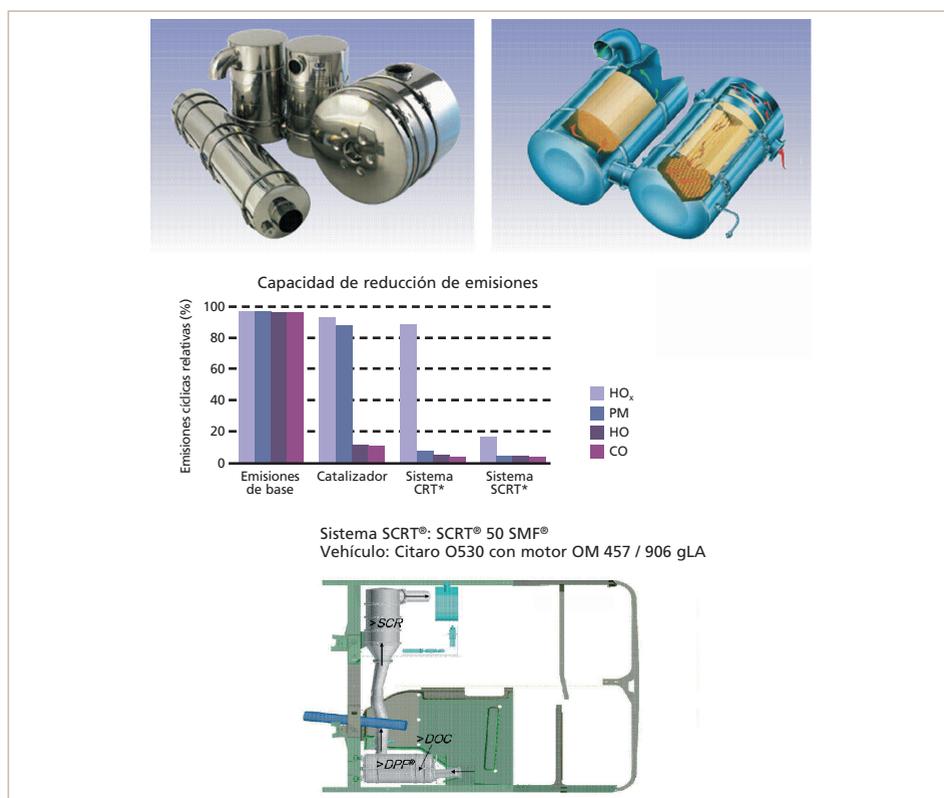
De nuevo es necesario señalar que para el funcionamiento óptimo de los filtros y catalizadores descritos anteriormente es imprescindible un nivel extremadamente bajo de azufre en el gasóleo. Existen otros sistemas que se pueden aplicar a vehículos o motores extremadamente contaminantes.

## C. Experiencias existentes

Graz, Berlín, Stuttgart, Bolzano, Londres y Barcelona son ciudades en las que se han hecho intensas campañas para favorecer la aplicación de filtros de PM a vehículos. En el caso de Graz

y Bolzano, además de los planes desarrollados para equipar los vehículos públicos con filtros de PM, el equipamiento de los vehículos diésel privados con dichos filtros está subvencionado (300 euros para vehículos de pasajeros y 700 euros para camiones y autobuses, en el caso de la provincia de Styria para Graz, los cuales se complementan con otros 100 y 300 euros, respectivamente, del Ayuntamiento de la citada ciudad). En Berlín, Stuttgart y Londres los vehículos públicos (principalmente autobuses) están equipados con filtros de PM. Según Nagl *et al.*, 2007 para que la instalación de filtros de PM en la flota de vehículos existente sea una medida eficaz se ha de apoyar, además de con los planes de subvenciones citados, con la sugerencia de filtros a aplicar (véase el problema del incremento de emisiones de NO<sub>2</sub> primario descrito anteriormente para determinados filtros). En Bolzano-Alto Adige, los coches equipados con filtros de PM pueden circular en las zonas de restricción de tráfico en periodos de contaminación.

**Figura 4.5.** Superior: funcionamiento y rendimiento del sistema combinado SCRT (CRT+SCR) de Eminox. Inferior: sistema equivalente de HJS-DES



Ambos aplicados en Barcelona por TMB.

En Berlín se estimó (Nagl *et al.*, 2007) que en el caso de aplicar los filtros de PM al 100% de los vehículos diésel, se reducirían las superaciones anuales del valor límite diario de calidad del aire en lo referente a  $PM_{10}$  en doce días al año. Si el grado de implantación se reduce al 40%, se reduciría en cinco días.

TMB en Barcelona cuenta con una flota actual compuesta por 1.100 autobuses, de los que 376 utilizan como combustible gas natural, 100 biodiésel y los restantes 620 diésel (EURO 3, 4 ó 5). A lo largo de 2010 se equiparon 360 autobuses diésel (anteriores a EURO 4) con catalizadores y filtros del tipo SCRT (previsto llegar a 460 a final de 2011). Esta medida se aplica con base en una de las indicadas en el plan de mejora de calidad del aire de las zonas 1 y 2 del área metropolitana de Barcelona, que además se verán complementadas por otras de mayor calado (ver en vehículos pesados híbridos).

La Agencia de Protección Ambiental de EE UU presentó en 2003 un plan de aplicación de tecnología ambiental para disminuir las emisiones de PM y  $NO_2$  en autocares escolares. El plan finalizó en 2010, y para entonces los 400.000 autobuses escolares existentes estaban equipados con tecnología de depuración de emisiones. El Gobierno balear ha aplicado un plan de renovación de la flota de autobuses escolares, de manera que se incentiva económicamente su renovación para contar con equipamiento de seguridad y de bajas emisiones de contaminantes atmosféricos.

Algunas redes de transporte urbano han ido apostando por el incremento de la flota de vehículos de gas natural, lo cual es beneficioso sin duda para las emisiones de masa de PM (no influye tanto en el número). Sin embargo, los niveles de  $NO_2$  no se reducen significativamente si los vehículos no se equipan también con un sistema SCR. Las emisiones de  $CO_2$  pueden verse reducidas también por el uso de gas natural, aunque las de  $CH_4$  se incrementan.

La limitación más importante de estas medidas tecnológicas de tratamiento de emisiones a vehículos ya existentes (*“retrofitting”*) es su elevado coste, además de centrarse únicamente en la reducción de PM primario. Por tanto, antes de aplicar los incentivos citados para los vehículos privados, se aconseja realizar un estudio de coste-beneficio, así como estudios de predicción de su aceptación por los propietarios de los vehículos privados, ya que estos han de cofinanciar la instalación de filtros. En el caso de los vehículos públicos, especialmente los pesados, la aplicación de sistemas de depuración de emisiones es muy recomendable, en el caso de que dichos vehículos vayan a circular durante los próximos años sin ser sustituidos por otros de motores menos contaminantes.

#### D. Otras tecnologías alternativas

Los vehículos pesados de gas natural comprimido (GNC) presentan ya un grado de introducción importante en el transporte público de España (tabla 4.3). Así, la EMT (Empresa Municipal de Transportes de Madrid) cuenta con la mayor flota de autobuses de GNC, con un total de 393 vehículos (sobre 2.100) y una previsión a medio plazo de 630 vehículos (31%). La TMB-Barcelona cuenta con 296 autobuses de gas natural (sobre 1.200) y una previsión de 376 (31%). TUSAM-Sevilla cuenta con 136 autobuses de gas natural (de un total

de 380, con una previsión de 190 (50%). Los servicios de transporte público de ciudades como Valencia, Salamanca, Burgos, Toledo y Málaga cuentan con 75, 18, 16, 10, 4 autobuses de gas natural en sus flotas, respectivamente; en el último caso con previsión de 100.

El GNC no solamente se está introduciendo en el transporte público en España, sino en la flota de vehículos de la Administración. Así, Madrid cuenta con alrededor de 500 camiones de recogida de residuos urbanos de GNC. En Barcelona la flota de estos tipos de vehículos también es de GNC.

El gas licuado de petróleo (GLP, mezcla de propano y butano) es también un combustible alternativo. Repsol está apoyando desde hace años este combustible. Su mayor aceptación es en la transformación de vehículos de gasolina en GLP, especialmente en flotas de taxis urbanos. En España no se fabrican actualmente modelos de vehículos ligeros de GLP, pero sí en otros países como Italia. La flota de autobuses públicos de Valladolid apostó por el GLP y toda está constituida por este tipo de vehículos, fabricados exclusivamente por la compañía MAN.

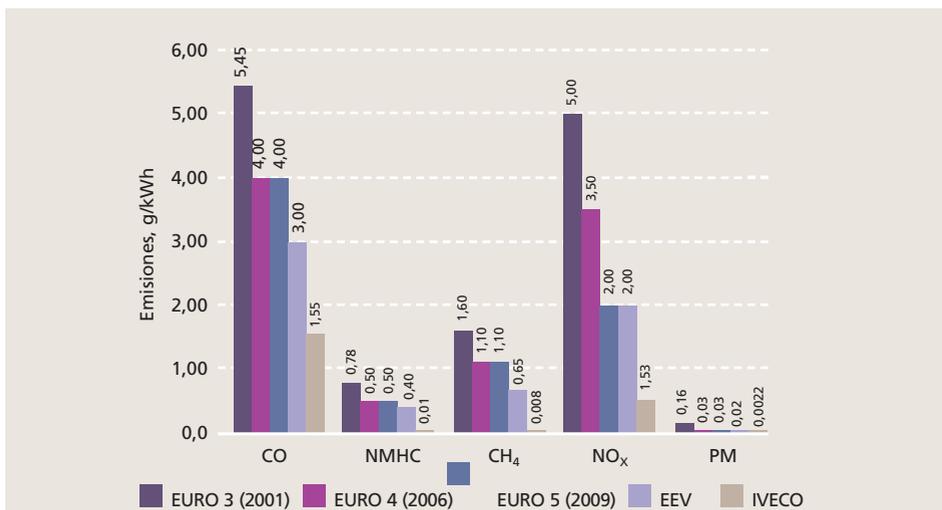
La tabla 4.4 y la figura 4.6 muestran que los autobuses de GNC (en 2009) presentan una reducción de emisiones de NO<sub>x</sub> de casi un 90% respecto a un vehículo equivalente EURO 4. Probablemente ello sea también aplicable al GLP. La reducción en cuanto a emisiones de masa de PM es también de un orden similar. Sin embargo es de esperar que dado que el GLP presenta una emisión específica de CO<sub>2</sub> por unidad de energía más elevada, las emisiones de CO<sub>2</sub> sean ligeramente más altas en el caso de GLP.

Hasta la entrada en vigor de la siguiente normativa EURO 6 más estricta (prevista para enero de 2014), hay un peldaño intermedio entre EURO 5 y EURO 6. Este lo constituyen los motores EEV (*Enhanced Environmental-Friendly Vehicles*, o VEM Vehículos Ecológicamente Mejorados), que tienen un nivel de humos y partículas inferior en un 50% a los de EURO 5. La figura 4.6 muestra que los autobuses o camiones GNC actuales emiten menos contaminantes que los EEV.

Tal y como se ha expuesto, al margen de los vehículos diésel, de gasolina, GLP o GNC, en la actualidad se están desarrollando tecnologías alternativas como los vehículos híbridos (gas natural-eléctrico, gasóleo-eléctrico o gasolina-eléctrico) o de hidrógeno. Los vehículos híbridos son aquellos en los cuales la energía eléctrica proviene de baterías y, alternativamente, de un motor de combustión interna que mueve un generador. Normalmente, el motor también puede impulsar las ruedas en forma directa. Estos vehículos disponen de un sistema electrónico para determinar qué motor usar y cuándo hacerlo. En el caso de híbridos gasolina-eléctricos, cuando el motor de combustión interna funciona, lo hace con su máxima eficiencia. Si se genera más energía de la necesaria, el motor eléctrico se usa como generador y carga las baterías del sistema. En otras situaciones funciona solo el motor eléctrico, alimentándose de la energía guardada en la batería. El autobús o camión híbrido-GNC presenta unas características muy interesantes para ser aplicado en planes de calidad del aire.

Además se han de tener muy en cuenta las posibilidades del híbrido enchufable en flotas de autobuses urbanos, con dos baterías, una eléctrica, y la batería de carga continua del híbrido.

**Figura 4.6.** Comparación entre los factores de emisión de CO, hidrocarburos no metánicos (NMHC), CH<sub>4</sub>, NO<sub>x</sub> y partículas (PM) de autobuses EURO 3, 4 y 5 y autobuses IVECO de GNC



EEV son Vehículos Ecológicamente Mejorados y tienen un nivel de emisión más estricto que los EURO 5 (constituyen el eslabón entre EURO 5 y la futura EURO 6 prevista para 2014).  
Fuente: IVECO.

**Tabla 4.3.** Flota de autobuses de gas natural comprimido (GNC) en España

Localidad	Empresa	Tipo	Nº vehíc. GNC	Nº vehíc. TOT	% GNC	Notas
Madrid	EMT Madrid	Autobuses	393	2.100	19%	Previsión de llegar a 650 (31%)
Salamanca	Salam. de Transp.	Autobuses	18	64	28%	
Burgos	SMAUB	Autobuses	16			
Barcelona	TMB	Autobuses	296	1.200	25%	Previsión de llegar a 376 (31%)
Málaga	EMTSAM	Autobuses	4	200	2%	Previsión de llegar a 100 (50%)
Valencia	EMT	Autobuses	75			
Sevilla	TUSSAM	Autobuses	136	380	36%	Previsión de llegar hasta 190 (50%)
Toledo	UNAUTO	Autobuses	10			
<b>Total</b>			<b>948</b>			

Fuente: Gas Natural (noviembre de 2009).

**Tabla 4.4.** Porcentaje de reducción en emisiones de NO<sub>x</sub> de vehículos de gas natural comprimido, comparadas con vehículos similares diésel EURO 4

	Potencia kW	Potencia media utiliz.	Emisión NO <sub>x</sub> g/kWh	Emisión g/h	Velocidad km/h	Emisión g/km	Emisión vehículo g/año	Ahorro g/vehículo año	% reduc.
Derivado de turismo	51	15	0,38	6	35	0,168	5.868	48.176	89%
Furgón	88	26	0,38	10	33	0,305	12.193	100.107	89%
Camión de reparto	147	44	0,58	26	30	0,853	46.912	236.176	83%
Camión pesado	221	66	0,43	28	30	0,949	66.397	474.044	88%
Camión remolcador	294	88	0,43	38	30	1,265	88.529	632.059	88%
Camión de basura	191	57	0,43	25	20	1,233	98.647	704.294	88%
Autobús urbano	199	60	0,43	26	25	1,024	87.075	621.675	88%
									426

Potencia media utilizada = 30% de potencia máxima.

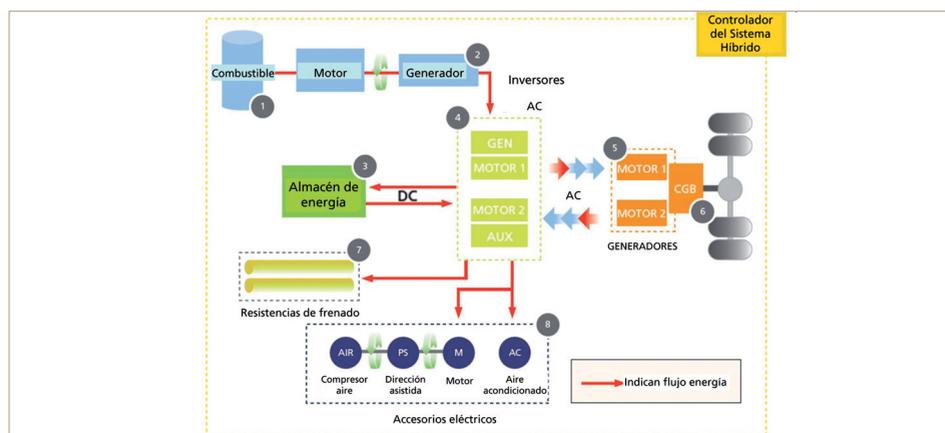
Emisiones diésel = EURO4.

Fuente: Gas Natural e IVECO.

Existen ya experiencias en flotas públicas de vehículos pesados híbridos gasóleo-eléctrico y GNC-eléctrico (figura 4.7) en Japón y Estados Unidos en el campo de los autobuses (San Diego) y camiones de basura (Fresno). Ambas experiencias americanas han sido desarrolladas por empresas especializadas en la hibridación de vehículos pesados (Odyne en Fresno e ISE Corporation en San Diego). Hyundai está desarrollando en Corea el concepto de *mild hybrid*-CNG para autobuses. Los sistemas híbridos gasóleo o GNC (complementados con sistemas SCR con filtro de partículas, o SCR) podrían ser una buena solución para la reducción de las emisiones de este sector.

- La ciudad de Fresno, California, ha elegido transformar su actual flota de vehículos pesados para la recogida de residuos en vehículos híbridos-CNG fabricados por Odyne Corporation. Este tipo de vehículo está equipado con un motor Cummins Westport C Gas Plus que dirige un generador que alimenta a un motor de tracción de 300 kW. El sistema de baterías, con una capacidad de 50 kWh, se basa en un sistema de plomo-ácido. Estas se recargan por la energía cinética del frenado y por el generador.
- Hyundai Motor Co fabrica autobuses parcialmente híbridos (*mild-hybrid*), gas o gasóleo, con motores de corriente alterna de 8KW y un generador utilizado de forma automática que se detiene y se arranca otra vez al soltar el freno. Este sistema transforma también la energía cinética del frenado en eléctrica. Dependiendo del modo de conducción estos vehículos pueden reducir el consumo entre 15 y 20%, mientras que su coste es una quinta parte del de un híbrido completo (el cual reduce el consumo en un 50%). Hyundai Motor Co. suministra autobuses de este tipo a las flotas urbanas de Suwon e Incheon. Hyundai tiene además prevista la fabricación de híbridos completos para fechas muy próximas.
- Toyota ha desarrollado la versión híbrida-GNC sobre el modelo Camry (berlina) en Estados Unidos (Surfrider Camry Hybrid CNG), aunque por el momento no para la venta masiva.

Figura 4.7. Sistema de autobuses híbridos GNC de ISE Corporation



Dentro del plan de mejora de las zonas 1 y 2 del área metropolitana de Barcelona, citado anteriormente, el Ajuntament de Barcelona, a partir del 1 de noviembre de 2009, ha ido sustituyendo todo el parque de sus vehículos (alrededor de 1.000) por una nueva flota compuesta por 33% a gas natural (principalmente vehículos pesados de recogida de residuos urbanos), 33% de vehículos con biodiésel (vehículos de carga ligeros) y 33% eléctricos e híbridos (pequeños vehículos).

Por otra parte, con el Plan E4, financiado por IDAE (Instituto para Estrategias de Ahorro Energético y Eficiencia), se pretende introducir en la flota de transporte público de España alrededor de 300 autobuses ecológicos. Este plan se basa en la adquisición de híbridos, eléctricos, de hidrógeno, o en la transformación de autobuses existentes en híbridos. Este Plan E4 está desarrollado por las compañías de transporte público de Barcelona, Madrid y Valencia. Así, en el periodo 2010-2012, las flotas de estas tres ciudades contarán con 100, 16 y 5 autobuses circulantes diésel transformados en híbridos, respectivamente. La figura 4.8 muestra uno de los 4 autobuses diésel de TMB (Transports Metropolitans de Barcelona) transformado a híbrido en pruebas en la Avda. Diagonal de Barcelona. Asimismo se incorporarán a las respectivas flotas 33, 25 y 5 híbridos de nueva adquisición. Finalmente, además Barcelona contará con 5 autobuses nuevos de pilas de combustible. Los autobuses híbridos, además de emitir menos, permitirán reducir significativamente las emisiones en el centro ciudad, debido a que en esta zona los conductores pueden dar preferencia al motor eléctrico. Una vez evaluado el rendimiento energético y ambiental de dichos autobuses se tomarán decisiones sobre el tipo de autobús que va a seleccionarse para la renovación de las flotas existentes.

Los vehículos de hidrógeno son aquellos que utilizan hidrógeno diatómico como su fuente primaria de potencia para la locomoción. El problema principal es desarrollar comercialmente procedimientos de fabricación de hidrógeno que no emitan contaminación a un coste razonable. Las soluciones tecnológicas para ello se vislumbran para dentro de varios años, por lo que la disponibilidad de este combustible es aún muy escasa y a un coste muy alto.

**Figura 4.8.** Autobús diésel de TMB (Transports Metropolitans de Barcelona) transformado a híbrido en pruebas en la Avda. Diagonal de Barcelona



Existen dos posibilidades en cuanto a la utilización del hidrógeno: combustión o conversión de pila de combustible. En la combustión el hidrógeno se “quema” en los motores fundamentalmente de la misma forma que en los vehículos tradicionales de gasolina. En la conversión de

pila de combustible, el hidrógeno se convierte en electricidad a través de pilas de combustible que mueven motores eléctricos. En ambos casos el principal subproducto del hidrógeno consumido es agua, con la consiguiente reducción al máximo de las emisiones del motor. La principal limitación de los vehículos de hidrógeno se encuentra en el almacenamiento del combustible, para garantizar la seguridad. Algunos ejemplos de vehículos de hidrógeno son DaimlerChrysler - F-Cell, Ford Focus FCV, Honda EV Plus, Hyundai - Santa Fe FCEV, y Mazda - RX-8.

Aunque a finales de los noventa esta tecnología prometía avances importantes, la verdad es que muchas ciudades poseen algunas unidades de autobuses de hidrógeno en la flota de transporte público, pero solamente a escala de demostración.

Los autobuses eléctricos están comenzándose a fabricar en China, pero la eficacia en aplicaciones a gran escala aún no ha sido demostrada. Sin embargo, esta es una línea a seguir en cuanto a desarrollo en los próximos años.

#### 4.1.4.2. Limitación de la velocidad máxima de circulación y velocidad variable

Esta limitación ha sido aplicada en Graz, Viena, Berlín, Munich, París, Rotterdam, Amsterdam, Barcelona, Linz, Erfurt, Halle, Frankfurt/Oder, Hannover, Braunschweig, Estrasburgo, Dunkerque y Nancy.

Mediante la limitación de la velocidad de circulación en zonas urbanas a un máximo de 30 km/h en zonas de congestión donde los valores límite se superen con frecuencia, en conjunción con medidas acordes en lo referente a la sincronización de semáforos, se han logrado obtener reducciones importantes de todo tipo de contaminantes procedentes del tráfico (del motor y por abrasión mecánica). Sin embargo, los efectos no son extrapolables a todas las situaciones. Así, en Berlín se ha podido demostrar que su efecto no es importante en las zonas de tráfico intenso, y que la reducción obtenida era de rango inferior a la obtenida por variaciones meteorológicas en el periodo de control (EC, 2004). En estos casos, la potencial disminución de las emisiones no se debe a la disminución de la velocidad en sí, sino a la inducción de un flujo de tráfico menos congestionado en la entrada de la ciudad, con menor alternancia de paradas y arranques.

En la ciudad de Graz se aplica una reducción de 50 a 30 km/h en las vías de circulación, de 100 a 80 km/h en vías de circulación rural, y de 130 a 100 km/h en autopistas. Nagl *et al.* (2007) exponen que dichas restricciones redujeron en un 2,5% las emisiones de NO<sub>2</sub> y PM de toda la zona de Graz y en un 8% las de las vías de aplicación. Según los mismos autores en Austria se ha concluido que la reducción de 100 a 80 km/h en autovías y carreteras secundarias supondría una reducción de emisiones del 16% de PM<sub>10</sub>, 18% de NO<sub>x</sub> y 6% de CO<sub>2</sub>. Asimismo la reducción de 130 a 100 km/h en autopistas austríacas resultaría en una reducción de las emisiones en las autopistas de 25-33% para NO<sub>x</sub> y 31% para PM<sub>10</sub>. Los autores concluyen que una restricción a 80 km/h lograría menores tasas de emisión. Se obtuvieron resultados similares en las autopistas austríacas A12 Inn y A10 Tauern.

En tramos de 3,5 km de la A13 en Rotterdam se implantó desde 2002 el límite de 80 km/h en lugar de 120 km/h. Por esta vía circulan alrededor de 150.000 vehículos/día

y presenta una elevada congestión. Los resultados de la evaluación realizada muestran efectos similares a los austríacos en cuanto a la reducción de emisiones.

Otras evaluaciones realizadas en autovías y autopistas muestran resultados similares. Estudios actuales realizados en la citada A13 y en los alrededores de Barcelona muestran que con la reducción de los límites de velocidad de 120 a 80 km/h se consiguen reducciones de las emisiones del tráfico circulante de alrededor de 5-10% (Dijkema *et al.*, 2008 y Gonçalves *et al.*, 2008). En este caso se consigue una reducción de las emisiones de los motores por el menor consumo de combustible, a la vez que se logra una disminución de la congestión del tráfico. La reducción de la velocidad conlleva una menor distancia de seguridad y una mejor dosificación del tráfico a la entrada de la ciudad. Como efectos colaterales beneficiosos presenta además una drástica reducción de los accidentes (hasta el 40% en la A13 en Holanda y zona metropolitana de Barcelona).

Nagl *et al.* (2007) concluyen que la reducción del límite de velocidad (120 ó 130 a 80 km/h) consigue mayores reducciones de emisiones para vehículos (sobre todo diésel) en autovías/autopistas. Para velocidades inferiores a 80 km/h no se consigue una reducción significativa por las emisiones del motor, sino solamente por la posible fluidificación del tráfico.

Estas medidas de reducción de la velocidad de circulación deben tomarse como medidas adicionales a las de disminución de la densidad del tráfico, ya que de por sí suelen reducir las emisiones en áreas concretas, pero deben cubrir zonas muy amplias para tener efectos muy patentes en la calidad del aire.

La velocidad variable (aplicada en Barcelona) puede ser efectiva en cuanto que ayuda a disminuir la congestión en la entrada de las ciudades.

En algunos planes estas son unas de las primeras medidas que se aplican. Ello no se debe a que sean las de mayor eficacia sino a que en muchos casos son las que los gobiernos regionales pueden aplicar con mayor rapidez. Otras medidas más efectivas (como la reducción de la densidad de tráfico en zonas céntricas) requieren de la participación de entes de movilidad, ayuntamientos y gobiernos regionales, lo cual generalmente conlleva un retraso en la aplicación de estas medidas.

#### 4.1.4.3. Fomento de cursos de conducción eficiente y de selección de la cilindrada y demás características ecológicas para orientar la compra de vehículos privados en función de las necesidades personales y/o familiares

Además de fomentar los cursos de conducción eficiente, esta materia debería ser obligatoria para obtener el carnet de conducir. Por otra parte, se ha de tener en cuenta el tipo de vehículo adecuado para cada caso particular, según las necesidades personales y/o familiares.

#### 4.1.4.4. Restricciones temporales de tráfico o velocidad en días de alto grado de contaminación en los que existe una alta probabilidad de superar el valor límite diario de PM<sub>10</sub> o el horario de NO<sub>2</sub>

Son medidas a aplicar en situaciones de alarma, disparada por evidencias de la posible superación de los valores límite diarios u horarios. Para disparar esta alarma en algunos casos se

utilizan indicadores meteorológicos (existencia o no de anticiclón) para disparar la alerta y desencadenar prohibiciones, sin embargo la mayoría de los planes suele utilizar indicadores de calidad del aire (influidos tanto por la meteorología como por las emisiones) registrados en estaciones de fondo urbano. Un ejemplo de información para activar restricciones es el rebasar más de siete horas consecutivas el valor límite diario de  $PM_{10}$  en estaciones de fondo urbano. Las restricciones de circulación para vehículos específicos (por ejemplo, con matrícula par o impar) no son efectivas debido a que no son aplicables a vehículos de tránsito necesario como ambulancias, autobuses, taxis, furgonetas y camiones de reparto, entre otros.

A modo de ejemplo, la ordenanza de invierno 2006-2007 de la provincia de Styria (incluyendo la ciudad de Graz) prohíbe la circulación de vehículos diésel cuando se superan  $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de  $PM_{10}$  como media diaria, con vistas a fijar dicho umbral en  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Los beneficios colaterales son la disminución de la contaminación sonora y la reducción del consumo energético. Según Nagl *et al.* (2007), el problema de estas medidas es la posible poca aceptación ciudadana de la restricción del tráfico, por lo que es necesario realizar campañas de concienciación y tener medidas adicionales para inducir al cumplimiento.

### A. Actuaciones para restringir temporalmente el volumen y densidad de tráfico rodado

Las *prohibiciones temporales* de circulación de vehículos privados en zonas urbanas específicas reducen las emisiones con gran efectividad. Sin embargo estas medidas afectan al flujo de tráfico y, por tanto, deben ser aplicadas únicamente en casos excepcionales ya que pueden provocar el desplazamiento del tráfico de unas zonas a otras y así incrementar los niveles de emisión en las zonas hacia donde se desplaza el tráfico desde la zona afectada por la prohibición. Es muy aconsejable aplicar modelos para predecir los efectos de las prohibiciones temporales de circulación.

Es necesario exponer que en zonas delimitadas, previamente a cualquier prohibición temporal del tráfico, debe haber vías de circulación alternativas para vehículos de transporte pesado, pero sobre todo una buena infraestructura de transporte público que permita absorber los pasajeros que en ese periodo no utilicen el transporte privado

Se ha de tener muy en cuenta que los vehículos diésel fabricados a principios de los años noventa y anteriores, y por tanto producidos según criterios EURO poco exigentes (especialmente los anteriores a EURO 2 para vehículos de pasajeros o comerciales ligeros), generan volúmenes de emisiones de contaminantes muy elevados. En lo referente a los vehículos pesados, es a partir de la norma EURO 4 cuando se reducen considerablemente las emisiones. En caso de aplicación forzosa de restricciones, el impacto de la reducción de emisiones sería mayor si estas afectasen a los vehículos más antiguos.

Los vehículos diésel superiores a 12 toneladas son generalmente los que emiten mayores volúmenes de PM en el medio urbano. Por tanto, para obtener el máximo rendimiento en la reducción de emisiones en las prohibiciones temporales de tráfico sería recomendable

actuar sobre este tipo de vehículos y autorizar la circulación a vehículos de tonelaje inferior. Para ello es siempre necesario poder ofrecer unas rutas alternativas para la circulación de vehículos pesados durante las prohibiciones.

Además del efecto de la reducción de emisiones de motores diésel, las prohibiciones temporales disminuyen también las emisiones de PM derivadas de la erosión del firme de rodadura, la resuspensión y la abrasión de frenos y ruedas, emisión atribuible a todo tipo de vehículos (incluidos los de gasolina). Por ello, este tipo de medida puede tener efectos inmediatos y ayudar a mejorar la calidad del aire temporalmente en casos extremos de contaminación aguda, tales como los producidos en episodios anticiclónicos (típicos de invierno y otoño) caracterizados por el estancamiento y la baja renovación de las masas de aire contaminadas. En determinadas ciudades se aplican las prohibiciones temporales de circulación de vehículos privados de pasajeros (y en algunos casos también vehículos con tonelaje superior a 7,5 t) en las zonas centrales de la ciudad durante los domingos y festivos, mientras que en otras la prohibición afecta a vehículos según el número de las matrículas, pares o impares.

Aunque estas medidas (a corto y largo plazo) hayan sido aplicadas y evaluadas con éxito en ciudades europeas, la efectividad de su aplicación en ciudades españolas no es directa. Así, el Ayuntamiento de Madrid se planteó delimitar una zona de bajas emisiones en la cual se podría permitir el acceso solo a vehículos diésel relativamente poco contaminantes (superiores a EURO 2 ó 3). Sin embargo, la evaluación del parque de vehículos de Madrid, evidenció que la proporción de vehículos privados que se verían afectados sería muy baja al ser la flota de vehículos diésel en Madrid bastante moderna, y por tanto la medida tendría poca repercusión en la reducción de emisiones. Esta situación es extensible a la mayoría de los parques de vehículos de las ciudades españolas.

En estudios específicos realizados para determinar la eficiencia de prohibiciones temporales alternantes para matrículas pares e impares los resultados muestran que en algunas ciudades italianas y alemanas la disminución ha sido poco significativa (EC, 2004). Hay que tener en cuenta que existen vehículos comerciales, de servicios y de transporte urbano o transporte escolar que por razones logísticas no pueden estar afectados por tales medidas. Además, un gran número de usuarios puede tener más de un vehículo con matrículas pares e impares. Sin embargo, en Alemania se han determinado eficiencias de reducción de los niveles de PM en aire ambiente del orden de 35-45% mediante la aplicación de prohibiciones en domingos y festivos (Nagl *et al.*, 2007).

En las regiones de Graz (Austria) y Bolzano-Alto Adige (Italia) se aplican restricciones del tráfico durante episodios de contaminación elevada. En Bolzano se distingue entre un plan preventivo multianual y un plan de acción (tabla 4.5). El programa preventivo presenta restricciones para vehículos EURO 0 y ciertas motocicletas muy contaminantes durante las horas punta de tráfico en unas zonas definidas como ambientales, y una prohibición total en las zonas núcleo, de bajas emisiones. Dichas restricciones se ampliarán en un futuro para otros vehículos (EURO 1, vehículos diésel, entre otros). Este programa presenta también restricciones para vehículos pesados (>7,5 t) EURO 0, EURO 1 en la A22 (autopista del Brennero).

**Tabla 4.5.** Plan preventivo multianual y plan de acción referente a las restricciones de tráfico en Bolzano

Tipo de vehículo o de sistema de reducción de emisiones	Programa preventivo multianual			Plan de Acción
	Todas las zonas	Zona ambiental	Zonas peatonales	Zonas ambientales y peatonales
EURO 0 y motores de 2 tiempos sin catalizador	Nov. 2009	Nov. 2006	Nov. 2006	Nov. 2006
EURO 1 y motores de 2 tiempos con catalizador	Nov. 2009	Nov. 2007	Nov. 2007	Nov. 2006
Turismos diésel EURO 2, 3 y 4 (sin filtro de PM)	-	Nov. 2009	Nov. 2009	Nov. 2006
Furgonetas diésel EURO 2, 3 y 4 (sin filtro de PM)	-	Nov. 2009	Nov. 2008	Nov. 2006
Camiones diésel EURO 2 y 3 (sin filtro de PM)	-	Nov. 2008	Nov. 2008	Nov. 2006
Turismos diésel con filtros PM de eficacia <80%	-	-	-	Nov. 2009
Turismos diésel con filtros PM de eficacia >80%	-	-	-	
Turismos de gasolina posteriores a EURO 2 y motores de 4 tiempos	-	-	-	-
Gas natural gas, híbridos, eléctricos y otros más ecológicos	-	-	-	-

Fuente: Nagl *et al.*, 2007. Nov.: a partir de noviembre del año concreto.

Además del citado programa preventivo, se implanta un plan de acción en dos fases que se activa para las zonas ambientales y peatonales si las medias de  $PM_{10}$  diarias superan  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . La primera fase, que se aplica cuando las superaciones tienen lugar durante más de cinco días consecutivos, consiste en la prohibición de la circulación de 7 a 19 h, en zonas ambientales definidas, a los vehículos de gasolina EURO 0, EURO 1 y todos los diésel sin filtro de partículas. Si persisten las superaciones, durante cinco días más, se aplica la segunda fase que implanta una restricción completa a cualquier tipo de vehículo que no transporte al menos dos pasajeros. La experiencia de Bolzano muestra que comienzan a observarse mejoras claras de la calidad del aire con reducciones de entre el 30 y 40% del tráfico en zonas céntricas (Nagl *et al.*, 2007).

En las prohibiciones temporales y permanentes se debería también tener en cuenta las elevadas emisiones de contaminantes atmosféricos que producen las motocicletas con motores de dos tiempos. Aunque estos son poco abundantes en los modelos fabricados actualmente, existen aún en circulación un número considerable de estos motores.

## B. Limitación temporal de la velocidad de circulación

Las limitaciones de velocidad descritas anteriormente se han aplicado de forma temporal para episodios de contaminación en varias ciudades europeas, entre ellas, Barcelona, bien como velocidad fija o variable.

## C. Sistemas de gestión del flujo de tráfico

Estos sistemas tienen como objetivo la reducción de las paradas y arranques de vehículos, es decir, evitar la congestión del tráfico. Así, algunas reducciones de velocidad de circulación persiguen reducir las emisiones, no por el menor consumo de combustible (elevado a velocidades muy bajas), sino por evitar la congestión del tráfico.

El objetivo consiste en lograr que el tráfico sea más fluido, en algunos casos por medio de la optimización de los semáforos. Los sistemas de gestión dinámica del tráfico en ciudades durante episodios de contaminación concretos pueden redirigir el tráfico desde zonas con calidad de aire crítica hacia zonas alternativas para evitar superaciones inminentes del valor límite diario. Estas medidas requieren de sistemas de gestión complejos que midan el flujo de tráfico y se alimenten de datos de calidad del aire en tiempo real, que a su vez alimenten modelos de predicción capaces de activar rutas alternativas de tráfico para mejorar la calidad del aire en zonas concretas sin llegar a deteriorarla drásticamente en las zonas hacia donde se dirija. Para aplicar esta actuación se requiere una gran planificación pues puede crear el caos circulatorio si no se divulga ampliamente la aplicación de la medida con suficiente antelación.

Aunque esta es una medida exigida por la mayoría de los clubes automovilistas de Europa, es necesario considerar que debe aplicarse en situaciones de alarma, ya que a largo plazo el tráfico más fluido podría incentivar el uso del vehículo privado y de este modo incrementar a medio plazo el volumen de tráfico en las ciudades.

Es importante resaltar aquí los problemas relacionados con la concentración, y en muchos casos congestión, del tráfico de vehículos pesados en zonas portuarias. En el plan de calidad del aire del Gobierno balear, se prohíbe el tráfico de vehículos pesados en el puerto de Palma en la cara marítima. En cuanto a entradas y salidas se propuso por parte de la autoridad portuaria el cambio del sistema de tráfico del “Moll Vell” (que es el que presenta mayor tráfico de camiones) para que no se produzcan paradas y arranques.

También es interesante observar que el transporte escolar se produce casi siempre en las horas punta de tráfico. Por tanto se expone a la población infantil a las emisiones del tráfico justo cuando estas son máximas. Por ello es muy recomendable evitar la congestión del tráfico en zonas donde se ubican los centros escolares.

Se proponen las siguientes medidas excepcionales de aplicación durante episodios de contaminación:

- *Limitación espacial*: prohibición de acceso a zonas urbanas delimitadas (con niveles especialmente elevados de contaminación) a determinados vehículos en función del etiquetado

descrito en la medida 1 del sector tráfico de este Plan (ZUAP). Adicionalmente, en las zonas ZUAP se propone incrementar las restricciones de 1<sup>er</sup> nivel durante episodios de contaminación aguda. Además, los taxis no podrán circular sin pasajeros, salvo en los recorridos de vuelta a su parada.

- *Limitación temporal*: limitación del acceso a zonas urbanas únicamente por la noche para vehículos privados, tales como furgonetas de reparto, camiones para el transporte de materiales a obras, etc.

#### 4.1.4.5. Minimizar las obstrucciones en las vías de circulación

El objetivo consiste en lograr que el tráfico sea más fluido por medio de la reducción de las obstrucciones en las vías (vehículos incorrectamente estacionados, trabajos de construcción, entre otros). Estas medidas pueden alcanzar una reducción de las emisiones de vehículos individuales del 30-50%. La reducción de situaciones de parada y arranque sucesivas puede incrementar esta reducción hasta el 80% (calculado al comparar con la circulación por vías prioritarias sin obstrucciones). Esta reducción se corresponde con un descenso aproximado de 5-25% de los niveles de PM<sub>10</sub> en las proximidades de las vías de tráfico (UNECE, 2003).

Para actuar en esta medida se ha de evitar que coincidan los trabajos de recogida de residuos urbanos, limpieza de los firmes, carga y descarga en obras públicas y privadas, reparto o recogida de bienes de consumo de cualquier naturaleza con las horas de tráfico más intenso. Esta medida es muy positiva ya que produce una mayor fluidez del tráfico.

#### 4.1.4.6. Limpieza del firme de rodadura en vías de tráfico y adición de aglomerantes

Las emisiones por resuspensión de material depositado sobre las vías de tráfico pueden ser mitigadas tanto a través de la limpieza del firme de rodadura como también a través de la aplicación de aglomerantes químicos.

Existen varias técnicas de limpieza: barrido, lavado o una combinación de las dos. Los resultados obtenidos hasta el momento ponen de manifiesto que la combinación de barrido y lavado es la técnica más efectiva.

En este apartado se presentan los resultados de pruebas llevadas a cabo con cada técnica.

##### a) Limpieza con una combinación de barrido y lavado

La limpieza periódica de las calles y firmes de rodadura, con agua no potable, puede reducir los niveles de resuspensión del material depositado sobre la superficie. La limpieza debe realizarse a través de una combinación de barrido mecánico con aspiración (en húmedo o en seco) y lavado con agua a presión. Estas operaciones son bastante comunes en las ciudades aunque se llevan a cabo casi exclusivamente con fines higiénico-sanitarios y con poca frecuencia en la mayoría de los casos.

Respecto al uso de agua depurada para la limpieza de calles, ya se contempla este posible uso (teniendo en cuenta criterios sanitarios) en el RD 1620/2007 de utilización de aguas depuradas.

Varias autoridades municipales como las de Stuttgart, Viena o Sacramento (California) establecen la limpieza de las vías de tráfico como medida periódica o puntual para la mitigación de episodios de resuspensión de partículas de tráfico rodado. Como ejemplo, el Plan de 2005 de las autoridades de Sacramento establece limpiezas puntuales en *hotspots* (áreas de obras, por ejemplo) en casos de superación de 2,5 cm de espesor de polvo depositado en una superficie >5 m<sup>2</sup> de rodadura de cualquier tipo. Dicho plan estima en un 7% de eficiencia de reducción de emisiones (Kennard *et al.*, 2005).

El problema es particularmente crítico para los países nórdicos donde se realizan limpiezas para eliminar del firme de rodadura el material procedente de la adición de arena que evita la formación de capas de hielo en invierno, o los productos de abrasión del firme de rodadura originados como consecuencia del uso de ruedas con clavos y cadenas. Los resultados obtenidos en Suecia de todos modos no han mostrado eficacias importantes de reducción para PM<sub>10</sub>, resultando en cambio más efectivas otras medidas como la reducción del uso de ruedas con clavos y cadenas o el uso de inhibidores químicos de la resuspensión —aglomerantes orgánicos que tienen efecto coagulante de partículas y disminuyen la resuspensión, tales como los ácidos húmicos y algunos acetatos— (Norman y Johansson, 2006).

En Taiwan Chang *et al.* (2005) y Chou *et al.* (2007) han experimentado una metodología de barrido (con filtro para partículas finas) y posterior lavado. Aunque en los minutos inmediatamente posteriores al barrido se registraron subidas repentinas de niveles de PST y PM<sub>10</sub> (debido a la propia tarea de aspiración), durante las sucesivas 3-4 horas se registró una reducción neta de hasta 30 y 24%, respectivamente.

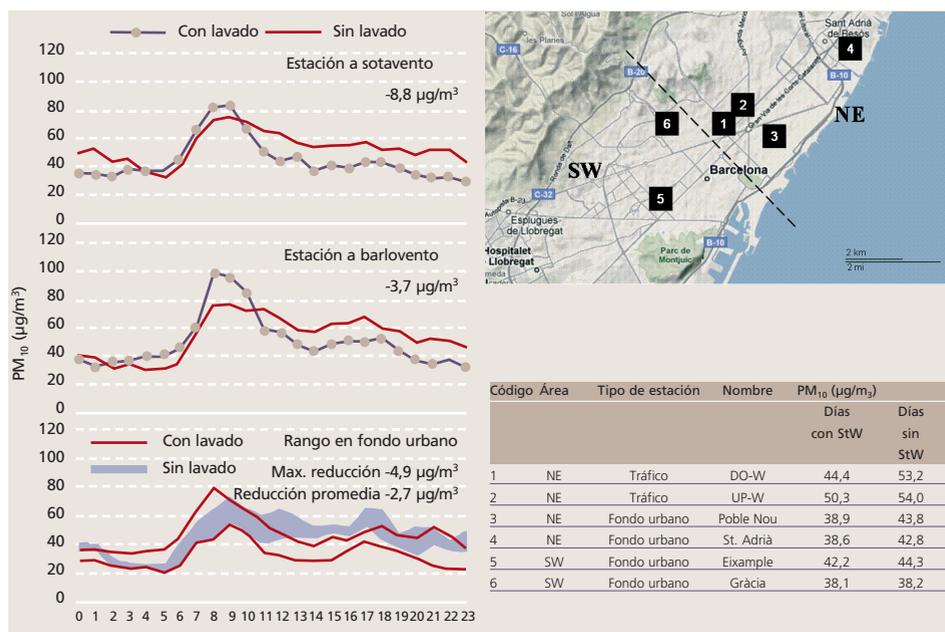
En países del sur de Europa la escasez de precipitaciones provoca la acumulación del polvo depositado (muy seco además) sobre el firme de rodadura, favoreciendo de forma significativa su resuspensión. Por lo tanto, en el sur de Europa cabe esperar eficiencias superiores a las obtenidas en las pruebas suecas, realizadas en invierno y en condiciones de alta humedad.

En España estudios recientes en las ciudades de Madrid y Barcelona han evaluado la efectividad de dichas medidas en la reducción de niveles de PM<sub>10</sub> en suspensión (Amato *et al.*, 2009c; Karanasiou *et al.*, 2011). Los resultados muestran una reducción de hasta el 7-10% del promedio diario de PM<sub>10</sub> en proximidad de la vía de tráfico donde se lleva a cabo la limpieza. Sin embargo, la efectividad de dicha medida es limitada a las 6-8 horas sucesivas a la limpieza. Por lo tanto esta medida tiene un efecto significativo solo si es llevada a cabo en las horas que preceden la hora punta del tráfico (es decir, a las 04:00-05:00 de la madrugada). De esta forma la medida tendría su máximo beneficio, teniendo efecto hasta las 11:00-13:00 horas cuando se producen las emisiones más importantes del día (hora punta del tráfico).

En Barcelona las limpiezas se efectuaron en toda la calzada y aceras de una calle con mucho tráfico del centro ciudad (Calle Valencia, 22.000 vehículos/día) y fueron precedidos por barridos mecánicos (RosRoca Citycat) en los carriles laterales. La cantidad de agua freática utilizada fue de 1 L/m<sup>2</sup>. A pesar de que durante los días de intervención se produjeron también

fenómenos de dilución meteorológica, la comparación con cuatro estaciones de referencia ha permitido estimar en un 7-10% la reducción de los niveles de  $PM_{10}$  debido a la limpieza de la carretera (figura 4.9). Además, la caracterización química de las muestras de  $PM_{10}$  permitió deducir una disminución relativa de las partículas minerales y de desgaste de frenos (Fe, Sb y Cu, figura 4.10) respecto a los compuestos orgánicos e inorgánicos secundarios, sugiriendo un beneficio obtenido exclusivamente para un tipo de aerosol ligado a la resuspensión.

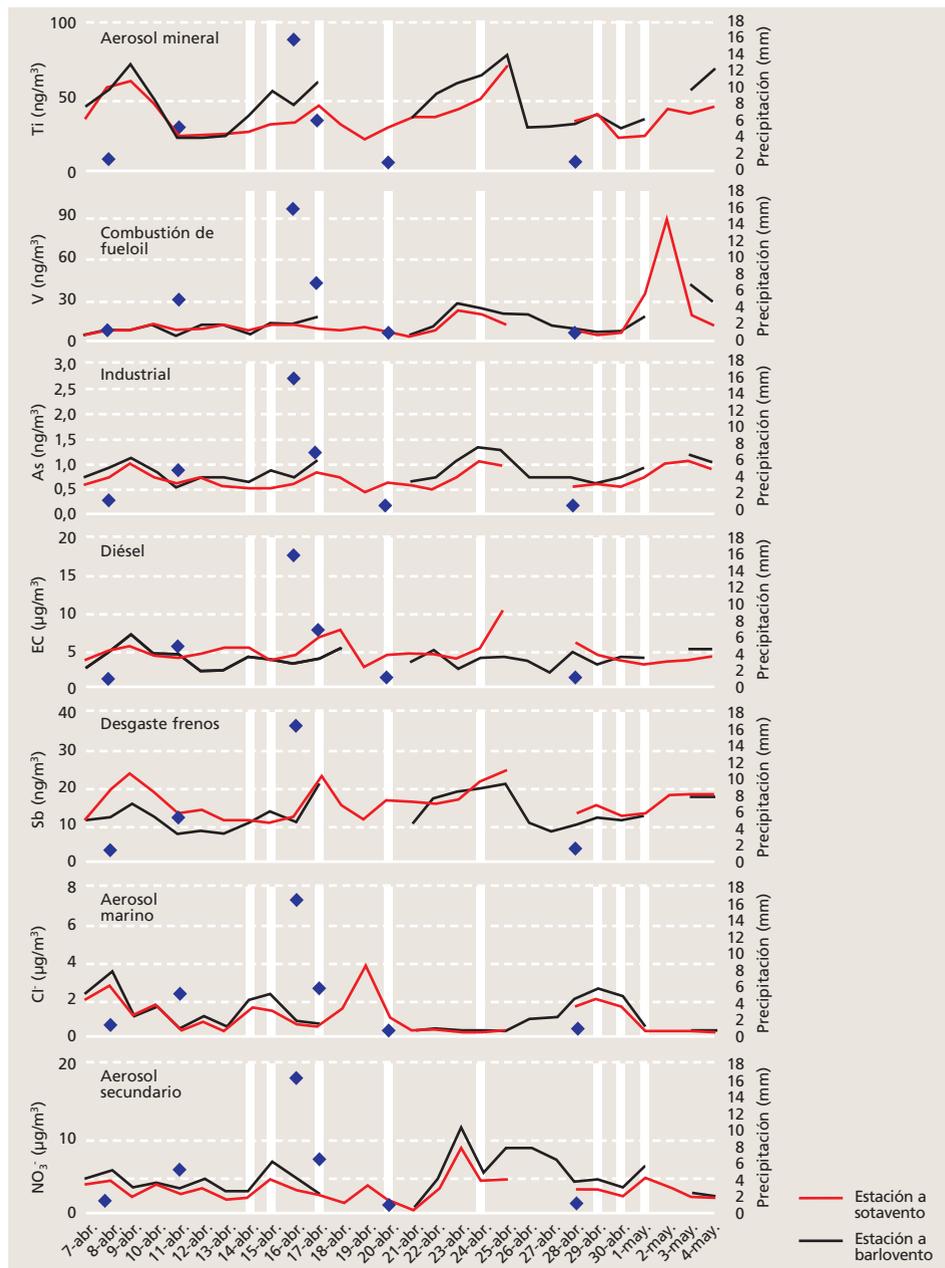
**Figura 4.9.** Barcelona: ciclos diarios y promedios de niveles de  $PM_{10}$  en la estación a sotavento (DO-W) y a barlovento (UP-W) de la intervención y en el rango de estaciones de referencia, obtenidos durante días con lavado (StW) y sin lavado



Fuente: Amato *et al.*, 2009c.

Resultados más recientes (aún en evaluación) obtenidos en campañas de medida en calles de Barcelona y L'Alcora (Castellón) han permitido demostrar que si existe una elevada deposición de polvo en zonas externas al firme de rodadura debido a trabajos de construcción/demolición, o a emisiones fugitivas industriales, el efecto del lavado sobre los niveles en suspensión no es evidente. Ello se debe a que en estos últimos casos, aunque se elimine el polvo del firme temporalmente, este es rápidamente cubierto por polvo resuspendido de las proximidades de la calzada por turbulencias. Por tanto en estos casos es mucho más eficiente el evitar las emisiones fugitivas de construcción e industriales que el intentar evitar su resuspensión.

**Figura 4.10.** Barcelona: efecto de limpieza del firme de rodadura (barras blancas verticales) y precipitación (rombos azules) en las concentraciones de diferentes tipos de aerosoles (trazadores)



La materia mineral y las partículas de frenos muestran las reducciones más significativas.

Así pues, en lo referente a la aplicación de la limpieza del firme de rodadura se aconseja su aplicación periódica, principalmente en periodos de sequía y elevada contaminación, en las primeras horas del día (de las 04:00 a las 05:00 h, por ejemplo) y en días laborables, siempre y cuando no existan focos de emisiones fugitivas diferentes al polvo de rodadura.

Además es importante dar prioridad a vías con alta intensidad de tráfico dentro del casco urbano (donde sea más alta la exposición de la población), puesto que los efectos beneficiosos se han notado sobre todo en proximidad de la calzada.

Trabajos realizados en ciudades españolas muestran que una gran proporción del polvo depositado sobre el firme de rodadura procede de las emisiones de construcción y demolición. Por tanto, como medida preventiva es fundamental evitar al máximo las emisiones procedentes de la manipulación y el transporte de materiales y residuos pulverulentos de zonas industriales y portuarias urbanas, así como de los trabajos de construcción y demolición. Ello se trata con detalle en los capítulos respectivos.

Es importante resaltar que en muchas ciudades españolas el lavado del firme de rodadura es una práctica habitual, aunque el motivo de su aplicación no se deba exclusivamente a la reducción de las emisiones atmosféricas.

### b) Limpieza con solo barrido (sin lavado)

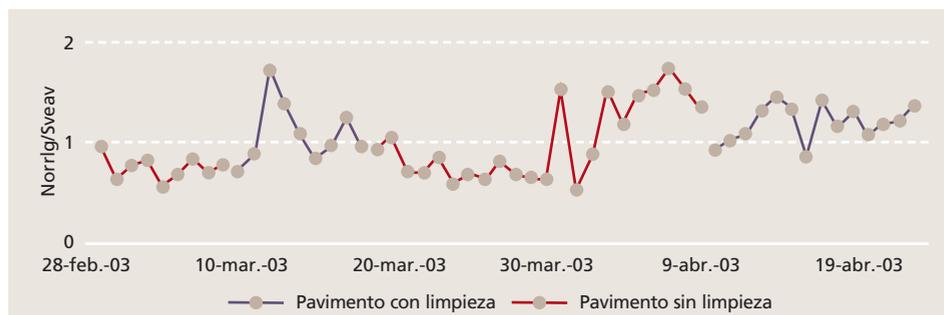
Una de las variables que determinan las emisiones es, sin duda, la carga de polvo depositado en la calzada. Aunque varios estudios realizados tanto en Europa como en EE UU han puesto de manifiesto la eficacia del barrido mecánico en la eliminación de material depositado sedimentado sobre el firme de rodadura, estos resultados contrastan con aquellos de estudios encaminados a la evaluación de dichas medidas sobre la reducción de los niveles de  $PM_{10}$  en aire ambiente. En Idaho, Kuhns *et al.* (2003) registraron un incremento medio del 16% del potencial de emisión de  $PM_{10}$  después de barridos mecánicos y por aspiración. Esto podría deberse también en parte a que en el citado estudio se añadió una gran cantidad de arena sobre el firme de rodadura antes del barrido, con el fin de estudiar también el efecto de los inhibidores de hielo.

De forma similar, en Nevada, Gertler *et al.* (2006), evaluando el efecto de la limpieza invernal de las carreteras después de una nevada, registraron en un corto plazo un leve incremento en el potencial de emisión de  $PM_{10}$ .

En Estocolmo, Norman y Johansson (2006) no pudieron constatar ninguna reducción significativa en los niveles de  $PM_{10}$  después de los intensos barridos nocturnos primaverales. En cambio en la mayoría de los días de intervención se registraron niveles más altos, siempre con respecto a una estación de referencia (figura 4.11).

Aunque en ninguno de estos estudios el barrido pudo causar una reducción significativa de los niveles o emisiones de  $PM_{10}$  a corto plazo, no se pueden aún descartar a priori posibles efectos beneficiosos a largo plazo. Un barrido periódico, con la extracción del material grueso depositado, podría prevenir parte de la formación sucesiva de partículas más finas ( $PM_{10}$ ) y, por tanto, resultar favorable en términos de balance de masa a lo largo de la estación seca o del año.

**Figura 4.11.** Ratios promedios diarios entre PM<sub>10</sub> en zona de intervención (Norrlg) y de referencia (Sveav)



Fuente: Norman y Johansson, 2006.

Además, la metodología utilizada para el barrido podría haber influido en los resultados negativos descritos anteriormente, así como el uso de determinado tipo de maquinaria. Fitz y Bumiller (2000), investigando las emisiones de diferentes máquinas barredoras bajo condiciones operativas, han registrado una gran variabilidad en las emisiones (5-100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) de diferentes modelos. Podría resultar entonces que la eficacia del sistema de filtración del flujo de aire en salida y la del mecanismo de barrido sean otras variables a tener en cuenta.

Más recientemente en Stuttgart se ha evaluado la efectividad de máquinas barredoras con filtro modificado para partículas finas en una calle con mucho tráfico, obteniéndose resultados más prometedores (Ang *et al.*, 2008). Con tres barridos húmedos diarios durante varios días se registró una disminución apreciable de los niveles de PM<sub>10</sub>. Sin embargo, debido a unos episodios de perturbación (precipitación y viento) ocurridos durante la campaña, los autores no han podido cuantificar con exactitud el beneficio derivado de las actividades de limpieza.

### c) Limpieza con solo lavado (agua a presión)

Escasos estudios han evaluado la eficacia del solo lavado (sin barrido) con agua a presión. En Dusseldorf el lavado en todos los carriles de Corneliusstraße ha llevado a una disminución de alrededor de 2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en los niveles de PM<sub>10</sub> en aire ambiente, aunque poco relacionada con el horario del lavado y dentro de la incertidumbre de las medidas (Kappert, 2005). En Bremen y Frankfurt, dos planes de lavados periódicos a largo plazo (15-22 semanas, figura 4.12), en los 500 metros alrededor de dos estaciones de medida, no produjeron reducciones en PM<sub>10</sub> o en los ratios PM<sub>10</sub>/NO<sub>x</sub> (Düring *et al.*, 2004 y 2005).

En Estocolmo el lavado fue limitado a los carriles externos de la autopista Vallstanäs y a los días con pronóstico de tiempo seco y con viento favorable. Solo en algunos días de los de intervención (8 de 21) se registraron reducciones (>10%) de PM<sub>10</sub>, pero no así en los restantes. La reducción promedio resultó ser por tanto marginal (6%) y más intensa en las horas

matinales, lo que sugeriría más una acción de humidificación que de efectiva extracción del polvo. De las 12 superaciones de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  registradas en la estación de referencia, 10 fueron registradas también en la zona de intervención.

**Figura 4.12.** Metodología de lavado a presión utilizada en Frankfurt



Fuente: Düring *et al.*, 2004.

## 216

### d) Adición de aglomerantes

Por último, cabe citar que la aplicación de ácidos húmicos, acetatos disueltos en agua, o polímeros al firme de rodadura tiene un efecto de coagulación, de manera que reduce temporalmente la resuspensión. Cuando se produce un episodio de lluvia, la precipitación disuelve el aglomerante y arrastra también el polvo sedimentado. Su eficacia es aún incierta, ya que a lo largo del tiempo la circulación de vehículos puede fragmentar y triturar el polvo aglomerado. No se han podido consultar resultados totalmente convincentes sobre dicha práctica en ninguno de los experimentos realizados en ciudades italianas y alemanas. La Diputación de Barcelona está aplicando polímeros a determinadas vías de circulación para disminuir la resuspensión.

### e) Resumen de medidas de limpieza del firme de rodadura

La limpieza debe ser una combinación de:

- Un previo barrido mecánico con aspiración (en los carriles laterales).
- Lavado con agua a presión (en todos los carriles).

Estudios realizados en Madrid y Barcelona han revelado la efectividad de esta combinación en reducir los niveles de  $\text{PM}_{10}$  en proximidad de la vía de tráfico. Por lo tanto es una medida que tiene que aplicarse sobre todo en vías muy concurridas del casco urbano,

donde haya una alta exposición de la población, es decir, no en autopistas o en carreteras regionales.

La efectividad es de 6-8 horas, es decir que se reducen las emisiones de PM<sub>10</sub> debidas a la resuspensión hasta 6-8 horas después de la intervención. Por lo tanto esta medida ha de aplicarse en la madrugada de días laborables (alrededor de la 05:00 horas) para que tenga efecto hasta las 11:00-13:00 horas cuando se producen las emisiones más importantes del día (hora punta del tráfico).

El barrido debe ser llevado a cabo con vehículos dotados de aspiración en seco o en húmedo. Además el lavado se debe llevar a cabo con agua freática, no potable. Se recomienda una cantidad de agua entre 0.5-1 litro por cada metro cuadrado de calzada, aunque en general es preferible un mayor número de lavados leves a pocos lavados intensos.

Actuación a corto plazo, en periodos de:

- Sequía.
- Contaminación aguda (condiciones anticiclónicas), siempre en días sin precipitaciones.

En dichos periodos la aplicación puede tener frecuencia diaria, dado que la efectividad es de solo 6-8 horas.

#### 4.1.4.7. Acondicionamiento del firme de rodadura

Las condiciones físicas de conservación del firme de rodadura y el grado de limpieza del mismo tienen una gran influencia sobre las emisiones de PM por abrasión mecánica y resuspensión de material sedimentado y acumulado. Aunque se han propuesto diversos tipos de firme de rodadura que teóricamente pueden reducir las emisiones de PM procedentes de abrasión del mismo, no hay estudios conclusivos sobre ello ni sobre la eficacia cuantitativa real de las medidas.

#### 4.1.4.8. Desvío del tráfico de zonas urbanas

En muchas ciudades existe aún un margen importante de desplazamiento o desvío del tráfico rodado de arterias de circulación que atraviesan zonas centrales del núcleo urbano mediante la construcción de cinturones que liberen estas zonas de una parte del tráfico. Sin embargo, estas estrategias solamente pueden llegar a conseguir reubicar espacialmente las emisiones. La eficacia de reducción de emisiones en valores absolutos residirá en la reducción de la congestión, contando con un volumen de tráfico constante. Esta medida no es muy aconsejable pues puede inducir a mejorar la fluidez del tráfico, aunque sea durante un periodo de tiempo limitado (el que tarde en colapsarse también las vías de circunvalación), y a que se vuelva a utilizar el vehículo privado en vez del público. Además, el resultado final es transportar la contaminación a otra parte de la ciudad.

#### 4.1.4.9. Fomento de sistemas de "car sharing" y "car pooling"

Medidas encaminadas a reducir el número de vehículos circulando en ciudad.

#### 4.1.4.10. Desarrollo del "Camino escolar seguro"

Plan de comunicación para la adopción de comportamientos seguros y responsables en la "Vuelta al cole". Escalonar la hora de entrada y salida de los colegios. Reducir la velocidad y flujo de vehículos alrededor de los colegios.

## 4.2. Sector construcción

# 4

Las actividades de construcción y demolición son una fuente importante de contaminación del aire en zonas urbanas (figura 4.13). Ello ha llevado a la Administración de diversos países a establecer normativas más o menos estrictas sobre la manipulación y transporte de material de obra pública y privada, así como sobre los procesos de construcción y demolición. Países como Holanda dan mucha importancia al impacto atmosférico de las emisiones de obras públicas a la hora de conceder las autorizaciones ambientales de proyectos específicos. Otros países del ámbito sur de Europa no han dado tanta importancia a dichas emisiones.

En algunos casos las emisiones de la construcción llegan a representar el mayor impacto ambiental de un proyecto. Aunque la generación de estas emisiones es temporal contribuyen al inventario de emisiones locales, pero con un plan detallado y una buena gestión este impacto puede reducirse considerablemente. Por esta razón las emisiones de las actividades de construcción deben ser reguladas, determinando el resultado de impacto en la calidad del aire, y cuando sea necesario desarrollar medidas de mitigación que reduzcan su impacto.

El principal contaminante atmosférico procedente de la construcción y demolición es el  $PM_{10}$  (partículas con un diámetro aerodinámico de 10 micras o menos), pero estas actividades no solo emiten altas concentraciones de polvo (típicamente de cemento, madera, piedra y suelo) de forma difusa o fugitiva, sino que además pueden llegar a concentrar importantes flujos de tráfico de vehículos pesados que transportan material o residuos de la obra. Además, existe maquinaria pesada de la propia obra y generadores eléctricos de fueloil, cuyas emisiones pueden causar un claro deterioro de la calidad del aire. Estas emisiones de vehículos pesados y maquinaria diversas se caracterizan también por elevadas concentraciones de  $PM_{10}$ , pero también de  $NO_x$ .

El polvo emitido puede provocar irritación en los ojos, nariz y garganta y causar depósitos atmosféricos sobre coches (figura 4.13), ventanas y el interior de propiedades. En especial el  $PM_{10}$  inhalable causa problemas respiratorios y cardiovasculares. Si bien el polvo de mayor tamaño está generalmente relegado a la zona de obra y sus proximidades, el  $PM_{10}$  puede viajar kilómetros y afectar a poblaciones alejadas de la actividad de construcción/demolición.

Este tipo de emisiones además de poder alcanzar elevadas concentraciones de contaminantes, presentan el inconveniente que generalmente se producen en áreas pobladas o cercanas a la población, y, por tanto, tienen el potencial de afectar frecuentemente a la exposición humana.



**Figura 4.13.** Ejemplo de depósitos de polvo en automóviles y vías de circulación en zonas afectadas por actividades de construcción/demolición



Barcelona, Zona Universitaria, obra pública, 2008 (superior derecha). Barcelona, obras alrededor estación AVE Sagrera, 2010 (resto de imágenes).

Las actividades de construcción más comunes que emiten polvo incluyen la preparación de la obra (demolición y excavación, acopios de tierra, carga y descarga de material, paso de vehículos, apilamiento de material), movimientos de tierras (preparación de terrenos mediante aplanamiento y creación de trincheras, compactación de suelos, operaciones de corte de material), pavimentado de carreteras y la construcción de edificios y estructuras.

Este tipo de emisiones representa aproximadamente el 15% del total de  $PM_{10}$  en países como Canadá donde aparecen en su inventario de emisiones. En la actualidad no existe una regulación específica sobre el control de emisiones en zonas de construcción y demolición en la Unión Europea, por lo que se suele aplicar un valor práctico de  $200 \text{ mg/m}^2/\text{día}$  de material depositado. Hay varios países (como Reino Unido, Suiza, Canadá, Estados Unidos, entre otros) que han elaborado guías de buenas prácticas a llevar a cabo en estas actividades. Algunas de estas guías se han utilizado de base para elaborar esta sección incluyendo:

- CEQA (2009). Guide to air quality assessment in Sacramento County (Sacramento metropolitan Air Quality management District, CEQA Guide, <http://www.airquality.org/ceqa/ceqaguideupdate.shtml>)

- Environment Canada (2005). Best practices for the reduction of air emissions from construction and demolition activities. Environment Canada, Transboundary Issues Branco. <http://www.ec.gc.ca>
- Directiva 2003/18/EC del Parlamento Europeo sobre la protección de trabajadores a la exposición de asbestos.
- Gobierno de Estiria (2006). Manual de obras. Gobierno Regional de Estiria, Austria. [www.feinstaub.steiermark.at](http://www.feinstaub.steiermark.at).
- Stäubli, A., Kropf, R. (2004). Air pollution control at construction sites – construction guideline air. Environment in practice. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape BUWAL, Bern. 26 pages.
- Greater London Authority (2006). Best Practice Guidance. The control of dust and emissions from construction and demolition. [www.london.gov.uk](http://www.london.gov.uk). ISBN 10: 1 85.261 942 2

En España, y dadas las características climáticas de nuestro país, la legislación debería ser muy estricta en este ámbito. En zonas con baja pluviometría las probabilidades de que las emisiones de polvo de obras afecten a la calidad del aire son elevadas, debido a la intensificación de procesos de resuspensión. Este no es el caso, aunque existen muchas ordenanzas municipales que afectan al transporte y manipulación de material o a procesos de obras que emitan contaminantes atmosféricos, la realidad es que, fuera de algunas excepciones, el control del cumplimiento de las mejores prácticas sugeridas es poco exhaustivo. Ello da lugar a que en los últimos años haya habido claros ejemplos en España de incumplimiento de los valores límite de PM<sub>10</sub> debido a las emisiones de determinadas obras civiles.

Prueba de la ineficiencia de dichas ordenanzas es que el Ajuntament de Barcelona ha publicado recientemente (Ajuntament de Barcelona, 2009) un guía para la *ambientalización* de los trabajos de construcción.

A continuación se resumen diversas prácticas disponibles que permiten reducir de forma considerable las emisiones de contaminantes atmosféricos de las obras de construcción y demolición.

#### 4.2.1. Contaminantes emitidos por el sector de la construcción relevantes en calidad del aire

Las emisiones en zonas de obras vienen de varias fuentes, no solo de la propia actividad de construcción y demolición pero también de las maquinarias utilizadas, tanto estáticas como móviles (figura 4.14). Así se puede diferenciar entre: a) emisiones de polvo: que se deben a la resuspensión del material excavado, material resuspendido durante la carga y descarga de camiones, y transportado durante la obra en carreteras pavimentadas y no pavimentadas y a la erosión eólica de las zonas que se han removido para la construcción; y b) emisiones de combustión: incluyen material particulado y gases emitidos por los

equipos de construcción de diésel y gasolina utilizados durante la excavación y construcción, gases emitidos por los camiones de riego, por las máquinas generadoras de energía, compresores, bombas, etc., por los camiones que transportan material dentro de la obra, y los que reparten material de obra (cemento, etc.), y los vehículos del propio personal de trabajo.

**Figura 4.14.** Principales fuentes emisoras de PM y NO<sub>x</sub> derivadas de los trabajos de demolición y construcción

Emisiones		
Demolición	Pre-construcción	Construcción
PM <sub>10</sub>		
Demolición y carga	Movimientos tierra	Transporte y manipulación de materiales
Transporte y manipulación de residuos	Extracción materiales	Transporte de materiales (resuspensión)
NO <sub>x</sub> +PM <sub>10</sub>		
Motores maquinaria pesada	Motores maquinaria pesada	Motores maquinaria pesada
Motores camiones transporte res.	Motores camiones transporte	Motores camiones transporte
Generadores eléctricos	Generadores eléctricos	Generadores eléctricos
PM <sub>10</sub>		
Resuspensión polvo sedimentado	Resuspensión polvo sedimentado	Resuspensión polvo sedimentado
Resuspensión solares demolición	Transporte y manipulación de materiales	Corte de material en seco

Los mayores contaminantes producidos por todas estas actividades son por tanto:

- Material particulado (PM<sub>10</sub>) y óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>) emitidos por la combustión de diésel y gasolina por parte de la maquinaria empleada (camiones de transporte, equipo auxiliar de obra, e incluso el transporte del personal).
- Polvo fugitivo a partir de la resuspensión del suelo removido y de la actividad de construcción y especialmente demolición.
- Compuestos orgánicos volátiles (VOCs) emitidos durante la pavimentación de carreteras y la aplicación de capas arquitectónicas en las estructuras. Esta última actividad es generalmente la mayor fuente de emisiones orgánicas.
- Gases como dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>), monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>) y óxido de nitrógeno (N<sub>2</sub>O).

Además de estas emisiones es importante considerar en las actividades de construcción y demolición las posibles emisiones de contaminantes potencialmente peligrosos, como es

el caso de los asbestos y las partículas de diésel. El uso de equipos pesados de diésel durante la excavación de material y la pavimentación puede suponer la emisión de partículas diésel con un riesgo potencial de cáncer por inhalación. Por esta razón en cualquier proyecto es necesario llevar un control exhaustivo del número de horas de trabajo y localización de los equipos pesados empleados, así como la dirección predominante del viento en la zona de obra.

En relación con los asbestos, su movimiento en la construcción y sus efectos nocivos para la salud han sido legislados internacionalmente en los últimos veinte años. Se pueden encontrar asbestos en materiales aislantes en paredes, techos, tuberías, cemento y en el asfalto de las carreteras. Asbestos es el nombre común que se le da a un grupo de minerales silicatados de morfología fibrosa, en el contexto de la construcción / demolición específicamente aparecen los anfíboles crocidolita y amosita (asbestos azules y marrones) y el polimorfo de serpentina crisotilo (asbestos blanco). La gente expuesta a concentraciones anómalas de asbestos en el aire (especialmente los anfíboles) puede desarrollar enfermedades serias como el cáncer mortal llamado mesotelioma. La presencia de asbestos en la zona de construcción y demolición puede tener un origen natural (poco probable), aunque generalmente serán de origen antropogénico, estando presentes en los edificios que se van a demoler. En ambos casos es necesario realizar estudios previos y de acuerdo a la legislación para su movimiento.

En España la utilización de asbestos en la construcción fue prohibida en el 2002. De acuerdo a esta prohibición los empleados deben registrar, antes de comenzar ninguna actividad, la presencia presumible de asbestos en edificios e instalaciones, y su eliminación debe llevarse a cabo por personal especializado. En la legislación europea (Directiva 2003/18/EC del Parlamento Europeo sobre la protección de trabajadores a la exposición de asbestos) se establece que para la medición de asbestos en el aire se deben registrar mediciones al menos durante ocho horas de fibras de al menos 5 micras de largo y una anchura de menos de 3 micras, de manera que los trabajadores no estén nunca expuestos a una concentración de asbestos en el aire de más de 0.1 fibras/cm<sup>3</sup> en ocho horas.

La tabla 4.4 muestra, de acuerdo con la guía de buenas prácticas en la construcción de la Agencia de Medio Ambiente suiza, el impacto previsto en la calidad del aire por emisiones en las diferentes actividades de construcción y demolición, según contaminante (Stäubli y Kropf, 2004). De acuerdo con dicha tabla, las obras de infraestructura (carreteras), demolición, excavación y movimiento de tierras, y el mantenimiento de edificios son las fuentes más importantes de emisión de polvo en las zonas de construcción-demolición; mientras que la maquinaria empleada es la fuente emisora principal de contaminantes gaseosos.

**Tabla 4.4.** Impacto previsto en la calidad del aire por emisiones en las diferentes actividades de construcción/demolición, según contaminante

Emisiones de	Sin maquinaria		Maquinaria
	Polvo	VOC, gases, (solventes etc.)	NO <sub>x</sub> , CO, CO <sub>2</sub> , VOC, partículas, etc.
Infraestructura de la obra (carreteras)	°	•	*
Despeje de la zona de obra	*	•	*
Demolición	°	•	*
Construcción (perforaciones y pulverización de cemento)	*	•	*
Sellado de construcciones subterráneas y puentes	*	°	•
Movimiento de tierras	°	•	°
Excavación	°	•	°
Ingeniería hidráulica	°	•	°
Extracción de materiales	°	•	°
Pavimentación	*	°	°
Vías de tren	*	•	°
Cimentación <i>in situ</i>	•	•	*
Minería subterránea	°	*	°
Marcación de tráfico (pinturas)	•	°	•
Mantenimiento de edificios	°	•	•
Trabajo con piedra natural y artificial	*	•	•
Tejados y plásticos para sellado	•	°	•
Limpieza de la obra	*	*	•

° alto-muy alto, \* medio, • insignificante.

De acuerdo con la guía de buenas prácticas en la construcción de la Agencia de Medio Ambiente suiza.

Fuente: modificado de Stäubli y Kropf, 2004.

#### 4.2.2. Medidas de prevención de emisiones

Un estudio realizado por Escrig *et al.* (2011) demuestra experimentalmente que, en lo referente a la reducción de emisiones fugitivas del transporte de material pulverulento, son mucho más efectivas las medidas de previsión que las de remediación. Teniendo en cuenta las posibles emisiones de contaminantes atmosféricos en zonas de construcción/demolición es esencial aplicar con anterioridad medidas de prevención efectivas para su control, tanto para la protección de los trabajadores de la misma obra como para la población que se encuentra en sus proximidades.

El sector de la construcción/demolición es una actividad muy diversa que puede incluir desde actividades llevadas a cabo por una empresa familiar hasta proyectos de

gran envergadura. Al margen de los diferentes volúmenes de emisiones, hay que tener en cuenta que estas emisiones pueden ocurrir en las diferentes etapas de la construcción/demolición. Las medidas que se tomen deben aplicarse a cada una de las actividades emisoras, que incluyen: la preparación de la zona, la demolición de edificios y la construcción de nuevos edificios.

En cualquier obra debe realizarse primero una evaluación que considere el área que se verá afectada y el efecto potencial en receptores sensibles a las emisiones como casas, escuelas, hospitales u otros edificios que se pudieran ver afectados por altas concentraciones de polvo u otros contaminantes. Este efecto dependerá a su vez de las características de la obra, su tamaño, localización, tiempo estimado, la proporción de carreteras pavimentadas y no pavimentadas, la localización de la entrada y salida de obra, la congestión de tráfico de vehículos en la obra y las distancias de transporte, los vientos predominantes, características geográficas del paisaje, si se producirá una demolición o no, la localización de las pilas de material, los materiales de construcción a utilizar, etc.

Si bien algunas de estas actividades son difícilmente controlables, sí que es posible aplicar medidas en la mayoría de ellas. Además, aunque el clima no puede controlarse, sí pueden tomarse acciones para minimizar los problemas de creación de polvo relacionados con determinadas situaciones meteorológicas. De este modo, la consulta de las previsiones meteorológicas diarias puede ser útil a la hora de tomar decisiones que afecten a la ejecución de los trabajos de construcción y demolición. Como ejemplo, puede adoptarse una política de “cierre temporal” durante los periodos de tiempo extremo, como cuando se registran vientos muy fuertes, en estos casos todas las operaciones deberían parar y las zonas expuestas cubrirse para que no se produzcan fenómenos de resuspensión.

La planificación adecuada durante el diseño de la obra a realizar puede reducir las emisiones de una manera efectiva si se tienen en cuenta la localización y tamaño de las posibles fuentes de contaminación. Por ejemplo, de acuerdo a la guía de buenas prácticas de Londres, se pueden evaluar tres tipos de zonas de riesgo:

- A. Zonas de bajo riesgo: obras de hasta 1.000 m<sup>2</sup> de superficie.  
Construcción de 1-10 edificios.  
Sin potencial de impacto en la población.
- B. Zona de riesgo medio: 1.000-1.500 m<sup>2</sup> de superficie.  
Construcción de 10-150 edificios.  
Posible potencial de impacto en la población.
- C. Zonas de alto riesgo: más de 15.000 m<sup>2</sup> de superficie.  
Construcción de más de 150 edificios.  
Alto potencial de impacto en la población.

Además de mejorar la calidad del medio ambiente, el control de las emisiones en las actividades de construcción y demolición tiene beneficios: 1) para el constructor: aumenta su reputación empresarial y mejora las condiciones de trabajo de los trabajadores,

la relación entre el cliente y la comunidad y las relaciones con el Gobierno local; 2) para el dueño de la obra: reduce el riesgo de daño a su propiedad, mejora las relaciones con futuros vecinos, participa en la protección del medio ambiente; 3) para los vecinos y la comunidad en general: reduce los problemas diarios, reduce los efectos en la salud de los posibles contaminantes atmosféricos y mejora la limpieza de la zona y las casas; 4) para el medio ambiente: reduce la polución del aire y agua, y las perturbaciones a la flora y fauna.

#### 4.2.2.1. Medidas para reducir la emisión de polvo

##### Medidas generales al planificar la obra

Es importante considerar varios aspectos antes de comenzar la obra. El personal que vaya a trabajar en ella debe conocer el origen, resuspensión, impacto y medidas correctoras de los contaminantes atmosféricos que se van a emitir. Es necesario promocionar la idea de que cada trabajador puede contribuir, individualmente, a reducir las emisiones totales. Algunas medidas específicas para reducir estas emisiones son:

- a) En obras de gran envergadura, especialmente públicas pero también privadas, la excavación y manipulación de tierras (figura 4.14) debe realizarse con la máxima precaución y acompañada de ciertas prácticas como: humedecer con frecuencia posibles zonas emisoras de polvo, y/o cubrir con vegetación (hidrosiembra preferentemente, figura 4.15), textil, o con grava-escoria zonas sin pavimentar que van a estar expuestas a la intemperie durante un largo periodo de tiempo antes de la construcción (solares de demolición, excavaciones, pistas, entre otras), así como acopios de tierra o materiales pulverulentos de cualquier tipo.
- b) La construcción y demolición debe comenzar en la zona de obra en contra del viento predominante, y a partir de ahí ir progresando por fases que permitan que las zonas que ya se han finalizado puedan cubrirse con vegetación similar a la del entorno en los diez días posteriores a la terminación del trabajo, minimizando el área expuesta a resuspensión en un mismo tiempo. En los casos en los que la cubierta con vegetación sea imposible (por ejemplo porque los suelos están muy erosionados) se pueden emplear otros materiales como grava, que será de un mayor tamaño en las zonas de más viento para su mayor resistencia, topsuelos o materiales geotextiles.
- c) No se debe permitir la quema de ningún material en la zona de obra. La quema a baja temperatura de materiales de desecho (como basura vegetal) conlleva una combustión incompleta y la consecuente emisión de productos tóxicos. En muchos casos estos materiales pueden reutilizarse en lugar de ser destruidos.
- d) Si la obra va a estar inactiva por un periodo de tiempo, como puede ser durante el fin de semana u otro periodo de más de tres días, se debe aplicar agua en las zonas

expuestas al menos tres veces durante el último día de trabajo, o un estabilizante químico diluido que mantenga la superficie estable por un periodo más largo que el agua.

- e) Se deben construir defensas contra el viento en todo el perímetro de la obra, que pueden ser árboles, láminas de madera, balas de paja, embalajes, etc., que protejan de la resuspensión la zona de obra y reduzcan las emisiones al exterior.

**Figura 4.15.** Efecto estabilizador del polvo en superficie por hidrosiembra en una zona recién excavada en la Zona Universitaria de Barcelona, obra pública 2009



### Medidas al almacenar/apilar material

La carga y descarga de material debe confinarse a la zona contra el viento, cubriendo los apilamientos parcial o totalmente en edificios de tres paredes, o en silos en el caso de material que como cemento, bentonita u otro material fino que es más fácilmente resuspendible (figura 4.16). Si no es posible erigir estas construcciones se puede cubrir el material con plástico que debe estar convenientemente anclado para prevenir su movimiento en condiciones de fuertes vientos. En algunos casos se pueden levantar defensas porosas contra el viento que reducen su velocidad y el potencial de resuspensión. Estas defensas pueden ser de materiales vegetales o artificiales. Es importante también regar los apilamientos de estos materiales (bien con sistemas de riego directo o por aspersión, tanto manuales como automáticos), en algunos casos esta aplicación produce una corteza dura que reduce la resuspensión de material, y cubrir con vegetación las áreas que han quedado descubiertas lo más pronto posible, regando hasta que la vegetación se estabilice.

**Figura 4.16.** Apilamientos de material de la obra, no cubiertos ni regados susceptibles de resuspensión en la Zona Universitaria de Barcelona, obra pública 2009



### Medidas al transportar material

Es necesario controlar la cantidad de barro que se produce en la zona de obra ya que aumenta considerablemente las emisiones especialmente en carreteras pavimentadas adyacentes una vez se ha secado. Hay varias formas de reducir la cantidad de este material con medidas que incluyen:

- a) El lavado de las calles próximas a la obra, que debe realizarse al menos una vez al día, controlando el agua resultante para que no sature la superficie de carreteras adyacentes pavimentadas o no pavimentadas.
- b) La creación de carreteras pavimentadas o de grava en las zonas alrededor de la obra (al menos 30 m) para limitar los depósitos de barro en las vías públicas. Estas carreteras son emplazamientos idóneos para ubicar las actividades del lavado de camiones antes de entrar en carreteras públicas, y deberán regarse también al menos una vez al día.
- c) El control del lavado de camiones (no solo de las ruedas y bajos, sino del resto de las partes) al abandonar el área en la zona de acceso a la obra, cada vez que salgan de la zona de obra, lavando también periódicamente el firme en el emplazamiento donde se lavan los camiones (figura 4.17).
- d) La reducción al mínimo de la altura desde la que se carga el material en los camiones.
- e) La cobertura del compartimento de carga de los camiones con plástico o material similar con independencia de si está cargado o no, si el material que se lleva es muy fino es preferible emplear siempre camiones cerrados.
- f) El mantenimiento del compartimento de carga, que debe estar en buenas condiciones de manera que no haya pérdidas de polvo durante el transporte.
- g) El proceso de carga debe hacerse lentamente.

**Figura 4.17.** Área habilitada para el lavado de camiones a la salida obras estación del AVE Sagrera, Barcelona, 2009 (superior). Resuspensión de polvo producida por el tráfico "off road" de la obra en zona sin pavimentar y por el tráfico en la Zona Universitaria Barcelona (2008) y en la calle Sagrera (Barcelona) debido a las emisiones de las obras de la estación del AVE (derecha inferior, 2010)



La *superficie de las carreteras* es un factor determinante en las posibles emisiones de polvo al transportar material (figura 4.18). Las acciones que se detallan a continuación pueden llevarse a cabo para reducir estas emisiones en las carreteras dentro de la zona de obra, incluyendo también todas las zonas pavimentadas como el área de aparcamiento, de almacenamiento de maquinaria, las rutas de acceso, etc. Es importante reducir el tráfico de vehículos dentro de la obra y mantenerlo relegado lo más posible a las zonas necesarias para cada actividad. La velocidad de los vehículos debe estar limitada, de manera que no se excedan los 15-25 km/h en carreteras y los 10 km/h en otras zonas, teniendo señales de velocidad en numerosos puntos dentro de la obra y en ambas direcciones de movimiento de tráfico para su más fácil visibilidad.

**Figura 4.18.** Ejemplos de emisiones de polvo por el corte de material de obra sin la utilización de riego simultáneo, ni medidas protectoras para la exposición personal



*Cambio del firme de rodadura.* En muchas ciudades, previamente a la renovación del firme de rodadura, se procedía al arranque del firme degradado existente mediante fragmentación del mismo por maquinaria de percusión. Durante los últimos años se realiza mediante rascado continuo con cepillos metálicos que permiten cambiar el firme sin afectar a la subbase. Este rascado se suele efectuar de manera continuada de forma que se carga el material extraído sobre una cinta transportadora, es conducido a una cierta altura sobre la bañera de un camión, y es soltado al aire libre para que se deposite en la citada bañera (figura 4.19). Este procedimiento presenta dos focos de emisión de polvo muy potentes: a) el cepillado del firme; b) la carga en la bañera. Cuando se aplica dicho procedimiento ha de ser obligatorio el uso de un sistema húmedo de aspersión de manera que humedezca el firme mientras se realiza el desgaste del firme de rodadura, y también durante el proceso de descarga sobre la bañera del camión.

**Figura 4.19.** Ejemplos de emisiones de polvo por el rascado de un firme de rodadura antiguo y la carga del rascado en la bañera del vehículo



*Demolición.* Las construcciones deben demolerse intentando reducir la altura desde la que se desploma el material. Si esto no es posible entonces debería hacerse una demolición por partes. Es importante aplicar vapor de agua a la zona de manera que las partículas se adhieran al vapor y caigan al suelo rápidamente y dentro de la zona de obra. La utilización de explosivos debe evitarse debido a la enorme cantidad de polvo producido. Al transportar el material deben cargarse idealmente los materiales más finos al comienzo y cubrirlos con los materiales más gruesos. En los casos en que hay asbestos en la construcción a demoler, estos han de ser retirados por un especialista.

*Utilización de agua y productos químicos supresores de polvo.* La aplicación de estos componentes se recomienda en varias etapas de la obra, incluyendo la preparación de la obra, el almacenamiento y transporte de material, el corte y perforación de materiales o la demolición de estructuras. Generalmente el agua es el producto más empleado para minimizar la resuspensión de polvo, aunque también se utilizan productos químicos que, si bien son más caros, resultan más efectivos y deben aplicarse con menos frecuencia. Ejemplos de estos compuestos son las emulsiones de polímeros, productos aglomerantes (por ejemplo lignosulfonatos), productos de cemento (como por ejemplo yeso), emulsiones de petróleo y sales cloradas (cloruro de calcio o de magnesio). En cualquier caso el uso de agua o de productos

químicos debe hacerse con precaución, ya que su sobreutilización puede producir problemas de inestabilidad de suelos, escorrentía, esparcimiento de contaminantes al medio y erosión, además de problemas para el transporte en zona de obra por exceso de barro. En cuanto al uso de productos químicos hay que considerar sus propiedades biodegradables y solubilidad, y los efectos que pueden tener en la fauna y flora local.

*Elección de materiales en construcción para reducir emisiones.* La utilización de materiales prefabricados es siempre preferible, ya que se transportan a la obra ya terminados reduciendo la producción de polvo durante su construcción. Ejemplos de materiales a utilizar en edificios son los ladrillos y *shotcrete* (hormigón comprimido que es proyectado a alta velocidad por medio de una manguera sobre una superficie). En lo que respecta a la pavimentación es preferible utilizar materiales resistentes y con larga vida que reduzcan las actividades de reparación frecuentes. Es común emplear la mezcla de materiales reciclables con asfalto o cemento, como es el caso de cenizas volantes como sustituto del cemento Portland, en cualquier caso, la elección de la mejor superficie de carretera para reducir emisiones depende principalmente del nivel de tráfico a la que estará expuesta y la proporción de cargas elevadas que se van a transportar en ella.

#### 4.2.2.2. Medidas para reducir emisiones de otros contaminantes

##### Vehículos y maquinaria

En la zona de obra trabajan vehículos que incluyen camiones, excavadoras, palas, apisonadoras, etc. El motor de estos vehículos, especialmente si es de diésel, representa una fuente de emisión de otros contaminantes además del polvo como es el caso de SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, VOC y CO<sub>2</sub>. Estos vehículos no son sometidos generalmente a los mismos controles que los vehículos de transporte en carretera y, si bien son una proporción menor en número, sus emisiones son considerables. Algunas soluciones para minimizar estas emisiones incluyen:

- a) La utilización de filtros de partículas diésel, que pueden venir incorporados en vehículos nuevos o instalarse a los antiguos (una descripción detallada de este tipo de filtros aparece en la sección de emisiones del sector transporte). En estos casos para maximizar el efecto del filtro es necesario emplear un diésel con bajo contenido en azufre (<50 ppm). La utilización de este tipo de diésel puede reducir automáticamente las emisiones de partículas un 30% en el tubo de escape. La utilización además de filtros de partículas reduce el resto de emisiones de material particulado un 85% más.
- b) La utilización de catalizadores de oxidación diésel, que emplean Pt ó Pd para acelerar las reacciones químicas, oxidando hidrocarburos, CO y NO.
- c) Comprobar que los conversores catalíticos en motores de gasolina funcionan correctamente. Estos conversores reducen las emisiones de CO, NO<sub>x</sub> y VOCs, evitando por ejemplo el uso de aditivos en el aceite que reducen su vida de acción. Los vehículos de dos y cuatro motores de gasolina sin conversores catalíticos deben utilizar gasolina certificad. (normativa SN 181 163).

- d) Además del diésel y la gasolina se pueden utilizar combustibles alternativos como biodiésel, etanol, propano o gas natural, o motores eléctricos, aunque estas alternativas pueden producir otros problemas de emisiones como se explica en otras secciones de este libro.
- e) Reducir el tiempo que los vehículos están en marcha, cuando no están realizando trabajos de obra. Mantener el motor encendido es una costumbre general para por ejemplo conservar el motor caliente o tener aire acondicionado en la cabina del vehículo mientras se espera en carga/descarga. Los vehículos no deberían estar en marcha más de cinco minutos si no están trabajando.
- f) Reducir el número de viajes de vehículos al mínimo necesario, y establecer una velocidad máxima de circulación en la zona de obra.

### Producción de asfalto

Durante la producción de asfalto se emiten muchos compuestos gaseosos como  $\text{SO}_x$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{CO}$  y VOCs. Las técnicas para reducir estas emisiones están enfocadas en la mejora de prácticas durante la producción del asfalto (comprobando la correcta mezcla de materiales, el correcto funcionamiento de la maquinaria, utilizando combustibles con bajo contenido en azufre), así como a la temperatura de vertido (220-240°C) durante la pavimentación.

### Aplicación de pinturas

232

La aplicación de pinturas diversas en relación con actividades de construcción/demolición es una importante fuente de emisiones de compuestos orgánicos volátiles (VOCs). La emisión de VOCs en este sector está relacionado con la aplicación de capas en superficies arquitectónicas (pinturas, barnices...) aplicadas generalmente sobre metal, madera, plástico, cemento o ladrillo. Los VOCs se emiten durante la aplicación de estas capas y también durante su posterior secado. También la aplicación de marcas de pintura para el tráfico, tanto la pintura empleada en las marcaciones de tráfico como la cinta adhesiva utilizada durante su colocación emiten VOCs. Alternativas para disminuir estas emisiones incluyen el uso de pinturas y capas de materiales con contenidos bajos en VOCs de naturaleza más acuosa, y que sean resistentes al tiempo para que no necesiten numerosas aplicaciones.

#### 4.2.2.3. Mediciones y monitoreo en la zona de obra

Si todas las medidas anteriormente expuestas son llevadas a cabo de una manera eficaz, la emisión de contaminantes a la atmósfera debería reducirse drásticamente. Sin embargo, un aspecto muy importante para prevenir la generación de emisiones (especialmente polvo fugitivo) en zonas de construcción y demolición es llevar a cabo una campaña de control y medición de las actividades específicas que se realizan en ellas.

Esta monitorización incluye desde el estudio visual del impacto de la obra (con la posible utilización de instrumentos de medición manuales, que proporcionan mediciones a nivel de

segundos, pero no tienen la calidad de los instrumentos automáticos de tiempo continuo), hasta la colocación de instrumentos de medida continua en las zonas de mayor riesgo. En este caso es necesario conocer la dirección predominante del viento (con datos meteorológicos de estaciones meteorológicas locales, idealmente de al menos los 12 meses previos al comienzo de las actividades) y colocar dos de estos equipos en línea en ambos extremos de la zona de obra.

En todos los casos es importante mantener un registro de las quejas de la población. Así, si la zona de obra afecta a determinados receptores sensibles (por ejemplo, escuelas) es aconsejable colocar monitores continuos de PM<sub>10</sub> también en estas zonas determinadas. En el caso de obras de gran tamaño (o de *riesgo importante* como se definen en la guía de buenas prácticas del Ayuntamiento de Londres) se deberían también recoger muestras de material sedimentado para conocer la cantidad que se está depositando y su composición química. También es necesario tener un encargado de obra que compruebe el correcto funcionamiento de los monitores de PM<sub>10</sub> colocados en la obra, así como hacer estudios previos (meses) de monitorización para saber los niveles de fondo de PM<sub>10</sub> en la zona de trabajo antes de que la obra comenzase. En algunos países se suele colocar un instrumento de medida continua en la demarcación de la zona de obra para establecer un valor límite de PM<sub>10</sub> que no pase al exterior. Así, en EE UU este valor límite es de 150 µg/m<sup>3</sup>/h de PM<sub>10</sub>, ó 500 µg/m<sup>3</sup>/h en Hong Kong. En Londres se recomienda un valor de 250 µg/m<sup>3</sup> para un intervalo de tiempo de 15 minutos.

**Figura 4.20.** Encargado de obra en control del registro de vehículos y actividades diarias en la zona de actividad constructora



El encargado de la obra debe saber cómo y cuándo contactar a las autoridades de calidad del aire en condiciones normales de la obra, cuando se reciban quejas y cuando ocurran situaciones excepcionales. Si se producen estas situaciones es necesario advertir a los vecinos de su duración y las medidas correctoras que se van a aplicar. Este encargado (figura 4.20) debe realizar un registro diario de las actividades que se realicen y mantener un control escrito de dichas actividades, un ejemplo de este registro puede ser como el que se muestra en la tabla 4.5.

**Tabla 4.5.** Ejemplo de cuestionario para registro diario de las actividades que se realicen en la obra con el fin de mantener un control escrito de dichas actividades

Muestra de registro diario de obra para reducir polvo en suspensión

	Tramo horario (h)												
	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Nombre obra: _____ Localización: _____ Fecha: _____													
¿Polvo resuspendido visible?													
En carreteras de acceso													
En carga/descarga de camiones													
En apilamiento de material													
Número de camiones entrando en la obra													
Número de camiones saliendo de la obra													
Regado de carreteras													
Regado zona obra no pavimentada													
Comprobación monitores PM <sub>10</sub>													
Velocidad viento													
Dirección viento													
Lluvia (sí/no)													
Quejas recibidas													

Firma persona responsable

## 4.3. Sector agrícola-ganadero

# 4

### 4.3.1. Contaminantes emitidos por el sector agrícola-ganadero relevantes en calidad del aire

En la actualidad, la estimación y el control de las emisiones a la atmósfera de contaminantes particulados y gaseosos derivados del sector agrícola-ganadero no suele constituir una prioridad en la gestión de la calidad del aire o los estudios de cambio climático a escala regional y nacional. En España, el Inventario Nacional de Emisiones a la Atmósfera de 2007 refleja que las emisiones agrícolas representan el 10% (principalmente  $\text{CH}_4$  y  $\text{N}_2\text{O}$ ) de las emisiones totales a la atmósfera de gases de efecto invernadero (GEI). Además, las evaluaciones realizadas en las áreas en las que se superan los valores límite anuales establecidos por la directiva 2008/50/EC para el material particulado atmosférico ( $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2.5}$ ) destacan diferentes tipos de focos emisores de contaminantes, pero en ningún caso se identifican las emisiones agrícola-ganaderas como una fuente principal de contaminación. Sin embargo, con frecuencia esta conclusión no es necesariamente correcta. La incertidumbre asociada a los datos de emisión de este sector, recogidos en el Inventario Nacional de Emisiones a la Atmósfera 1999-2007, se considera relativamente elevada, con etiquetas de calidad del tipo D (orden en sentido decreciente según la secuencia de letras: A, B, C, D, E). Dicha incertidumbre se debe a factores como las diferencias existentes en las prácticas agrícolas entre regiones geográficas, la ausencia de estadísticas acerca del uso de fertilizantes y poblaciones animales, la ausencia de estimaciones reales de quema de biomasa, y la dependencia de la volatilización del amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) de la temperatura ambiental, velocidad del viento y acidez del suelo, entre otros (Clarisse *et al.*, 2009).

A pesar de ello, las emisiones de material particulado y compuestos gaseosos precursores del mismo (principalmente  $\text{NH}_3$ ) procedentes del sector agrícola-ganadero pueden afectar de forma significativa a la calidad del aire en entornos urbanos y rurales (figura 4.21). Las emisiones de material particulado pueden ser transportadas e impactar así sobre la calidad del aire en entornos urbanos, al producir un incremento de los niveles de fondo que puede provocar la superación de los valores límite diario y anual en zonas urbanas contaminadas. Además, algunos compuestos como el amoníaco tienen impacto directo sobre la vegetación incluso en concentraciones ambientales entre 1 y 8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Sutton *et al.*, 2008).



**Figura 4.21.** a) Resuspensión de polvo mineral a causa del tráfico de vehículos y maquinaria agrícola-ganadera; b) resuspensión de polvo mineral a causa del tráfico de maquinaria agrícola-ganadera; c) quema de rastrojos; d) quema de residuos de poda llevada a cabo en julio de 1999 en el Levante peninsular.



Fuente a): imagen cedida por cortesía de [www.sxc.hu](http://www.sxc.hu)

## 236

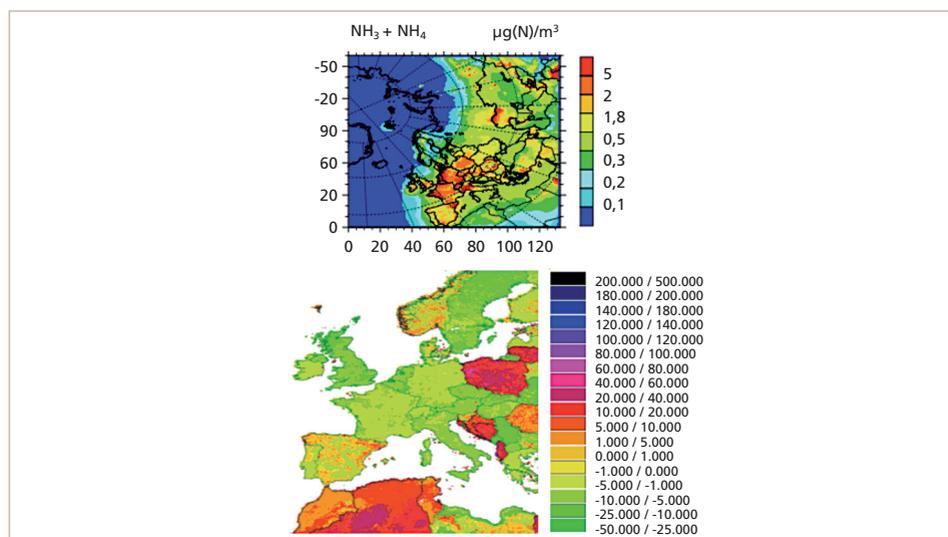
La agricultura y las explotaciones animales son uno de los principales focos de  $\text{NH}_3$  atmosférico (94% del  $\text{NH}_3$  total, según el inventario de emisiones atmosféricas europeas de 2001), el cual se transforma en nitrato amónico ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ) y sulfato amónico ( $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ) y es transportado a lo largo de grandes distancias, impactando sobre la calidad del aire en las ciudades en forma de aerosoles secundarios. Las emisiones totales de amoníaco a la atmósfera se duplicaron mundialmente entre 1860 y 1993, y se estima que pueden volver a duplicarse antes del año 2050 (Krupa, 2003). Al margen de los efectos nocivos de este contaminante sobre los ecosistemas (acidificación y eutrofización, Sutton *et al.*, 2008), los aerosoles secundarios formados a partir de  $\text{NH}_3$  pueden llegar a constituir el 50% del material particulado de granulometría fina ( $\text{PM}_{2.5}$ ) en entornos urbanos y rurales (Malm *et al.*, 2004; Querol *et al.*, 2004). En el mapa de la figura 4.22 (EMEP, 2009 y comunicación personal, U. Doering, DG-JRC-IES Italia, CIRCE Project No. 036961, WP 8.1. in 2010) se muestran las emisiones totales a la atmósfera de  $\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$  en Europa, y se observa que determinadas zonas de España constituyen puntos calientes (*hotspots*) con niveles comparables a los de conocidos focos de emisión de estos contaminantes (por ejemplo, Países Bajos). Además, según la figura 4.21 (inferior), determinadas regiones españolas (especialmente, Cataluña y el levante peninsular) destacan por ser unas de las pocas en Europa en las que las emisiones atmosféricas de  $\text{NH}_3$  se incrementaron en el año 2005 con respecto a 2001.

De este modo, aunque no lleguen a superarse los valores límite de material particulado en la mayoría de zonas agrarias, las emisiones agropecuarias son muy importantes puesto que

emiten precursores del material particulado a la atmósfera y, tras el transporte atmosférico, pueden causar superaciones de los valores límite de calidad del aire en áreas urbanas.

Las principales actividades emisoras de contaminantes particulados y gaseosos a la atmósfera derivadas del sector agrícola-ganadero se resumen en la tabla 4.6.

**Figura 4.22.** Superior: promedio anual de  $\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$  ( $\mu\text{gN}/\text{m}^3$ ) en 2007, combinación de valores medidos y modelizados (EMEP, 2009). Inferior: emisiones a la atmósfera de  $\text{NH}_3$ , incremento (en color rojo) en el año 2005 con respecto a 2001



Fuente: imágenes cedidas por U. Doering, DG-JRC-IES Italia, CIRCE Project No. 036961, WP 8.1. in 2010.

**Tabla 4.6.** Principales actividades emisoras dentro del sector agrícola-ganadero y principales tipos de contaminantes emitidos (particulados, PM, o gaseosos)

Actividad	PM	Gases	Emisión	Impacto
Quema de biomasa	–	–	Directa	<50 km
Aplicación de fertilizantes	•	–	Fugitiva	>100 km
Almacenamiento de estiércol	•	–	Fugitiva	>100 km
Labranza, recolecta, etc.	–	–	Fugitiva	<10 km
Tráfico de vehículos agrícolas	–	–	Directa	<5 km
Tráfico de vehículos ganaderos	–	–	Directa	<5 km
Producción industrial	–	–	Directa	>100 km

Impacto: estimación del radio de impacto de las emisiones sobre la calidad del aire.

Con relación al total de emisiones a la atmósfera generadas por dichas actividades, destacan las cuatro primeras de la tabla 4.6 como principales focos de contaminación.

#### 4.3.1.1. Quema de biomasa

A pesar de la limitación de eliminar residuos agrícolas (rastros, residuos de poda, etc.) por medio de quemas controladas fuera de los periodos anuales especificados en los Boletines Oficiales de las distintas comunidades autónomas, esta actividad se registra con relativa frecuencia en zonas rurales y suburbanas en España de forma incontrolada (figuras 4.21c, d). El objetivo de dicha limitación está normalmente orientado a evitar el riesgo de incendios, y solo en algunos casos el fin principal es minimizar las emisiones contaminantes a la atmósfera, por lo que las mayores restricciones se aplican durante el periodo estival. Sin embargo, las quemas de biomasa se producen en función de los ciclos agrícolas, y por tanto en diferentes periodos del año dependiendo de los tipos de cultivo. En la mayor parte de casos, los criterios de autorización se basan en evitar incendios y así, desde el punto de vista ambiental, pueden no ser las condiciones óptimas para una buena dispersión de los contaminantes. Los contaminantes generados por este tipo de quemas se producen en forma particulada (aerosoles carbonosos, azúcares, PAHs, carbono elemental, de granulometría fina) y gaseosa (VOCs, CO, CO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>), y pueden ser transportados a largas distancias impactando en la calidad del aire incluso en zonas urbanas en un radio de hasta 50 km (Viana *et al.*, 2008). Especialmente en áreas en las que se producen inversiones térmicas, las emisiones generadas por este tipo de quema quedan atrapadas en la cuenca atmosférica, tal como se muestra en los ejemplos de la figura 4.23, y pueden ser la causa de la degradación de la calidad del aire a escala regional. Además, esta actividad conlleva el evidente riesgo adicional de incendio. La combustión de biomasa genera emisiones con altos niveles de partículas (puede llegar a incrementar los niveles diarios de PM<sub>10</sub> en hasta 30 µg/m<sup>3</sup>, en un radio de >50 km<sup>2</sup>, Viana *et al.*, 2008), y presenta como rasgo característico una estacionalidad muy marcada, dado que las quemas se concentran en periodos muy concretos del año.

A modo de ejemplo de la importancia de la quema de biomasa en la calidad del aire, en la tabla 4.7 (GVA, 2008) se muestra información diversa de Ramírez (2002) y US-EPA (1995) utilizada para el cálculo de las emisiones derivadas de las quemas de biomasa en la zona cerámica de Castellón. Los valores de emisión obtenidos en la totalidad del área de estudio son del orden de 193 Tm (toneladas métricas) de PM<sub>10</sub>/año (considerando los porcentajes de quema de residuos estimados en la tabla 4.7), muy superiores a las emisiones de muchos otros focos antropogénicos (por ejemplo, 74 toneladas del tráfico de vehículos en la zona evaluada; GVA, 2008). En el cálculo no se ha incluido la quema de rastros sino únicamente la quema de residuos de poda. Los resultados muestran que la quema de residuos de poda de cítricos en el área cerámica de Castellón supone el 86% de las emisiones totales de quema de biomasa. Con objeto de permitir realizar una comparación con otras regiones en las que se pueda producir la quema de residuos de poda, se han calculado las emisiones de PM<sub>10</sub> anuales por hectárea, en base a datos suministrados por la Conselleria de Agricultura (Generalitat Valenciana) para 2005. Según estos datos, en el área cerámica de Castellón se contabilizan 23.383 Ha dedicadas al cultivo de cítricos y 8501 Ha de frutales, olivos y otros. De este modo, se obtiene una emisión en promedio de 19 kg de PM<sub>10</sub>/año/Ha por la quema

de residuos de poda de cítricos, frutales y olivar. Este valor se encuentra por debajo del umbral de información para el EPER en emisiones a la atmósfera para PM<sub>10</sub> (50 Tm/año), pero es significativo dado que este umbral se refiere a todo tipo de fuentes emisoras (y por tanto comparable a las emisiones de fuentes antropogénicas como el tráfico vehicular o la industria pesada). Dado que actualmente el grado de implantación de medidas correctoras como la trituración *in situ* es muy bajo o prácticamente nulo, el margen de mejora es elevado, y cabría esperar una eficacia global del 85% (GVA, 2008) que se traduciría en la reducción de emisiones en hasta 164 Tm/año de PM<sub>10</sub>.

**Figura 4.23.** Quema de biomasa y acumulación de contaminantes emitidos por esta actividad, destacando su impacto a escala regional. Superior: alrededores de Zaragoza, abril de 2010. Inferior: alrededores de El Grau, Castellón, diciembre de 2008



Además de las elevadas cantidades de material particulado emitidas a la atmósfera por esta actividad, las quemas de biomasa se concentran anualmente en periodos muy concretos, en el caso de los cítricos entre marzo y junio. Por tanto el impacto potencial de estas emisiones en la calidad del aire no solamente es elevado debido al volumen de emisión (aproximadamente 193 Tm de PM<sub>10</sub>/año) sino también a la emisión en una época del año en la que la dispersión de contaminantes es limitada y los procesos fotoquímicos muy elevados. Por ello el impacto de dichas emisiones en los niveles de partículas primarias y secundarias, y de ozono (debido a la emisión de precursores orgánicos) puede ser muy significativo. Ejemplos de dichos impactos pueden encontrarse de forma habitual desde zonas de alta montaña hasta valles en los que la quema de rastrojos y pastizales, en combinación con el desarrollo de inversiones térmicas, puede ser la principal causa de la degradación de la calidad del aire.

**Tabla 4.7.** Información básica para el cálculo de las emisiones de PM<sub>10</sub> por quema de biomasa (GVA, 2008)

Cálculo de emisiones de quema de biomasa				
	Cítricos	Frutales	Olivo	Otros
Árboles/Ha	504-624	204	156	240
Kg residuo/Ha	2.688	4.500	5.000	2.160
Tm residuo/año zona	50.282	7.628	7.525	7.673
Frecuencia de poda	Anual	Anual	2 de 3 años	1 de 3 años
% área cultivada activamente	80	75	100	75
Emisiones anuales de PM <sub>10</sub> si se quemase el 100% de residuo (Tm/año)*				
	502	76	50	26
% de residuo quemado				
	10	95	95	95
Emisiones anuales de PM <sub>10</sub> (Tm/año)* estimadas				
	50	72	47	24

\* 10 gPM<sub>10</sub>/kg de US EPA (1995). AP 42, Fifth Edition, Volume I Chapter 13: Miscellaneous Sources PM.

#### 4.3.1.2. Aplicación de fertilizantes nitrogenados

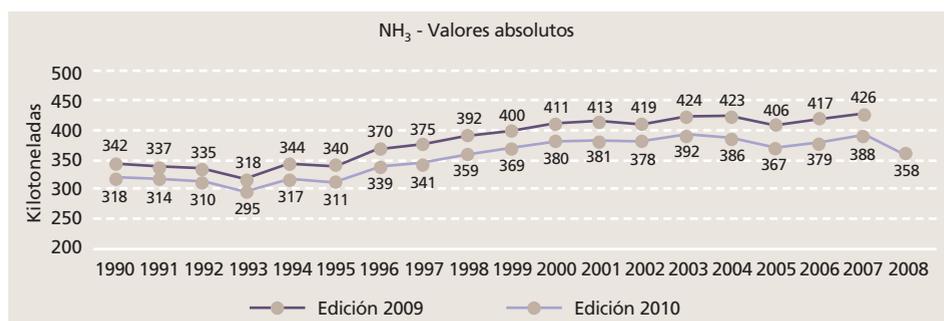
La aplicación de fertilizantes nitrogenados a los suelos (emisión fugitiva) constituye la principal fuente de emisión de NH<sub>3</sub> (gas) a la atmósfera en entornos rurales. El NH<sub>3</sub> es oxidado (en función de variables como la temperatura, humedad relativa y acidez del suelo) y se transforma, por interacción con formas oxidadas de SO<sub>2</sub> y NO<sub>x</sub>, en nitrato y sulfato amónico (partícula), aerosoles de origen secundario que dada su granulometría fina pueden ser transportados largas distancias (>100 km), siendo componentes habituales del PM en entornos urbanos. De no haber emisiones de NH<sub>3</sub>, el nitrato se encontraría en fase gaseosa (HNO<sub>3</sub>, con una velocidad de deposición muy elevada) y, por tanto, no se incrementarían los niveles de material particulado atmosférico. Tal como se ha descrito anteriormente, estos compuestos componen hasta el 50% de la masa de PM<sub>2,5</sub> en áreas urbanas. Asimismo, los aerosoles secundarios incrementan los niveles de partículas atmosféricas de fondo, favoreciendo la superación de los valores límite diario y anual en zonas contaminadas. Según el inventario nacional de emisiones de 2010, la contribución dominante a las emisiones de amoníaco proviene del sector agrario (agrícola y ganadero), con una participación relativa por encima del 90% a lo largo del periodo inventariado. El índice agregado de las emisiones muestra un incremento del 13% entre el año 1990 y 2008. La evolución de las emisiones totales de NH<sub>3</sub> a la atmósfera en España entre los años 1990 y 2008 se muestra en la figura 4.24, según el citado inventario de emisiones.

#### 4.3.1.3. Almacenamiento de estiércol

El almacenamiento de estiércol en alojamientos ganaderos genera emisiones de características muy similares a aquellas derivadas de la aplicación de fertilizantes nitrogenados: se produce la volatilización de NH<sub>3</sub> (emisión fugitiva) procedente de los estiércoles líquidos

o sólidos, así como de un almacenaje inadecuado, procesado y distribución de estos. El control de este tipo de emisiones es complejo debido a las particularidades intrínsecas de cada explotación animal (UNECE, 2007). Tanto los contaminantes primarios (NH<sub>3</sub>) emitidos y los secundarios (nitrato y sulfato amónico), como su alcance (>100 km) son similares a los generados por la aplicación de fertilizantes nitrogenados. Además, se genera también la emisión de gases de efecto invernadero como CH<sub>4</sub>, generado a partir de la fermentación anaeróbica del estiércol.

**Figura 4.24.** Evolución de las emisiones totales de NH<sub>3</sub> a la atmósfera en España entre los años 1990 y 2008. Comparación entre los inventarios de emisión de 2009 y 2010



Fuente: inventario de emisiones a la atmósfera de España, edición 2009 (serie 1990-2008).

#### 4.3.1.4. Labranza

Las actividades de siembra, fertilización y recolección llevadas a cabo por medio de maquinaria agrícola se caracterizan por generar emisiones fugitivas de material particulado atmosférico al remover la tierra (figura 4.21). Asimismo, en los suelos destinados a la práctica agrícola, el riesgo de erosión es mayor que en suelos naturales, dada la ausencia de cubierta vegetal durante determinados periodos del año y la menor compactación de las capas superficiales (Sharratt, 2008). Estudios europeos sugieren que la emisión de polvo mineral por actividades agrícolas (labranza) es superior a la generada por acción del viento (Funk *et al.*, 2008). Las emisiones generadas por acción del viento y/o las actividades agrícolas se componen así principalmente de materia mineral de granulometría gruesa, con máximo impacto sobre la calidad del aire en un radio inferior a 10 km. La resuspensión de materia mineral depende en gran medida de las condiciones del suelo (humedad de las capas superficiales) y ambientales (precipitación, intensidad del viento, temperatura). Estudios de contribución de fuentes (MARM, 2009) estiman que la resuspensión regional de polvo puede contribuir al fondo urbano con 1-3 µg/m<sup>3</sup> de PM<sub>10</sub> anual, dependiendo de la región española.

#### 4.3.1.5. Tráfico de la maquinaria agrícola-ganadera

Al margen de las fuentes descritas anteriormente, es necesario considerar también las emisiones generadas por el tráfico de la maquinaria agrícola-ganadera (figuras 4.21a,b), tal como tractores y cosechadoras (vehículos *off-road*), camiones para el transporte de ganado (vehículos *on-road*), etc. En comparación con las fuentes descritas anteriormente, esta fuente tiene un impacto menor sobre la calidad del aire, y no genera emisiones significativas de material particulado o compuestos gaseosos con respecto a su contribución a las superaciones de los valores límite de calidad del aire en España. Los principales contaminantes emitidos son aerosoles carbonosos, CO y NO<sub>x</sub>, y posiblemente SO<sub>2</sub>, así como materia mineral procedente de vías sin asfaltar. Sin embargo, es necesario destacar que este tipo de maquinaria suele utilizar combustibles de baja calidad, y además no suele renovarse con excesiva frecuencia, por lo que los motores de combustión no cumplen frecuentemente los estándares EURO ni cuentan con medidas para minimizar las emisiones contaminantes (Winiwarter *et al.*, 2009). Por ello, se trata de un foco emisor relativamente poco significativo en cuanto al volumen total de emisiones generadas, pero significativo en cuanto a su impacto sobre la calidad del aire en la microescala.

#### 4.3.1.6. Producción industrial

Finalmente, existen una serie de actividades industriales relacionadas con el sector agrícola-ganadero que, dado su carácter industrial, cuenta generalmente con regulación y legislación propia. Entre estas actividades se encuentran la producción de fertilizantes, la producción de pesticidas, y el tratamiento de productos agrícolas (secaderos de alfalfa, maíz, tratamiento de orujos, etc.). Estas actividades pueden generar emisiones contaminantes de material particulado primario (por ejemplo, durante el deshidratado de la alfalfa), así como compuestos orgánicos volátiles a través del uso de disolventes orgánicos en la producción de pesticidas.

En la tabla 4.8 se resumen los contaminantes emitidos por cada una de las actividades agrícola-ganaderas descritas, relevantes con respecto a la calidad del aire.

**Tabla 4.8.** Resumen de los contaminantes emitidos por cada una de las actividades agrícola-ganaderas y relevantes con respecto a la calidad del aire

Actividad	PM (primario)	PM (secundario)	Gases
Quema de biomasa	Aerosoles carbonosos (EC, PAHs)	Aerosoles carbonosos (SOA)	VOCs, CO, NO <sub>x</sub> , CO <sub>2</sub>
Aplicación de fertilizantes	-	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> , (NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	NH <sub>3</sub>
Almacenamiento de estiércol	-	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> , (NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	NH <sub>3</sub> , CH <sub>4</sub>
Labranza, recolecta, siembra, etc.	Materia mineral	-	-
Tráfico de vehículos agrícolas	Aerosoles carbonosos (EC, PAHs), materia mineral	Aerosoles carbonosos (SOA)	VOCs, CO, NO <sub>x</sub> , CO <sub>2</sub>

Actividad	PM (primario)	PM (secundario)	Gases
Tráfico de vehículos ganaderos	Aerosoles carbonosos (EC, PAHs), materia mineral	Aerosoles carbonosos (SOA)	VOCs, CO, NO <sub>x</sub> , CO <sub>2</sub>
Producción industrial	Aerosoles carbonosos (OC)	Aerosoles carbonosos (SOA)	VOCs

SOA: aerosoles orgánicos secundarios. VOCs: compuestos orgánicos volátiles. PAHs: hidrocarburos policíclicos aromáticos. EC: carbono elemental. OC: carbono orgánico.

## 4.3.2. Normativa comunitaria y nacional

A pesar de que existe normativa sobre emisiones y mejores prácticas disponibles en este sector, hay claramente un problema de cumplimiento de dichas normativas. Así, a modo de ejemplo, aunque en muchas zonas agrícolas de España está prohibida la quema de rastrojos y de residuos de poda, una simple inspección visual de dichas zonas demuestra que esta práctica es habitual. Además, al ser una actividad no contemplada en el inventario nacional de emisiones, las emisiones totales de este sector nunca estarán estimadas correctamente en el mismo. Una situación similar ocurre en algunas zonas de España en lo referente al uso de purines y fertilizantes.

### 4.3.2.1. Normativa comunitaria

La Comunidad Europea cuenta en su haber con una serie de instrumentos que contemplan, directa o indirectamente, acciones agroambientales con un impacto positivo sobre la reducción de emisiones en el sector agrícola-ganadero.

Entre ellas, conviene destacar el Sexto programa de acción comunitaria en materia de medio ambiente, que contempla expresamente una estrategia comunitaria de reducción de las emisiones de amoníaco, la Directiva de prevención y control integrados de la contaminación, el Reglamento (CE) nº 1257/1999 del Consejo de 17 de mayo de 1999, sobre ayuda al desarrollo rural a cargo del Fondo Europeo de Orientación y Garantía Agraria, y la Directiva 91/676/CEE, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos procedentes de la agricultura.

En materia de reforma de la Política Agraria Comunitaria, uno de los objetivos esenciales ratificados en la Cumbre Europea de Gotemburgo es conseguir que la agricultura y ganadería europeas empleen métodos de producción respetuosos con el medio ambiente, que brinden los productos de calidad que la sociedad desea.

### 4.3.2.2. Normativa nacional

En el ámbito nacional, existe normativa referente a las emisiones del sector agrícola-ganadero desde el año 1996, con el Real Decreto 261/1996, relativo a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos procedentes de la agricultura, que transpone

la Directiva Europea 91/676/CEE, así como el Real Decreto 324/2000, sobre normas básicas de ordenación de las explotaciones porcinas, y el proyecto normativo sobre utilización de los residuos agrarios como fertilizante agrícola.

Por su parte, los Programas Operativos Regionales y los Programas Horizontales aplicados desde el año 2000 y basados en el Reglamento (CE) nº 1257/1999 del Consejo contienen medidas agroambientales enfocadas hacia la reducción de emisiones, tales como:

- A. Extensificación de la producción agraria.
- B. Técnicas ambientales de racionalización en el uso de productos químicos (submedidas de producción integrada y agricultura ecológica).
- C. Sistemas especiales de explotación con alto interés medioambiental.
- D. Protección del paisaje y prácticas de prevención contra incendios.
- E. Gestión integrada de explotaciones.

En otros Estados Miembros de la UE este tipo de normativa es mucho más estricta. Prueba de ello es el desplazamiento masivo de la producción porcina desde Holanda a España tras la aplicación de normativas ambientales agropecuarias referentes al amoníaco entre los años 1980 y 1990.

#### 4.3.2.3. Guías de buenas prácticas para el sector

En el ámbito europeo, el documento *Guidance document on control techniques for preventing and abating emissions of ammonia* del Consejo Económico y Social de Naciones Unidas (UNECE, 2007) presenta la guía más reciente de buenas prácticas para prevenir y minimizar las emisiones de amoníaco. Dicho documento ha sido utilizado como base para elaborar el presente plan de mejora en lo referente al amoníaco.

Con fechas anteriores a este texto, y enfocados hacia actividades más concretas, existen los siguientes BREF elaborados por la Comisión Europea (Integrated Pollution Prevention and Control, IPPC):

- *Reference Document on Best Available Techniques for Intensive Rearing of Poultry and Pigs (BREF-ILF, July 2003)*: BREF que describe las mejores prácticas para la cría intensiva de animales (aves y cerdos).
- *Reference Document on Best Available Techniques in the Slaughterhouses and Animal By-products Industries (BREF-SA, May 2005)*: BREF que describe las mejores prácticas en mataderos e industrias dedicadas a los subproductos animales.

En el ámbito español, no existe en la actualidad ninguna guía específica para alcanzar estos mismos fines.

En el ámbito internacional, se han consultado guías elaboradas por US-EPA (<http://www.epa.gov/agriculture/ag101/poultrymanure.html>, <http://www.epa.gov/agricultur>

e/ag101/porkmanure.html, <http://www.epa.gov/cleandiesel/agriculture/>) y por la Oficina para la Conservación de Recursos Naturales de Nevada (USDA, 2007) en cuanto a las medidas propuestas para minimizar las emisiones fugitivas de polvo mineral.

### 4.3.3. Medidas de prevención de las emisiones

Las emisiones generadas por las actividades del sector agrícola-ganadero difieren en gran medida de las emisiones industriales o del tráfico debido a que proceden de seres vivos (ganadería) y de procesos biológicos (agricultura). Del mismo modo, las medidas para la prevención y/o minimización de las emisiones serán también muy diferentes como consecuencia de las dificultades intrínsecas a la regulación de procesos biológicos en lugar de industriales. Asimismo, las emisiones agrícola-ganaderas dependen en gran medida de variables como el tipo de suelo, la climatología o las variedades animales, las cuales serán diferentes en las distintas regiones. Por último, las emisiones del sector agrícola-ganadero son mayoritariamente fugitivas o dispersas, y por tanto mucho más difíciles de controlar. Por ello, la efectividad de las medidas a implementar deberá ser verificada *in situ*, y llevará asociada una determinada incertidumbre. Finalmente, las medidas correctoras son variables dependientes entre sí, de modo que la suma de varias medidas no supondrá necesariamente una mayor reducción de las emisiones (UNECE, 2007). A modo de ejemplo, el control de las emisiones fugitivas de NH<sub>3</sub> en las explotaciones animales no será una medida efectiva si posteriormente la aplicación a los suelos agrícolas de los fertilizantes (procedentes de las mismas explotaciones animales) no se lleva a cabo minimizando las emisiones de NH<sub>3</sub> a la atmósfera.

A continuación se describen las medidas correctoras para la prevención de emisiones en función del tipo de actividad emisora. La tabla 4.9 resume las principales medidas y su eficiencia, en los casos en los que esta ha sido calculada.

**Tabla 4.9.** Resumen de las principales actividades emisoras de contaminantes particulados y gaseosos, y de posibles medidas para reducir las emisiones

Actividad	Medida	Reducción
Quema de biomasa	Prevención (control autoridades)	
	Triturado <i>in situ</i> de residuos	Hasta 85%*
	Valorización de residuos	Hasta 85%*
	Campañas de información	
Aplicación de fertilizantes	Aplicación con manguera	30%**
	Aplicación con arrastre rastrillo	60%**
	Inyección en surco abierto	70%**
	Inyección en surco cerrado	80%**
	Incorporación de fertilizantes sólidos	80-90%**

Actividad	Medida	Reducción
Almacenamiento de fertilizantes	Estiércol sólido con suelo impermeable y ventilación	
	Recubrimiento de estiércol líquido	30-80% **
	Correcta gestión de espacios	
Labranza / erosión	Rotación de cultivos durante todo el año	
	Siembra de cobertura vegetal	
	Cobertura del suelo con residuos de cultivo	
	Irrigación periódica	
	Aplicación de estabilizadores químicos del suelo	
	Siembra intracultivo (hileras)	
	Utilización de parapetos o cortavientos	
	Siembra de cultivos que minimicen la erosión	
Tráfico de vehículos agrícolas y ganaderos	Implementación de catalizadores	
	Mejora del combustible	
	Minimización del tiempo al ralentí	
	Correcto mantenimiento	
	Optimización de procesos	
	Asfaltado de vías	
	Campañas de información	

Reducción: % de reducción de emisión de NH<sub>3</sub> calculado con respecto a una técnica de referencia (UNECE, 2007).

\* GVA (2008). \*\* UNECE (2007).

#### 4.3.3.1. Quema de biomasa

La medida más eficaz en el caso de la quema de biomasa consiste en su prevención. En España, esta actividad se encuentra regulada y no está permitida salvo durante periodos concretos del año decretados por las autoridades locales. Por ello, la prevención de las quemas de biomasa debe llevarse a cabo a través de un mayor control por parte de las autoridades ambientales para evitar esta práctica, dado que las prohibiciones se incumplen con elevada frecuencia. Tal como se ha descrito anteriormente, la prohibición de efectuar quemas durante los periodos estivales suele tener como objetivo la prevención de incendios. Sin embargo, las quemas efectuadas en los periodos invernales tienen un mayor impacto nocivo sobre la calidad del aire y la salud humana.

Para la eliminación de residuos de poda, se sugiere la introducción de mejoras tecnológicas que permitan la utilización de dichos residuos como fertilizantes sin necesidad de combustión. Una de estas mejoras tecnológicas consiste en la trituración *in situ* de los residuos por medio de maquinaria como la que se muestra en la figura 4.24, que permite reducir los residuos de poda (ramas, hojas, etc., de olivar, cítricos y cultivos de gran envergadura) a astillas o serrín que permanece sobre los suelos. Gracias a la granulometría de este material y al paso posterior de la maquinaria agrícola (tractor) sobre los restos triturados, este serrín se mezcla con el suelo y es lavado hacia las capas inferiores por medio de la precipitación. La

aplicación de esta técnica presenta así dos beneficios fundamentales: la eliminación de residuos de poda sin necesidad de realizar quemas, y la aplicación directa y sin emisiones adicionales a la atmósfera de un fertilizante natural y autóctono. Además, se favorece la retención y absorción del agua de precipitación en el suelo.

Una alternativa a la utilización de los residuos triturados directamente sobre el suelo es su recogida (simultánea a la trituración) y su posterior aprovechamiento para su destino en industria, compostaje, etc. (figura 4.25). En el caso de la industria, el aprovechamiento de los residuos de poda permite valorizar un producto que hoy en día es considerado un residuo y obtener un nuevo tipo de combustible (pellets de biomasa), útil para combustiones con emisiones controladas. Además se rentabiliza así el tiempo y las inversiones (tractores, remolques, naves, almacenes, etc.) de los propietarios de la biomasa en la obtención de un combustible que puede ser consumido por el productor mismo o incluso ser comercializado.

Una tercera alternativa es la recogida de residuos (residuos de poda de frutales y/o agrícolas, subproductos agrícolas tales como la cascarilla y paja del arroz, residuos de la industria oleícola y alimentaria) y su utilización como biocombustibles o co-combustible en plantas de generación eléctrica y/o plantas de fabricación de cemento, etc. Esta aplicación permite llevar a cabo una combustión controlada, y de este modo minimizar las emisiones contaminantes.

**Figura 4.25.** a) Trituradora de restos de poda; b) Trituradora-autocargadora compacta arrastrada por tractor



Fuentes: a) [www.agrotterra.com](http://www.agrotterra.com), b) [www.sermagasa.com](http://www.sermagasa.com).

Todas las opciones descritas (triturado y aplicación a los suelos, triturado y valorización del residuo, o recogida y valorización como combustible) implican así rapidez, eficacia y ahorro (por ejemplo, del transporte de los residuos de poda íntegros), además de minimizar el riesgo de incendios. En la actualidad, prácticamente la totalidad de los residuos de poda se quema excepto un porcentaje pequeño (4-5%; GVA, 2008) que se tritura y se reutiliza *in situ* como fertilizante. Para la trituración es necesario: a) disponer de la maquinaria adecuada, como se ha visto anteriormente, aunque dicha maquinaria no se encuentra implantada de forma generalizada en la actualidad; y b) disponer los árboles en las plantaciones con una configuración que permita el acceso de la citada maquinaria. Por ello su uso es relativamente restringido. En los casos en los que la implementación de estas mejoras tecnológicas no es

viable desde un punto de vista económico (explotaciones agrícolas de pequeñas dimensiones), se sugiere la participación de empresas de servicios agrícolas o empresas cooperativas para la realización del triturado en campo y el traslado a destino (planta eléctrica o de producción de pellets).

Finalmente, se considera fundamental que las autoridades lleven a cabo programas de información dirigidos a los agricultores, con objeto de suministrar información acerca de los efectos nocivos para la salud humana y el medio ambiente de las quemas de biomasa, así como las alternativas existentes a esta práctica y sus ventajas económicas y ambientales.

#### 4.3.3.2. Aplicación de fertilizantes

El principal objetivo a alcanzar consiste en minimizar las emisiones de  $\text{NH}_3$  procedentes de los fertilizantes nitrogenados durante su aplicación. La reducción de las emisiones de  $\text{NH}_3$  a la atmósfera cuenta con el beneficio adicional de incrementar el nitrógeno disponible para su absorción por los suelos, que por tanto implica menores cantidades de fertilizante por unidad de suelo. Sin embargo, para minimizar las emisiones de  $\text{NH}_3$  es imprescindible la utilización de maquinaria agrícola pesada (como se verá a continuación), lo cual puede reducir temporalmente la productividad de los cultivos (especialmente pastizales) por daños mecánicos (UNECE, 2007). A continuación se resumen diferentes técnicas propuestas por el Consejo Económico y Social de Naciones Unidas en su documento guía (UNECE, 2007) para la correcta aplicación de fertilizantes al suelo agrícola. Se especifican únicamente las técnicas incluidas en la Categoría 1 de esta guía, que se definen como aquellas técnicas que han sido probadas en campo y para las cuales existen datos cuantitativos acerca de su efectividad en cuanto a la reducción de emisiones. Estas técnicas persiguen dos objetivos principales: reducir la superficie de aplicación de los fertilizantes y maximizar su enterramiento durante la incorporación al suelo (para fertilizantes sólidos o líquidos).

a) *Aplicación con manguera (trailing hose)*: consiste en distribuir el fertilizante (líquido) a través de mangueras acopladas a la parte trasera del tractor. El fertilizante llega al tractor a través de una conducción que conecta el tractor con el camión-surtidor de fertilizante, ubicado en el exterior del perímetro agrícola. De este modo se evitan los daños mecánicos derivados de la circulación de los surtidores de fertilizantes (generalmente vehículos extremadamente pesados) sobre el campo. Permite alcanzar un 30% de reducción de las emisiones de  $\text{NH}_3$ .

b) *Aplicación con arrastre de rastrillo (trailing shoe)*: esta técnica está especialmente indicada para pastizales. Consiste en acoplar un rastrillo a la parte posterior del tractor, que divide el pastizal en hileras a través de su arrastre y permite así la aplicación del fertilizante (líquido) en franjas estrechas (minimizando la superficie de aplicación, figura 4.26). La eficiencia es máxima cuando la altura del pastizal supera 8 cm. Permite alcanzar un 60% de reducción de las emisiones de  $\text{NH}_3$ .

c) *Inyección en surco abierto (injection - open slot)*: esta técnica está especialmente indicada para pastizales, y no tiene aplicabilidad en suelos rocosos, someros o muy compactos

(dado que limitan la uniformidad del surco). Para aplicar esta técnica es necesario acoplar discos o cuchillas a la maquinaria agrícola, que trazan surcos en el terreno en los cuales se inyecta el fertilizante líquido. La cantidad de fertilizante a aplicar debe ajustarse para evitar el derrame del exceso sobre la superficie (esto conllevaría mayores emisiones de NH<sub>3</sub>). Permite alcanzar un 70% de reducción de las emisiones de NH<sub>3</sub>.

d) *Inyección en surco cerrado (injection - closed slot)*: esta técnica se basa en la anterior (inyección en surco abierto) e incorpora el recubrimiento del fertilizante por medio de ruedas o prensas acopladas al tractor en la parte posterior de los inyectores. La reducción de las emisiones de NH<sub>3</sub> es de este modo máxima, aunque la aplicabilidad de esta técnica es más limitada dado que depende de que las características del suelo permitan un cierre eficiente del surco. Permite alcanzar un 80% de reducción de las emisiones de NH<sub>3</sub>.

e) *Incorporación de fertilizantes sólidos (incorporation)*: esta técnica consiste en incorporar los fertilizantes sólidos (abonos) directamente al suelo por medio del arado de la tierra. Este proceso favorece el total enterramiento del abono en el suelo, minimizando así las emisiones de NH<sub>3</sub> a la atmósfera. Para alcanzar la eficiencia máxima es conveniente utilizar dos tractores: el primero distribuye el abono, mientras que el segundo lo entierra por medio del arado. De este modo se minimiza el tiempo en que el abono se encuentra expuesto sobre la superficie. La incorporación de fertilizantes sólidos por medio del arado permite alcanzar un 80-90% de reducción de las emisiones de NH<sub>3</sub>.

Tanto los fertilizantes sólidos como los líquidos deben aplicarse inmediatamente antes de la siembra; de lo contrario, si no existen cultivos que retengan el nitrógeno, este corre el riesgo de ser lixiviado y generar contaminación en las aguas subterráneas.

**Figura 4.26.** Surtidor de fertilizante con rastrillo (*trailing shoe*)



Fuente: [www.davewhitakertractors.co.uk](http://www.davewhitakertractors.co.uk)

### 4.3.3.3. Almacenamiento de estiércol

El modo más eficaz para reducir las emisiones de NH<sub>3</sub> de las explotaciones animales consiste en aplicar lo que se denominan “buenas prácticas ganaderas” (*good farming practice*), y que consisten en medidas de relativo bajo coste como:

- a) Adaptar el contenido proteico del pienso animal a los requisitos animales.
- b) Llevar a cabo el mantenimiento y limpieza regulares de los colectores de estiércol.
- c) Ajustar los periodos de aplicación de estiércol sobre el suelo a los periodos de siembra, para maximizar la absorción de compuestos nitrogenados por los cultivos.

Además de estas medidas, existen también mejoras técnicas que favorecen la reducción de emisiones de  $\text{NH}_3$ :

- d) Almacenaje de estiércol sólido en espacios dotados de suelo impermeable y ventilación: esta medida se aplica especialmente en el caso de explotaciones avícolas. Los almacenamientos deberán contar con suficiente ventilación para conservar la sequedad del estiércol y prevenir así posibles fugas de  $\text{NH}_3$ .
- e) Recubrimiento de estiércol líquido: el estiércol líquido se almacena habitualmente en tanques, silos o lagunas artificiales. La emisión de  $\text{NH}_3$  se reduce al minimizar el flujo de aire sobre la superficie de los almacenamientos, y para ello estos deben cubrirse con una cubierta flotante (plástico, etc., reducción del 40-80% de las emisiones). También es posible recubrir la superficie al permitir la formación de una costra en superficie (reducción del 30-50% de las emisiones). Finalmente, la emisión de gases contaminantes se minimiza también al minimizar la superficie expuesta (área expuesta en función del volumen total de estiércol almacenado).
- f) Recuperación de gases: el recubrimiento de los almacenamientos de estiércol líquido genera gases inflamables (por ejemplo, metano  $\text{CH}_4$ ) que deberán ser retirados de la instalación por motivos de seguridad. Para evitar la emisión de un contaminante gaseoso adicional a la atmósfera, y con objeto de valorizar este residuo, este tipo de gases puede ser capturado y destinado a usos industriales.
- g) Correcta gestión de espacios animales: las emisiones de  $\text{NH}_3$  serán mínimas si se minimiza la superficie expuesta del estiércol, y si dicho estiércol es retirado con frecuencia y almacenado siguiendo las medidas descritas anteriormente. Estas recomendaciones son aplicables tanto a explotaciones avícolas como bovinas y porcinas. Las mejores medidas a aplicar seguirán uno o varios de los siguientes preceptos:
  - Absorción de orina (por ejemplo, con paja).
  - Retirada rápida de orina: separación entre orina y heces.
  - Reducción de la velocidad del flujo del aire sobre el estiércol almacenado.
  - Reducción de la temperatura del estiércol.

#### 4.3.3.4. Labranza

Las emisiones fugitivas de materia mineral procedente de explotaciones agrícolas son generadas por la acción del viento (erosión de las capas superficiales del suelo) y por las actividades agrícolas (suspensión de polvo durante la labranza por el tráfico de maquinaria, entre otros). Las claves para controlar la erosión del suelo agrícola se basan en dos principios fundamentales (USDA, 2007):

- a) Reducir la acción del viento (o de la maquinaria agrícola) sobre las partículas del suelo con riesgo de erosión: ello es posible a través de la reducción de la superficie expuesta de suelo carente de cubierta vegetal, del tiempo de exposición de dicha superficie, y/o de la exposición misma (interceptando parcialmente el viento con parapetos/cortavientos/barreras vegetales, o minimizando el tiempo de tránsito de la maquinaria agrícola).
- b) Modificar las propiedades de las capas superficiales del suelo (entre ellas, la humedad), para lograr que sean resistentes a la acción del viento o limitar el desplazamiento de las partículas.

Algunas prácticas de reconocida eficacia para el control de la erosión del suelo agrícola se enumeran a continuación:

- a) Rotación de cultivos durante todo el año.
- b) Siembra de cobertura vegetal (por ejemplo, hidrosiembra).
- c) Cobertura del suelo con residuos de cultivo.
- d) Irrigación periódica.
- e) Aplicación de estabilizadores químicos del suelo.
- f) Siembra intracultivo (hileras).
- g) Utilización de parapetos o cortavientos (barreras vegetales o artificiales).
- h) Siembra de cultivos que minimicen la erosión.

En la tabla 4.10 se muestran las recomendaciones de la Oficina para la Conservación de Recursos Naturales de Nevada (USDA, 2007) para minimizar las emisiones fugitivas de polvo mineral. En el mismo documento se pueden encontrar descripciones detalladas de estas y otras medidas tecnológicas y no tecnológicas. En la tabla se detallan los beneficios y desventajas de cada una de estas prácticas.

**Tabla 4.10.** Recomendaciones de la Oficina para la Conservación de Recursos Naturales de Nevada (USDA, 2007) para minimizar las emisiones fugitivas de polvo mineral

Periodos y zonas. Mejores prácticas disponibles		
Labranza, siembra y cosecha	Durante el cultivo	Zonas sin cultivo
Riesgo con fertilizantes diluidos	Barreras de viento artificiales o vegetales	Restringir acceso
Combinar maniobras de maquinaria agrícola simultáneamente	Cubierta artificial de cultivos	Cubierta con árido o residuos
Modificación de equipamientos	Crear surcos para evitar arrastre eólico	Barreras de viento artificiales o vegetales

Periodos y zonas. Mejores prácticas disponibles		
Labranza, siembra y cosecha	Durante el cultivo	Zonas sin cultivo
Limitar actuaciones en episodios de viento fuertes	Realizar las plantaciones alineadas perpendicularmente al viento dominante	Inducir cobertura vegetal en áreas críticas
Sembrar con elevada humedad del suelo	Aplicación de abonos y estiércol para evitar resuspensión	Aplicación de abonos y estiércol para evitar resuspensión
Sistemas de laboreo reducidos	Acolchado de superficies con plásticos, gravas, corteza y otros materiales	Aplicación de abonos y estiércol para evitar resuspensión
Producir superficies rugosas	Cultivos plurianuales	Reducir velocidad circulación vehículos
Labrar con elevada humedad del suelo	Cobertura vegetal permanente del suelo	Aplicación de aglomerantes e hidrosiembra
Reducir el tiempo de laboreo	Gestión adecuada de residuos Cultivo secuencial	Gestión adecuada de residuos Limpieza de las vías de acceso y salida Humedecer superficies

#### 4.3.3.5. Tráfico de vehículos agrícolas y ganaderos

Los vehículos y maquinaria agrícola-ganadera (vehículos *off-road*) tienen una duración de hasta 25-30 años, por lo que la introducción de mejoras técnicas en este sector constituye una tarea a largo plazo. Las principales medidas para la reducción de las emisiones del tubo de escape tienen que ver con la implantación de catalizadores y filtros de partículas, y con la mejora de la calidad de los combustibles utilizados (especialmente, reducción del contenido en azufre). Prácticas recomendadas y de escaso coste son: a) minimización del tiempo en que el motor se encuentra *al ralenti*, con lo que se minimizan las emisiones, el consumo de combustible y los costes de mantenimiento del vehículo; b) mantenimiento adecuado del vehículo; c) optimización de procesos, para minimizar el tiempo total de uso de la maquinaria, y con ello las emisiones.

Por otra parte, las emisiones derivadas del tránsito de estos vehículos por vías agrícolas sin pavimentar (esencialmente, resuspensión de materia mineral) pueden minimizarse con el asfaltado de dichas vías.

A modo de ejemplo, según una estimación del Clean Agriculture Programme USA (US-EPA, 2010), la reducción de las emisiones de los vehículos y maquinaria agrícola-ganadera tendrá como resultado a partir del año 2030, anualmente y para todo el territorio de EE UU, la prevención de 12.000 muertes prematuras, 8.900 hospitalizaciones, y de la pérdida de un millón de días de trabajo. El beneficio de todo ello (estimado en 80 billones de dólares/año) supera los costes por un factor de 40.

Finalmente, se considera fundamental que las autoridades lleven a cabo programas de información dirigidos a los usuarios de este tipo de vehículos, con objeto de suministrar información acerca de los equipamientos menos contaminantes y dar a conocer medidas para prevenir accidentes de contaminación (por ejemplo, derrames o fugas de combustible).

#### 4.3.3.6. Producción industrial

En el presente texto no se describen medidas de prevención para actividades industriales tales como la producción de pesticidas y fertilizantes o el tratamiento de productos agrícolas dado que, al englobarse dentro del sector industrial, este tipo de actividades cuenta con regulación propia.

## 4.4. Sector industrial

# 4

### 4.4.1. Introducción

#### 4.4.1.1. Marco normativo

La publicación de la Ley 16/2002 de Prevención y Control Integrados de la Contaminación, de 1 de julio de 2002, que transpone la Directiva 96/61/CE, ha modificado de forma sustancial la legislación en materia de medio ambiente para las industrias españolas. Tanto la Directiva como la Ley son conocidas por sus siglas en inglés IPPC, por lo que en adelante se utilizará esta nomenclatura.

Esta legislación prevé que las instalaciones de las industrias incluidas en su Anejo I deban disponer de la Autorización Ambiental Integrada (AAI), que pretende integrar en un solo acto de intervención administrativa todas las autorizaciones en materia de residuos y de vertidos a las aguas continentales, al mar o a la atmósfera.

Los aspectos novedosos que introduce esta legislación con respecto a la anterior se pueden resumir en tres puntos:

- Exige la coordinación administrativa, una especie de “ventanilla única” para tramitar un permiso único considerando el medio ambiente en su conjunto.
- Establece criterios para definir los VLE (Valores Límite de Emisión) basándose en las MTD (Mejores Técnicas Disponibles) o también denominadas BAT por sus siglas en inglés (*Best Available Techniques*).
- Asegura la transparencia informativa, haciendo pública la información de autorizaciones, inventario de emisiones, etc.

Asimismo, la Ley 16/2002 de Prevención y Control Integrados de la Contaminación, obliga a las instalaciones afectadas a:

- Obtener y renovar periódicamente, al menos cada ocho años, la Autorización Ambiental Integrada (AAI).

- Declarar anualmente las emisiones contaminantes de determinadas sustancias (registro PRTR).

Los BREF (de *BAT Reference Document*) son los documentos en los que se recogen las MTD para cada sector industrial afectado por la IPPC. Por tanto, son los documentos que se toman como base a la hora de establecer los VLE.

Es importante destacar que los documentos BREF no fijan los VLE a incluir en las AAI, solo establecen los valores de emisión asociados o alcanzables con el uso de las MTD, y que se tendrán en cuenta por el organismo competente a la hora de otorgar la AAI de cada actividad, junto con otras consideraciones locales o particulares de la instalación. La AAI fija para cada instalación los valores límite de emisión de sustancias contaminantes, teniendo en cuenta las MTD, las características técnicas de la instalación, su localización geográfica, condicionantes locales o particulares de la instalación, posibles tratados internacionales suscritos por el Reino de España, etc.

Los BREF, por lo tanto, constituyen, porque así deben, la principal fuente de información acerca de las MTD aplicables a los sectores industriales considerados en este documento, así como los niveles de emisión asociados a estas MTD.

Las actividades contempladas en el Anejo 1 de la Ley 16/2002 también se ven obligadas a declarar sus emisiones en el registro estatal de emisiones (PRTR) si estas superan los umbrales establecidos para determinados contaminantes en el Reglamento (CE) n° 166/2006.

Al margen de lo dispuesto en la Ley 16/2002, las grandes instalaciones de combustión están sujetas a lo establecido en el Real Decreto 430/2004, por el que se establecen nuevas normas sobre limitación de emisiones a la atmósfera de determinados agentes contaminantes procedentes de grandes instalaciones de combustión.

El Real Decreto 430/2004 transpone la Directiva 2001/80/CE sobre limitación de emisiones a la atmósfera de determinados agentes contaminantes procedentes de grandes instalaciones de combustión. La Directiva 2001/80/CE establece valores límite de emisión de SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> y partículas para las grandes instalaciones de combustión nuevas. Asimismo, según la Directiva 2001/80/CE, a más tardar el 1 de enero de 2008, para las grandes instalaciones de combustión existentes en cada Estado Miembro, a criterio de este, se le permiten dos opciones: o bien cumplir con unos valores límite de emisión para SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> y partículas que figuran en la Directiva (ver capítulos anteriores), o que el Estado Miembro establezca un plan nacional de reducción de emisiones que consiga las mismas reducciones de emisiones que se obtendrían mediante la opción anterior.

El Estado español ha optado por la segunda opción, por lo que se elaboró un Plan Nacional de Reducción de Emisiones de las Grandes Instalaciones de Combustión Existentes (PNRE-GIC), publicado en el BOE de 28 de enero de 2008 mediante la Orden PRE/77/2008. El alcance de dicho Plan consiste en una “burbuja” nacional de instalaciones de combustión entre las que se incluyen prácticamente todas las centrales termoeléctricas y refinerías españolas existentes, salvo aquellos grupos que no van a estar en operación más de 20.000 horas al año. Las grandes instalaciones de combustión pertenecientes a sectores distintos al termoeléctrico

y al de refino se han acogido a los Valores Límite de Emisión recogidos en el Real Decreto 430/2004.

Por otra parte, la Directiva 2001/81/CE sobre techos nacionales de emisión de determinados contaminantes atmosféricos obliga a los Estados Miembros a evitar que sus emisiones de dióxido de azufre, óxidos de nitrógeno, compuestos orgánicos volátiles no metánicos y amoníaco superen en el año 2010 unos valores “techo” determinados. Los techos para España y las desviaciones respecto al techo registradas en 2007 se indican en la tabla 4.4.1.

**Tabla 4.4.1.** Techos de emisión para España y desviaciones respecto al techo en 2007

Contaminante	Techo (kt/año)	Desviación (%)
SO <sub>2</sub>	746	+ 50
NO <sub>x</sub>	847	+ 63
COVNM	662	+ 39
NH <sub>3</sub>	353	+ 20

Ante esta perspectiva, se llegó al Acuerdo de 7 de diciembre de 2007, del Consejo de Ministros, por el que se aprobó el II Programa Nacional de Reducción de Emisiones, publicado mediante la Resolución de 14 de enero de 2008, de la Secretaría General para la Prevención de la Contaminación y el Cambio Climático. Como resultado de dicho acuerdo se elaboró el Plan de Acción para la Aplicación del II Programa Nacional de Reducción de Emisiones, aunque este todavía no ha sido formalmente adoptado.

Finalmente, en diciembre de 2010, se publicó la nueva Directiva 2010/75/UE de Emisiones Industriales (DEI). El objetivo de esta Directiva es lograr un alto nivel de protección del medio ambiente y simplificar el marco jurídico y las cargas administrativas. A tal fin, el nuevo texto legal refunde y modifica, entre otras, la Directiva IPPC y la Directiva para Grandes Instalaciones de Combustión. Esta Directiva deberá transponerse al ordenamiento jurídico de los Estados Miembros a más tardar el 7 de enero de 2013.

Las modificaciones sobre la Directiva IPPC afectan principalmente a la redacción de los BREF y al carácter de los niveles de emisión asociados a las MTD identificadas en los BREF. Estos niveles de emisión deberán estar claramente identificados en los BREF (lo que, en ocasiones, no sucedía actualmente) y deberán adoptarse en las AAI como VLE a no ser que se den circunstancias excepcionales.

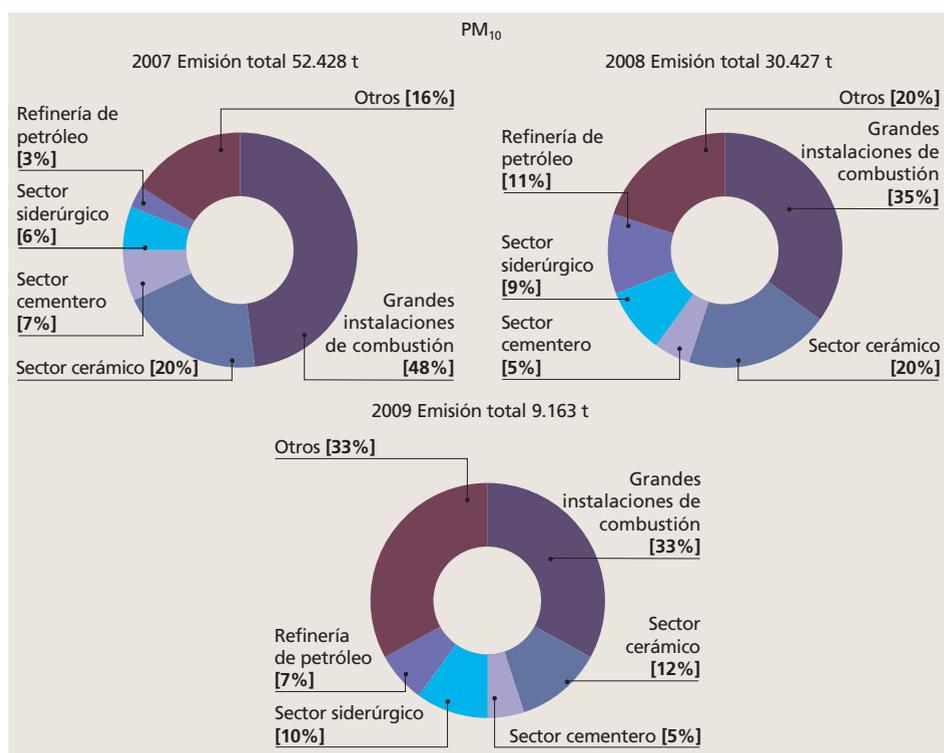
Por otra parte, la DEI reconoce que las grandes instalaciones de combustión contribuyen en gran medida a la emisión de sustancias contaminantes a la atmósfera. Por este motivo, se establecen unos VLE más estrictos que los de la Directiva 2001/80/CE (y más acordes con los asociados a las MTD) para estas instalaciones en el Anexo V de la DEI. Los Estados Miembros podrán elaborar y aplicar planes nacionales transitorios entre 2016 y 2020, de manera que se alcancen los niveles de emisión prescritos en 2020.

#### 4.4.1.2. Principales sectores industriales emisores de PM y NO<sub>x</sub>

El PRTR supone un interesante punto de partida para valorar el peso relativo de los distintos sectores industriales en la emisión de partículas y óxidos de nitrógeno, de acuerdo con el campo de aplicación del Plan Nacional de Mejora de la Calidad del Aire.

En materia de emisiones industriales de partículas, destacan las instalaciones de combustión (mayoritariamente destinadas a la generación de energía eléctrica), seguidas por los sectores cerámico, cementero, siderúrgico y de refino (figura 4.4.1).

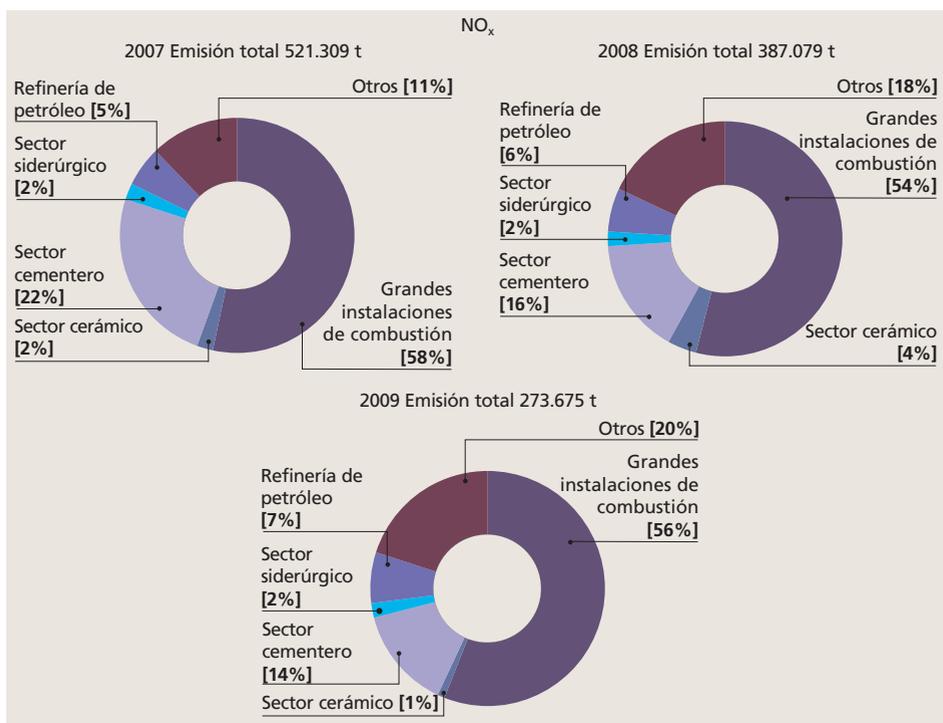
**Figura 4.4.1.** Fracción de las emisiones a la atmósfera de PM<sub>10</sub> emitidas por las distintas actividades de las que se dispone de información pública en PRTR



En cuanto a las emisiones de NO<sub>x</sub>, como se aprecia en la figura 4.4.2, destacan nuevamente las instalaciones de combustión. El sector cementero toma una mayor relevancia para este contaminante.

De acuerdo con estas cifras, se considera justificado que los sectores en los que se podría conseguir una reducción potencial más importante en las emisiones de partículas y NO<sub>x</sub> son los sectores termoelectrico, cerámico, cementero, siderúrgico y de refino.

**Figura 4.4.2.** Fracción de las emisiones a la atmósfera de NO<sub>x</sub> emitidas por las distintas actividades de las que se dispone de información pública en PRTR



## 4.4.2. Descripción de los sectores industriales seleccionados

### 4.4.2.1. Situación de los sectores industriales considerados en España

#### Sector termoeléctrico

En España hay en funcionamiento aproximadamente 50 centrales termoeléctricas, con una potencia total instalada de unos 37.000 MW. La mayor parte de esta potencia instalada corresponde a grupos de ciclo combinado (alrededor de 22.000 MW), seguidos por las centrales de carbón con 11.000 MW. La potencia restante se genera en turbinas de vapor alimentadas con fuelóleo, grupos de gas de ciclo simple y la central de gasificación integrada en ciclo combinado de Puertollano (Ciudad Real). Por otra parte, se tienen los grupos en régimen especial (mayoritariamente sistemas de cogeneración) que aportan 6.000 MW adicionales de energía eléctrica que usualmente es un coproducto de otros procesos productivos.

La distribución geográfica de las centrales térmicas responde a factores como los siguientes:

- La proximidad de cuencas mineras que las abastezcan de combustible. Esto explica la densidad de centrales en la cuenca minera de Asturias y León, así como el grupo de centrales (Teruel y Escucha) en la cuenca de lignitos aragonesa.
- La localización costera, que facilita su abastecimiento con carbones importados o fuel. Es el caso de las centrales del sur y levante: Castellón, Escombreras, Litoral de Almería, Algeciras y Cádiz.
- La proximidad a los centros urbanos que debe abastecer. Aunque el transporte de energía eléctrica a largas distancias no ofrece especiales dificultades, áreas urbanas como las de Barcelona y Bilbao están rodeadas de una red relativamente densa de centrales, lo que no sucede en Madrid.

## Sector refino

El consumo de productos derivados del petróleo en España ha seguido una pauta similar a la de otros países avanzados. Desde los años setenta, este ha mantenido un crecimiento continuo, relacionado con el incremento de la demanda de combustibles de automoción.

El sector español de refino de petróleo está constituido por un número muy reducido de centros de producción. La ubicación de los mismos, así como la titularidad de estas instalaciones, se indica en la tabla 4.4.2.

**Tabla 4.4.2.** Distribución geográfica de las instalaciones de refino de petróleo

Localidad (provincia)	Promotor	Capacidad de tratamiento de crudo (t/año)
San Roque (Cádiz)	CEPSA	12.500.000
Muskiz, Zierbena y Abanto y Ciervana (Bizkaia)	PETRONOR	12.000.000
Manufet (Tarragona)	REPSOL	8.500.000
Puertollano (Ciudad Real)	REPSOL	7.500.000
La Coruña	REPSOL	6.500.000
Castellón	BP Oil	6.000.000
Palos de la Frontera (Huelva)	CEPSA	5.000.000
Cartagena (Murcia)	REPSOL	5.000.000
Santa Cruz de Tenerife (Tenerife)	CEPSA	4.500.000
Tarragona	ASESA	1.400.000

## Sector cerámico

El sector industrial de productos cerámicos es muy importante en España, principalmente en los productos agrupados bajo la denominación de “cerámicas tradicionales”, que incluye productos como ladrillos, tejas, baldosas esmaltadas y no esmaltadas, porcelana de mesa, porcelana sanitaria, etc.

Las empresas fabricantes de cerámica estructural (ladrillos y tejas) se distribuyen a lo largo y ancho de todo el país, si bien se concentran en las provincias de Toledo, Jaén, Alicante, Valencia y Barcelona; donde se ubica casi el 50% de la producción nacional.

Una de las características básicas del sector español de baldosas cerámicas es el elevado grado de concentración industrial existente, formando lo que en términos económicos se denomina un “clúster industrial”. En un área de 500 km<sup>2</sup> de la provincia de Castellón (municipios de L’Alcora, Nules, Onda, Vilafamés y Vila-real) se sitúa el 75% de las empresas existentes, de las que el 85% corresponden a pequeñas y medianas empresas, que producen cerca del 95% de la producción nacional.

Los centros de producción de la industria cerámica del refractario están situados en la proximidad de las industrias de hierro y acero, con un 75% de las plantas en Asturias, el País Vasco, Navarra y Cantabria.

En España producían porcelana sanitaria en 2007 cuatro empresas que operaban en un total de ocho factorías. La principal compañía disponía de cinco fábricas en España localizadas en Madrid, Sevilla, Barcelona y Burgos; estando ubicadas las de los otros productores en Valencia y Zaragoza.

El sector de la vajilla es igualmente difuso en cuanto a localización geográfica. Las principales industrias en 2007 se encontraban en Chiva (Valencia), Gijón (Asturias) e Irún (Guipúzcoa). Las restantes se localizaban en Barcelona, Madrid, La Coruña, Lugo, Navarra, Asturias y Cáceres; pero eran pequeñas en comparación con las anteriormente indicadas.

## 260

### Sector cementero

Las industrias productoras de cemento se distribuyen por casi toda la península. Considerando los volúmenes de producción de cemento y clínker de las empresas asociadas a Oficemen, Cataluña y Andalucía fueron los máximos productores en 2008 con unos volúmenes de 7,2 y 6,9 millones de toneladas, respectivamente. Les siguió de cerca la zona centro con 6 millones de toneladas. Las otras zonas productoras (Levante, Cantábrico y Castilla y León) tuvieron producciones de entre 3 y 4 millones de toneladas.

### Sector siderúrgico

Una gran parte de la producción de la industria siderúrgica del acero se concentra en el norte de España. Tanto es así que, en 2007, más del 50% del acero nacional se produjo en las comunidades autónomas de Asturias y el País Vasco (con un 20% y un 30% de la producción, respectivamente). La producción restante proviene de compañías distribuidas por Cataluña, Andalucía, Madrid, Valencia, Galicia, Aragón y Castilla y León.

Las industrias siderúrgicas se clasifican según si cuentan con un proceso integral de fabricación de acero (producción de acero a partir de mena de hierro) o con un proceso eléctrico (producción a partir de chatarra). En la actualidad solo existe una industria siderúrgica integral en operación en España, la cual se sitúa en los municipios de Gijón y Avilés (Asturias)

y pertenece al grupo ARCELOR MITTAL. El resto de factorías producen acero a partir de chatarra en hornos de arco eléctrico.

#### 4.4.2.2. Procesos de fabricación

##### Sector termoeléctrico

Existen diversos tipos de centrales termoeléctricas, condicionadas fuertemente por el tipo de combustible utilizado. En las líneas siguientes se describen muy brevemente, en primer lugar, los sistemas de generación de energía eléctrica y, seguidamente, los sistemas de combustión.

##### a) Motores de combustión

Los motores de combustión tienen un diseño similar al de los motores de automóviles. Convierten el poder calorífico de un combustible en energía mecánica, mediante la combustión controlada en cilindros. La energía mecánica suministrada por el motor se transmite a un generador para la producción de energía eléctrica.

Los motores de combustión para la generación de electricidad pueden ser tanto de dos tiempos como de cuatro tiempos. Habitualmente son de baja o media capacidad (2-50 MW), pero son más eficientes que las turbinas de gas. Además, los costes de inversión son moderados, son transportables y no requieren un periodo de arrancada prolongado. Por estas razones estos motores se emplean para cubrir pequeñas demandas o como suministro de electricidad en emergencias.

La mayoría de estos sistemas operan con fuelóleo o gasóleo, pero el uso de combustibles gaseosos también es posible.

##### b) Turbinas de vapor

Las turbinas de vapor se basan en el ciclo de Rankine, que es una versión más ajustada a la realidad que el ciclo de Carnot, el cual está condicionado por los límites impuestos por el segundo principio de la termodinámica. En el ciclo de Carnot, un volumen de agua en estado de saturación se lleva a estado vapor en un evaporador. El vapor generado se expande entonces isentrópicamente realizando trabajo en una turbina. Tras la expansión, el vapor se condensa y se vuelve a comprimir hasta el estado inicial.

Hay diversos motivos por los que el ciclo de Carnot no es aplicable en la práctica. Por una parte, es difícil tratar con vapor de agua en estado de saturación. El compresor debería tratar con mezclas heterogéneas de líquido y vapor. Además, en el ciclo de Carnot se presupone que todas las etapas son reversibles. Hay varias fuentes de irreversibilidad, como las pérdidas de carga en las bombas, la turbina, el evaporador o el condensador. Las pérdidas de calor impiden una compresión y expansión isentrópica. La fricción de las partes mecánicas, en particular en la turbina y la bomba, también repercute en una pérdida de eficiencia.

En el ciclo de Rankine, la expansión y compresión se realiza a temperaturas superiores a la de saturación (sobrecalentamiento del vapor), salvando notables dificultades prácticas. De hecho, una modalidad de trabajo consiste en incrementar la presión del evaporador, de manera que la temperatura del vapor sea superior a la del punto crítico del agua (ciclos supercríticos).

El proceso de generación de energía eléctrica mediante vapor de agua consta de varias partes: el equipo de aporte de calor (combustión), el evaporador, la turbina de vapor y el condensador. Los combustibles pueden ser sólidos, líquidos o gaseosos. El calor generado se transfiere al evaporador para la generación de vapor, que se expande en la turbina como consecuencia de la caída de presión. La energía mecánica generada en la turbina se convierte en energía eléctrica. Finalmente, en el condensador, el vapor se convierte otra vez en agua líquida.

### *c) Plantas de condensación*

Las plantas de condensación son realmente grupos termoeléctricos de vapor, pero con la característica distintiva de que se emplea agua de mar o de río como agente refrigerante en el condensador, bajo condiciones de vacío.

### *d) Turbinas de gas*

Las turbinas de gas están basadas en el ciclo de Brayton. A diferencia del ciclo de Carnot (y de Rankine), este ciclo es abierto. En este ciclo se introduce aire ambiente en un compresor en el que se incrementa su presión y temperatura. El aire comprimido se introduce en una cámara de combustión, en la que se produce la combustión a presión constante. Los gases calientes y presurizados resultantes se introducen en una turbina en la que se expanden hasta alcanzar la presión atmosférica, liberando trabajo susceptible de ser transformado en energía eléctrica. Puesto que no existe recirculación, este ciclo se califica como abierto.

Las turbinas de gas suelen operar con combustibles gaseosos u, ocasionalmente, líquidos. A diferencia de las turbinas de vapor, solo se pueden utilizar combustibles limpios (principalmente gas natural), ya que los humos de combustión se introducen en la turbina y la presencia de sólidos en suspensión podría dañarla. El uso de combustibles con un cierto contenido en cenizas requiere una depuración de los gases antes de ser introducidos en la turbina. En compensación, las turbinas de gas no requieren el sistema de tratamiento del vapor (evaporadores, condensadores y otros tipos de intercambiadores de calor), por lo que los costes de inversión son menores.

### *e) Ciclo combinado*

La temperatura de los gases de escape de una turbina de gas es de alrededor de 500°C o incluso superior. Existe la posibilidad de aprovechar este calor sensible en una turbina de vapor. Las centrales de ciclo combinado constan de grupos consistentes en turbinas de gas y de vapor conectadas en serie. La eficiencia energética de este conjunto es elevada, por lo que existen numerosas centrales que operan de este modo.

### f) Cogeneración

El término cogeneración se refiere a la generación conjunta de calor y electricidad, pero no hace referencia a un modo de operación en particular. Ejemplos de cogeneración sería el aprovechamiento de la entalpía de los humos de una turbina de gas en algún proceso térmico industrial o el uso de una corriente de gases calientes residuales para la generación de vapor en una turbina de vapor. En cierto sentido, el ciclo combinado también sería un proceso cogenerativo.

### g) Gasificación integrada en ciclo combinado (GICC)

La GICC es una de las opciones más remarcables para la producción de energía termoeléctrica. Mediante esta tecnología se parte de combustibles de bajo valor y se logra un alto aprovechamiento energético con una emisión de contaminantes muy baja (en el BREF se califica de *ultra low pollution*). Existe una central de este tipo en operación en España, situada en el municipio de Puertollano (Ciudad Real).

La gasificación consiste en someter a un combustible sólido (carbón o coque de petróleo) o líquido (hidrocarburos pesados) a elevadas temperaturas y presiones, en presencia de vapor de agua. La oxidación parcial de la carga, por inyección de aire u oxígeno, genera el calor necesario. Como resultado de este proceso se obtiene gas de síntesis (*syngas*). Este gas se purifica y se utiliza como combustible en un grupo de ciclo combinado. La purificación utilizada en la planta de Puertollano incluye un filtro de membranas cerámicas para la eliminación de cenizas volantes, un lavador tipo Venturi y una unidad de desulfuración, instalados en serie.

### h) Sistemas de combustión

Evidentemente, el nexo común entre los distintos tipos de centrales termoeléctricas es la generación de energía eléctrica a partir de la combustión de algún combustible. Es precisamente en estos sistemas de combustión donde principalmente se generan los contaminantes con relevancia para el presente Plan.

Los sistemas de combustión dependen marcadamente del tipo de combustible a emplear. El uso de combustibles sólidos, tales como carbón, coque de petróleo o biomasa, puede requerir el secado previo de los mismos, así como una o varias molturaciones. Dependiendo del tipo de combustible sólido puede preferirse por un sistema de molienda u otro, que pueden ser molinos de bolas, de martillos, pendulares, de rodillos, etc.

Los sistemas de combustión de combustibles sólidos también pueden ser muy variados. Estos se pueden clasificar en quemadores de combustible pulverizado, sistemas de lecho fluidizado y quemadores de parrilla. Esta clasificación tiene una cierta importancia pues condiciona los niveles de emisión de contaminantes a alcanzar mediante la aplicación de las MTD.

En los quemadores de carbón pulverizado una mezcla de combustible y aire se proyecta a través de toberas en la cámara de combustión, en la que se adiciona aire comburente adicional.

Este sistema suele requerir llamas piloto adicionales, habitualmente alimentadas con fuelóleo, para facilitar las operaciones de arrancada y parada y para prevenir frente a situaciones de combustión inestable. A su vez, estos sistemas se pueden clasificar según la disposición de los quemadores: en paralelo, opuestos, tangenciales, etc.

Los sistemas de lecho fluidizado se utilizan para carbones ricos en cenizas. Consisten en un lecho fluidizado, mantenido con aire comburente, en el que se adiciona el combustible para su combustión. El lecho suele ser de arena, junto con calcita o dolomía para adsorber el  $\text{SO}_x$  formado en la combustión. Se distinguen entre los sistemas de lecho fijo (*bubbling fluidized bed combustion*) y los de lecho móvil (*circulating fluidized bed combustion*). Los sistemas de lecho móvil son más adecuados para grupos de alta capacidad (>50 MW) pues minimizan la acumulación de compuestos volátiles pirolizados, consiguiendo un mejor control de temperatura. En los sistemas de lecho móvil la velocidad de circulación del aire es suficiente como para producir el arrastre del lecho, que se separa posteriormente mediante ciclones para su reutilización.

Los quemadores de parrilla solo se emplean en evaporadores de baja capacidad. En estos quemadores el combustible (de granulometría más gruesa que en los casos anteriores) se alimenta continuamente formando un lecho en una parrilla circulante. El aire comburente se hace circular a su través, aunque puede proyectarse también aire secundario por la parte superior.

Los evaporadores que utilizan combustibles líquidos son constructivamente similares a los de combustibles sólidos pulverizados. El combustible se atomiza en finas gotas para facilitar su combustión. La atomización puede ser enteramente mecánica o asistida con aire primario. Cuando se utiliza fuelóleo pesado puede ser necesario un calentamiento previo para reducir su viscosidad hasta los valores necesarios. Es posible también emplear combustibles líquidos en turbinas de gas, pero se requiere un tratamiento especial de los mismos para evitar dañar la turbina.

Los combustibles gaseosos son especialmente idóneos para su uso en turbinas de gas (incluyendo ciclo combinado) y sistemas de cogeneración (tanto en cabeza como en cola), pero también pueden utilizarse en turbinas de vapor. Ofrecen pues una mayor flexibilidad que los otros combustibles. Además, la emisión asociada de partículas es mucho más reducida que con otros combustibles y si el combustible tiene un bajo contenido en azufre, como el gas natural, también la de  $\text{SO}_x$ .

## Sector refino

Las instalaciones de refino de petróleo son grandes complejos industriales en los que se desarrollan múltiples operaciones. No obstante, los flujos de materiales en el sector refino son mucho más complicados que en el sector siderúrgico y el número de posibles operaciones mucho mayor. Puesto que no es el objeto de este documento describir completa y detalladamente todas estas posibles operaciones, solo se introducirán brevemente aquellas operaciones en las que pueden producirse emisiones importantes de partículas y  $\text{NO}_x$  a la atmósfera.

Más del 60% del consumo español de petróleo se destina a carburantes de locomoción. Como consecuencia, la función principal de todas las refinerías es preparar, a partir de crudo de petróleo, carburantes para automoción, todos ellos con una característica común: el punto final de destilación es inferior a aproximadamente 370°C. Para conseguir este propósito, las refinerías siguen dos grandes grupos de operaciones:

- Extracción de las fracciones ligeras del crudo por destilación y subsiguiente refinado de las mismas (desulfuración, reformado, endulzamiento, etc.) para dotarlas de las propiedades necesarias para la formulación de carburantes.
- Conversión de las fracciones pesadas del crudo (craqueo catalítico, hidro craqueo, coquización, etc.) en otras con un rango de destilación adecuado para la formulación de carburantes.

Todas las refinerías realizan la primera fase del proceso, pero algunas, cada vez en menor proporción, no cuentan con instalaciones de conversión.

Aparte de la producción de carburantes y combustibles, en las refinerías también se fabrican otros productos industriales de interés, tales como lubricantes, parafinas, asfaltos, etc. Así, muchas refinerías también incorporan la producción de algunas de estas especialidades.

Seguidamente se describen sucintamente las operaciones que pueden tener una mayor relevancia desde el punto de vista de las emisiones atmosféricas de partículas y NO<sub>x</sub>.

### a) Destilación primaria

La destilación primaria es una de las etapas más importantes en una refinería. Se distingue entre destilación atmosférica y destilación a vacío, que se llevan a cabo sucesivamente.

En la destilación atmosférica, el crudo previamente desalado (mediante lavado con agua) se alimenta en una columna de destilación de 30 a 50 platos que opera a presión atmosférica. En la base de esta columna, el crudo se alimenta a unos 300-400°C, de manera que se produce su vaporización parcial. A medida que los vapores ascienden por la columna se produce la condensación en los distintos platos según su temperatura de ebullición, consiguiéndose la separación por fracciones. Las fracciones son separadas en cuatro o cinco extracciones laterales en las que se obtienen hidrocarburos ligeros en equilibrio con componentes pesados que deben ser eliminados. Para conseguirlo, cada extracción lateral se envía a una pequeña torre de agotamiento con cuatro o cinco platos. Los vapores de cabeza se acumulan en el depósito de reflujo. En este depósito los hidrocarburos más ligeros incondensados, el vapor de agua (convertido en agua ácida) y los componentes líquidos (corriente de nafta menos) son separados.

El principio de la destilación a vacío es análogo al de la destilación atmosférica, pero en la destilación a vacío se opera a una presión entre 0.04 y 0.1 bar. La alimentación de la columna de destilación a vacío consiste en el residuo pesado de la destilación atmosférica. Los gases desprendidos ascienden por la columna, condensando en dos o tres secciones principales de rociado, en las que se obtiene gasóleo pesado (GOPV), gasóleo ligero (GOLV)

y, opcionalmente, un corte intermedio. Los vapores de cabeza contienen incondensables, vapor de agua y algo de gasóleo.

### *b) Craqueo catalítico*

El craqueo catalítico es el proceso de conversión más ampliamente utilizado para obtener fracciones ligeras más valiosas a partir de hidrocarburos pesados. El craqueo catalítico consiste en romper las moléculas grandes de hidrocarburos pesados. A tal fin se requiere el aporte de calor y la presencia de un catalizador.

Normalmente la principal materia prima para el craqueo catalítico es el gasóleo de vacío, aunque también pueden utilizarse gasóleo pesado obtenido en la columna de destilación atmosférica u otras corrientes de otras operaciones.

Los equipos más frecuentes para realizar el craqueo catalítico son los reactores de lecho fluidizado (FCC). Existen numerosas variantes de diseño, según cómo se efectúe la regeneración del catalizador.

Los catalizadores empleados son partículas finas de forma granular constituidas por zeolitas, junto con compuestos sintéticos de sílice-alúmina amorfa. La alimentación se atomiza en el lecho fluidizado de catalizador, consiguiendo una vaporización más rápida y un contacto más íntimo entre los vapores y el catalizador. El proceso de craqueo tiene lugar a 500-540°C y 1.5-2 bar. Los vapores de hidrocarburos obtenidos se separan del catalizador arrasado mediante dos etapas de ciclones, y se introducen en una columna de rectificación para su destilación fraccionada.

El craqueo produce coque que se deposita en la superficie del catalizador, disminuyendo su actividad. El catalizador debe pues regenerarse continua o periódicamente, básicamente por combustión del coque adherido al catalizador a temperaturas elevadas. Esta reacción tiene lugar en uno o varios reactores destinados a este fin.

### *c) Reformado catalítico*

La nafta pesada procedente de la destilación del crudo tiene un índice de octano que imposibilita su utilización directa en la formulación de gasolinas. En los últimos tiempos, debido a las especificaciones más estrictas de las gasolinas (densidad, contenido en azufre y aromáticos), la fracción central de las naftas de FCC tampoco es directamente apta como componente de las gasolinas, por lo que también ha de ser reformada.

El reformado tiene pues la finalidad de transformar las naftas en productos con un mayor valor de mercado. Los coproductos de este proceso son, entre otros, gas de refinera, GLP e hidrógeno.

Las naftas alimentadas al reformado catalítico son previamente hidrotratadas (ver punto siguiente) para eliminar azufre, nitrógeno y metales. Las reacciones de reformado son endotérmicas, por lo que la nafta se enfría durante el proceso, reduciendo la velocidad de reacción. Por este motivo, la reacción se suele completar instalando varios reactores en serie (usualmente tres) con calentamiento intermedio para restaurar la temperatura de la nafta.

El catalizador empleado (de platino) se desactiva paulatinamente. En la modalidad más común de reformado semirregenerativo, el catalizador se regenera discontinuamente, aunque el intervalo entre regeneraciones puede variar entre tres y veinticuatro meses, dependiendo de la intensidad de la operación.

#### *d) Hidrodesulfuración e hidrotratamiento*

El principal propósito de este proceso es la eliminación del azufre en las corrientes a tratar, pero en el proceso se producen otra serie de reacciones colaterales, en algunos casos también deseadas y en otros no tanto (pero sin llegar a considerarse perjudiciales). Todos los procesos utilizan catalizadores en presencia de cantidades sustanciales de hidrógeno bajo altas presiones para promover la reacción del hidrógeno con las impurezas de la carga.

#### *e) Coquización*

La coquización es un proceso de conversión severa, principalmente utilizado para reducir los excedentes de petróleo pesado de bajo valor, transformándolo en carburantes para automoción. Como subproducto se obtiene coque de petróleo.

En España existen tres unidades de coquización, pertenecientes a la modalidad “retardada”. Este proceso se inicia con una columna de fraccionamiento en la que se separan las fracciones ligeras. El residuo pesado se calienta en un horno y se introduce en una cámara de coquización en la que se produce el craqueo a alta presión (1.5-7 bar). Una vez completado el ciclo de coquización, se introduce vapor de agua para separar los hidrocarburos del coque formado, que seguidamente se enfría con agua. Puesto que se trata de un proceso intermitente, usualmente se dispone de dos cámaras de coquización, realizándose las etapas de llenado y coquización de manera alternante en ambas cámaras.

#### *f) Sistemas de generación de energía*

Para poder efectuar la mayoría de las operaciones de las que consta una refinería se requiere un aporte de calor. Los equipos destinados a este efecto tienden a ser bastante similares en principio y modo de operación. A su vez, comparten características comunes desde el punto de vista de las emisiones atmosféricas. Por estos motivos, los equipos de aporte de energía se abordarán conjuntamente y, a su vez, se separarán de las operaciones a las que pertenecen. Este mismo criterio se sigue en el BREF para refinerías.

El aporte de calor puede conseguirse directamente a partir de la entalpía de las distintas corrientes. No obstante, en este punto se considera la generación de energía por combustión. La energía obtenida puede ser tanto térmica, eléctrica o ambas. Los sistemas utilizados incluyen calderas y hornos, pero también turbinas de gas y vapor, sistemas de cogeneración e incluso sistemas de gasificación integrada en ciclo combinado. En España no existe ninguna refinería que cuente con esta última.

Los combustibles utilizados en los sistemas de combustión son normalmente coproductos de los propios procesos de refino. Estos combustibles son usualmente líquidos o gaseosos. La relación gas/líquido varía desde 80/20 en una refinería moderadamente simple a 40/60 en una altamente compleja.

El combustible gaseoso de refinería (RFG) es una mezcla de metano, etano y etileno en combinación con hidrógeno en exceso. Dependiendo de los tratamientos realizados sobre el mismo puede contener una cantidad variable de azufre. El combustible líquido de refinería (HFO de *Heavy Fuel Oil*) proviene de los residuos de diversos procesos. Puede contener cantidades importantes de azufre (hasta un 7%), promotores de partículas (V+Ni hasta un 0,15%) y nitrógeno (hasta un 0,8%). Su combustión puede producir pues la emisión de partículas, óxidos de azufre y  $\text{NO}_x$ .

### g) Sistemas de depuración de azufre en gases residuales

Diversas operaciones de refino descomponen el azufre orgánico y lo transforman en  $\text{H}_2\text{S}$ . Estas operaciones se pueden clasificar en dos según cómo se realiza la reacción; cuando se produce por conversión térmica (FCC, coquización, viscorreducción, etc.) o por hidrotratamiento. En ambos casos, la recuperación del  $\text{H}_2\text{S}$  formado consta de dos fases:

- *Separación del  $\text{H}_2\text{S}$  de la corriente gaseosa.* Lo más común es disolver el  $\text{H}_2\text{S}$  en un absorbente líquido, los más usados son aminas. Esta práctica se realiza en torres de absorción.
- *Transformación del  $\text{H}_2\text{S}$  en azufre elemental.* La corriente de  $\text{H}_2\text{S}$  concentrado se trata en una unidad de oxidación. El método universalmente adoptado es el proceso Claus, que consiste en la combustión parcial de la corriente rica en  $\text{H}_2\text{S}$  y posterior reacción del  $\text{SO}_2$  resultante con el  $\text{H}_2\text{S}$  inquemado en presencia de un catalizador de alúmina activada para producir azufre elemental.

### h) Sistemas de antorchas

Las antorchas son, sobre todo, elementos de seguridad como sumidero de gases en situaciones de emergencia o incidentes. Así, se trata de llamas piloto que aseguran la disponibilidad de este sistema de emergencia en caso de necesidad. El combustible utilizado en las antorchas es gas de refinería, el cual se somete a una separación de líquidos como paso previo a la combustión.

### i) Otras operaciones de separación o conversión

Además de las señaladas, las refinerías incluyen otras numerosas operaciones para la producción de productos derivados del petróleo. Una descripción de todas estas operaciones escapa del alcance de este documento. Entre ellas podrían enumerarse la isomerización, la viscorreducción, los procesos de separación de gases, así como otras numerosas actividades petroquímicas.

## Sector cerámico

El proceso cerámico se inicia con la selección de las materias primas que deben formar parte de la composición de partida. En las industrias cerámicas tradicionales, las materias primas se suelen utilizar, por lo general, tal y como se extraen de la mina o cantera o después de someterlas a un mínimo tratamiento. El transporte de las materias primas desde las minas a los centros de producción se realiza mayoritariamente por carretera (materias primas nacionales). En el caso de que se trate de materias primas de importación, estas suelen transportarse en barco y posteriormente hasta el centro de producción por carretera.

El proceso de preparación de la composición del soporte se inicia con una molturación, que puede ser:

- a) *Vía seca*: se realiza mediante molinos de martillos o pendulares, con el fin de reducir las dimensiones de los materiales arcillosos y eliminar impurezas. A continuación, se pasa a la etapa de mezclado y humectación, cuyo objetivo es reunir elementos de diferentes características para formar una única mezcla que asegure la continuidad de sus características.
- b) *Vía húmeda*: en este proceso, las materias primas pueden introducirse total o parcialmente en molinos de bolas o desleírse directamente. A la suspensión resultante se le denomina “barbotina”.

En general, el material molturado vía seca se alimenta junto con agua en una amasadora, de la cual se obtiene una pasta bastante uniforme, para proceder al conformado de las piezas. Este es el procedimiento habitual en cerámica estructural.

En caso de que las piezas deban conformarse por colado, la barbotina resultante de la molienda en húmedo puede acondicionarse directamente para proceder a esta operación. Si no es el caso, el contenido en agua de la barbotina se reduce por secado por atomización o filtroprensado, según el método de conformado utilizado.

En el secado por atomización, la barbotina pulverizada en finas gotas, entra en contacto con una corriente de aire caliente para obtener un producto sólido granular de bajo contenido en agua. Se obtienen gránulos con forma y tamaño muy adecuados para prensado.

En la operación de filtroprensado se introduce la barbotina en el interior de unos tejidos filtrantes dispuestos en marcos y se le aplica presión. Como resultado se obtienen masas con contenidos en sólidos elevados denominadas en el argot industrial “galletas”. La operación siguiente es el amasado. El objetivo del amasado es convertir la pasta, en forma de galleta filtroprensada con humedad variable y trabajabilidad limitada, en una masa homogénea y desaireada apropiada para el moldeado en plástico.

Una vez finalizado el proceso de preparación de las materias primas, se pasa al proceso de conformado, el cual presenta también ciertas diferencias en función de la forma geométrica o del aspecto final del producto que se desee obtener.

En el caso de productos de cerámica estructural el sistema de conformado de piezas más habitual es el de extrusión, en ocasiones seguida de un prensado en plástico. El prensado en

plástico se usa para fabricar tejas, tejas acanaladas y jarrones, se usa en menor medida para ladrillos y piezas especiales.

En el caso de las baldosas cerámicas el proceso de conformado se realiza de forma habitual por prensado uniaxial en semiseco (5-8% de humedad en base seca), mediante el uso de prensas hidráulicas. Aunque en algunos casos se moldea por extrusión para conferir al producto final un aspecto estético determinado, por ejemplo el “pavimento rústico”.

Las piezas de porcelana de mesa presentan un menor grado de simetría que las baldosas cerámicas, por lo que se emplea el prensado isostático. En esta modalidad el polvo atomizado está contenido en un molde de goma al que se le aplica la presión mediante un fluido isostáticamente.

Los ladrillos refractarios se suelen conformar por prensado, tanto uniaxial como isostático, empleando presiones que pueden ser muy elevadas (300 N/mm<sup>2</sup>).

El método de moldeo utilizado mayoritariamente en cerámica decorativa es el colado en escayola. Este método consiste en llenar un molde de yeso con una suspensión concentrada de partículas y, mediante la eliminación de parte del agua por succión, obtener una pieza que reproduce la superficie interior del molde.

En el conformado de sanitarios, aunque se mantiene el procedimiento tradicional de colado con molde de yeso, se ha introducido en los últimos años el colado a presión con molde de resina. Esta modalidad tiene la ventaja de requerir un menor tiempo de formación de espesor y no ser necesario el secado del molde.

El moldeo en plástico se utiliza únicamente para algunas piezas (tazas, macetas, etc.), por lo que no está tan generalizado como el colado. La utilización de máquinas automáticas proporciona una elevada producción, superior a la requerida por muchas fábricas. Además, aunque estas máquinas serían aptas para su instalación en un proceso en serie, el carácter manual del resto de las operaciones hace que se utilicen de forma discontinua.

Después del proceso de conformado es necesario realizar el secado, de esta forma se consigue reducir el contenido en humedad lo suficiente para que la operación posterior de cocción o esmaltado se desarrolle adecuadamente. En ocasiones puede haber un secado adicional tras la etapa de esmaltado. Se utilizan muchos tipos de secaderos: continuos, discontinuos o semicontinuos, con tiempos de secado muy variables en función de si el material se seca por piezas sueltas o apilado. La temperatura máxima de secado depende mucho del tipo de secadero y de la fuente de energía, pero suele oscilar entre 100 y 200°C.

El esmaltado consiste en la aplicación por distintos métodos de una o varias capas de vidriado, que cubren la superficie de la pieza. El proceso de preparación de esmaltes consiste normalmente en someter a los componentes del esmalte y los aditivos a una fase de molienda, en molino de bolas de alúmina, hasta obtener una suspensión acuosa cuyas características dependen del método de aplicación que se vaya a utilizar. Los métodos de aplicación de esmaltes más usuales en baldosas cerámicas son mediante cortina o por pulverización, siendo este último también habitual en porcelana sanitaria y decorativa. En porcelana de mesa, y en ocasiones también en porcelana decorativa, el esmalte se deposita por inmersión de la pieza en la suspensión de esmalte. Sobre la capa de esmalte base, con frecuencia se realizan una serie de decoraciones mediante diferentes técnicas, siendo las más habituales serigrafía, huecograbado,

flexografía o por inyección de tinta; además de la decoración manual todavía presente en algunos subsectores.

Dependiendo de la tipología del producto y del acabado deseado se pueden realizar una o varias cocciones. En ocasiones se realiza una primera cocción, o bizcochado, del soporte o cuerpo de las piezas; para después proceder a una o varias cocciones adicionales del esmalte y de la posible decoración. Sin embargo, en las industrias de baldosas cerámicas y de sanitarios está prácticamente generalizada la monococción, es decir, la cocción simultánea del soporte y los vidriados.

En la fabricación de productos de cerámica estructural, la cocción se puede realizar en hornos continuos, siendo los más habituales los hornos túnel (80-90%) y los hornos tipo Hoffmann (sobre un 10%). En algunos casos se utilizan hornos de rodillos de cocción rápida para productos de poco espesor tipo baldosín o tejas, sobre todo si el producto se somete a una segunda cocción. Las temperaturas máximas de cocción suelen ser bastante bajas, comparadas con las del resto de productos cerámicos, variando desde los 850°C hasta algo más de 1.000°C. La duración del ciclo de cocción depende del tipo de horno utilizado: varía entre 2-3 horas para hornos de cocción rápida y 24-60 horas para hornos Hoffmann.

En el caso de las baldosas cerámicas se ha generalizado la monococción en hornos de rodillos, tanto de productos gresificados como de productos porosos. Se emplean ciclos rápidos de 30 a 60 minutos con temperaturas máximas entre 1.000 y 1.200°C.

La cerámica de mesa se produce mediante varias cocciones, empleando hornos túnel de bajo perfil para el producto base. La cocción del esmalte se lleva a cabo también en hornos túnel o bien en hornos de rodillos sin material auxiliar, con temperaturas máximas superiores a las del soporte, que pueden llegar a los 1.400°C. Los ciclos de cocción comprenden un periodo de 15 a 30 horas. La cocción de la decoración se realiza en hornos túnel u hornos discontinuos en ciclos de 30 minutos a 4 horas en los que difícilmente se superan los 800°C.

En la producción de sanitarios predomina la monococción mediante hornos túnel a temperaturas máximas comprendidas entre 1.150 y 1.280°C, con un ciclo de cocción tradicional de 17 a 30 horas o un ciclo de cocción rápida de 9 a 14 horas. Se trata de las piezas en las que puede resultar más interesante realizar una recocción para corregir defectos, debido a su elevado valor. Esta se realiza en hornos discontinuos de vagoneta o de campana.

Los materiales refractarios se sinterizan normalmente en hornos túnel, a temperaturas de cocción que varían entre los amplios márgenes de 1.250 a 1.850°C, dependiendo del producto fabricado.

## Sector cementero

El proceso de fabricación del cemento consta de tres etapas básicas:

- a) *Extracción y preparación de materias primas* (calizas, margas, arcillas, etc.). Dependiendo del tratamiento se distingue entre vía seca, semiseca, semihúmeda y húmeda. En España más del 90% de las instalaciones son de vía seca.

- b) *Cocción* de las materias primas en hornos rotatorios a temperaturas que alcanzan los 1.500°C para obtener un producto semielaborado (clínker).
- c) *Molienda* conjunta del clínker junto con otros componentes (yeso, puzolana, cenizas volantes, escorias, etc.) para obtener el cemento.

En España se encuentran en operación alrededor de 40 fábricas de cemento, en las que operan cerca de 60 hornos de calcinación de clínker y más de 100 molinos de cemento. Las plantas de fabricación suelen ser integrales (con hornos de clínker y molinos de cemento), aunque también existen instalaciones consistentes únicamente en molinos de cemento (sin producción de clínker).

Aparte de las propias operaciones de tratamiento y transformación de las materias primas y del producto, y dado que el principal combustible en la cocción del clínker es el coque de petróleo o carbón, las empresas suelen contar con instalaciones para el almacenamiento, la micronización y el secado de estos combustibles sólidos. Estas operaciones constituyen, por tanto, otro posible foco de emisión de contaminantes.

La localización geográfica de cada planta en particular también influye en la elección del combustible. No obstante, el mayor coste del gas natural y el fuelóleo repercute en la menor utilización de estos combustibles. Igualmente, la demanda energética de este sector también ha favorecido la incorporación de residuos como combustibles alterativos, tales como neumáticos o harinas animales. Sin embargo, se estima que la energía aportada por estos combustibles supone poco más del 1% del consumo térmico de los hornos de clínker españoles.

Una parte sustancial de las emisiones de contaminantes por parte de las industrias cementeras se producen en la etapa de producción del clínker. Como se ha indicado, esta se desarrolla exclusivamente en hornos continuos rotatorios, pero la configuración de los mismos o sus condiciones de operación pueden variar según la planta considerada. En el conjunto formado por el propio horno y sus equipos auxiliares, se somete a las materias primas a una serie de etapas que se desarrollan sucesivamente: precalentamiento, calcinación, sinterización y enfriamiento. A continuación, se describen brevemente las configuraciones más habituales de los hornos en España.

La tecnología más ampliamente implantada para el precalentamiento de las materias primas consiste en el uso de un intercambiador de ciclones. Este intercambiador consta de una serie de entre cuatro y seis ciclones dispuestos uno sobre otro en una torre de 50 a 120 m de altura. A través de esta serie de ciclones circulan los gases calientes de combustión procedentes del horno. La mezcla de materias primas se dosifica antes de la última etapa (que suele constar de dos ciclones en paralelo). Los ciclones separan las partículas de la corriente gaseosa para descargarlas en etapas inferiores, hasta que finalmente se alimentan en la entrada del horno. Como resultado, se consigue un flujo en contracorriente entre la mezcla de materias primas y los gases calientes procedentes del horno, con un contacto muy íntimo entre las partículas y los gases. A la salida de los ciclones, los gases todavía pueden contener una cierta cantidad de calor sensible que puede aprovecharse para un secado previo de las materias primas o los combustibles sólidos.

La calcinación se refiere al proceso de descarbonatación o descomposición térmica de los carbonatos, que se desarrolla a temperaturas de entre 700 y 900°C. Si el horno dispone de precalentador, las materias primas ya se encuentran parcialmente calcinadas en la salida de este. Desde los años setenta se ha introducido la técnica de la precalcinación, de notable importancia cuando se indiquen las Mejores Técnicas Disponibles para la prevención de las emisiones de NO<sub>x</sub>. La precalcinación consiste en una cámara de combustión “secundaria” independiente del horno rotatorio, en la cual se aprovecha la entalpía del aire caliente procedente del enfriamiento del clínker (aire “terciario”), utilizándolo como aire de combustión del precalcinador. Una alternativa al aire terciario es la utilización del aire en exceso del quemador principal del horno.

La sinterización se desarrolla en todos los casos en el interior del propio horno rotatorio, y consiste en la reacción del CaO resultante de la descomposición de los carbonatos con sílice y aluminosilicatos, para formar los aluminosilicatos cálcicos que constituyen el clínker. Este proceso se desarrolla a elevadas temperaturas (1.500°C), alcanzando una temperatura de llama de casi 2.000°C. Los hornos rotatorios en los que el precalentamiento y la calcinación también se llevan a cabo en su interior se denominan hornos largos, debido a la mayor longitud requerida.

El enfriador del clínker es una parte integral del horno, el cual desempeña dos tareas fundamentales: reducir la temperatura del clínker para su posterior procesado y recuperar el calor del clínker para devolverlo al proceso. Existen dos tipos principales de enfriadores: rotativos y de parrilla. Los enfriadores rotativos son conceptualmente análogos a los hornos rotativos, pero la transferencia de calor se desarrolla en sentido opuesto. El intercambio en los enfriadores de parrilla se realiza por el paso de una corriente ascendente de aire a través de un lecho de clínker depositado sobre una parrilla permeable al aire.

## Sector siderúrgico

Como se ha indicado, se distingue entre las industrias con proceso integral y las industrias con proceso eléctrico. La producción integral es mucho más compleja. Incluye varias operaciones casi independientes (salvo por los flujos de materiales y coproductos), que se desarrollan en grandes complejos industriales que abarcan varios kilómetros cuadrados. En el BREF se consideran estas operaciones separadamente y en este resumen se seguirá la misma diferenciación.

### a) Producción de coque

El coque desempeña dos funciones fundamentales en el proceso de producción de acero: 1) es un combustible que proporciona calor y 2) produce monóxido de carbono para reducir las menas de hierro. El coque se produce por pirólisis de carbón bituminoso en hornos que operan a 1.150-1.350°C. Se trata de hornos intermitentes en los que el ciclo de coquización se extiende entre 14 y 24 h. La fuente de energía para elevar la temperatura hasta los valores

deseados suele ser la combustión de los propios gases producidos en la coquización, en ocasiones, junto con gases del alto horno. Para que se desarrolle la pirólisis del carbón, este debe encontrarse en una atmósfera no oxidante. Así, el carbón a coquizar se encuentra en cámaras separadas de las de combustión, realizándose la transferencia de energía a través de paredes comunes.

Una vez finalizado el ciclo de coquización, el coque se enfría rápidamente por aspersión de grandes volúmenes de agua, para evitar su combustión espontánea. Finalmente, el coque se tritura y se tamiza. La fracción más gruesa se utiliza en el alto horno. La fracción fina se expide a la planta de sinterización.

### *b) Sinterización de la mena*

Los altos hornos modernos pueden alcanzar mejores productividades gracias al procesamiento previo de la mena de hierro. Este procesado implica una aglomeración de la mena, para mejorar la permeabilidad y su reductibilidad. En las industrias españolas este proceso se lleva a cabo por sinterización, existiendo dos de estas plantas en el territorio español, ambas pertenecientes al complejo industrial de ARCELOR MITTAL en Gijón.

La sinterización se inicia con el mezclado de las materias primas, junto con residuos de los procesos subsiguientes del proceso siderúrgico. A su vez, se añade el coque fino producido en el horno de coque a la mezcla. El horno de sinterización consiste en una parrilla en la que se deposita un lecho de la mezcla a sinterizar. Gracias a unos quemadores situados en la entrada del horno se consigue la ignición del coque contenido en la mezcla. A medida que el lecho avanza, también lo hace el frente de combustión hacia el interior del lecho. Esto produce el calor suficiente (1.300-1.500°C) para conseguir la sinterización de la mena.

### *c) Producción de arrabio*

Un alto horno es una cámara troncocónica de unos 40 m de altura y de 9 a 15 m de diámetro en su parte más ancha. Por la parte superior se alimenta la mena de hierro, junto con coque y piedra caliza, formando capas. La carga desciende lentamente desde lo alto del horno hasta la base y en el trayecto alcanza temperaturas de alrededor de 1.650°C. Los gases calientes ascienden en contracorriente, a través de la carga de materiales.

Las menas de hierro son, principalmente, hematita ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ) y magnetita ( $\text{Fe}_3\text{O}_4$ ). La combustión del coque y la descomposición del  $\text{CaCO}_3$  producen  $\text{CO}_2$  que, a su vez, reacciona con el coque para dar  $\text{CO}$ . El  $\text{CO}$  reduce los óxidos de hierro formando  $\text{CO}_2$  disponible para la formación de más  $\text{CO}$ . La cal ( $\text{CaO}$ ) se combina con impurezas tales como silicio, azufre o aluminio, produciendo una escoria fundida que flota encima del hierro fundido (denominado arrabio).

Es interesante hacer notar que se requieren aproximadamente siete toneladas de materias primas para producir una tonelada de arrabio. La proporción es aproximadamente: 2 t de mena de hierro, 1 t de coque, 0,5 t de piedra caliza y 3,5 t de gases.

El arrabio sangrado de la base del horno contiene sobre el 4% de carbono, así como otras impurezas, que hacen necesarios refinamientos posteriores. El arrabio fundido se transfiere mediante vagones, denominados “cucharas”, a estos procesos.

#### *d) Producción de acero*

Los procesos más importantes para convertir el arrabio en acero son el horno básico de oxígeno y el horno de arco eléctrico. Las plantas de proceso eléctrico constan, básicamente, de hornos de arco eléctrico y procesos auxiliares. Los hornos básicos de oxígeno se emplean pues en las plantas integrales.

Los hornos básicos de oxígeno son hornos intermitentes. En estos hornos se vierte el arrabio líquido junto con chatarra y CaO. Seguidamente, se insufla oxígeno puro a alta velocidad mediante una lanza, causando la combustión del carbono. Igualmente, algunas impurezas metálicas se oxidan, dando lugar a una escoria fundida en la que la cal actúa como fundente. Después de refinarla al nivel deseado, la fundición de acero se sangra volteando el horno, y la escoria se vacía para su enfriamiento.

La chatarra es la materia prima principal de los hornos de arco eléctrico. Estos hornos son también intermitentes. Se introduce la chatarra junto con cal en el horno y se induce un arco eléctrico que fluye entre unos grandes electrodos y la carga de metal. Una vez fundida la carga, se procede, como en el caso anterior, al sangrado del acero y al vertido de la escoria.

Tras este primer refinado, la fundición de acero se introduce en un horno de cuchara donde recibe otros procesos de refinado necesarios para ajustar la composición final del acero.

#### *e) Colado*

Tradicionalmente la fundición de acero se solidificaba formando grandes lingotes. Como los lingotes son tan grandes, el tiempo de solidificación y rechupe es significativo. La colada continua ha venido reemplazando a este proceso debido a su mayor productividad.

En la colada continua se vacían las cucharas con la fundición de acero en un depósito pulmón, el cual suministra el acero fundido a un molde enfriado por agua, formando planchas o barras continuas. Las barras se dividen en unidades discretas por corte periódico de las mismas.

### 4.4.3. Contaminantes emitidos por la industria relevantes en calidad del aire

#### 4.4.3.1. Sector termoeléctrico

La emisión de partículas en las centrales térmicas está principalmente asociada al uso de combustibles sólidos y, en menor medida, de combustibles líquidos. El almacenamiento, transporte,

molturación y otras operaciones de manipulación de combustibles sólidos, puede acarrear emisiones de partículas tanto difusas como canalizadas. Asimismo, la combustión de los combustibles sólidos y líquidos genera cantidades considerables de cenizas que pueden contener metales como As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, V o Zn.

En virtud de lo indicado anteriormente, en España predominan las centrales de ciclo combinado que operan en su mayor parte con gas natural. Les siguen las centrales térmicas de carbón, existiendo 19 de estas instalaciones en España, que serán las responsables de la mayor parte de las emisiones de partículas atribuidas a este sector. El uso de fuelóleo es más minoritario y parece haber una tendencia a la reducción del uso de este combustible (en 2007 causaron baja dos de estos grupos en las centrales de Castellón y Algeciras).

Igualmente, las centrales termoeléctricas son grandes emisores de óxidos de nitrógeno ( $\text{NO}_x$ ) al tratarse de procesos basados en la combustión. Se distinguen distintos tipos de  $\text{NO}_x$ , en función del origen de los mismos. El  $\text{NO}_x$  térmico se produce por reacción del nitrógeno del aire comburente o parásito con el oxígeno en exceso. La velocidad de formación de  $\text{NO}_x$  térmico se incrementa con las concentraciones de  $\text{N}_2$  y  $\text{O}_2$ , y con la temperatura. El  $\text{NO}_x$  del combustible tiene su origen, como su propio nombre indica, en la reacción del nitrógeno contenido en el combustible para dar  $\text{NO}_x$ . En ocasiones, también se incluye en este grupo el  $\text{NO}_x$  formado a partir del nitrógeno contenido en materias primas a tratar térmicamente, por ejemplo, la descomposición térmica de nitratos, aunque este mecanismo, en principio, no se da en el sector termoeléctrico. Finalmente, también se distingue el  $\text{NO}_x$  súbito (*prompt*), característico de la combustión de hidrocarburos de cadena larga, pues involucra la formación de CNH intermedio.

El  $\text{NO}_x$  térmico es el mecanismo predominante cuando se utilizan combustibles gaseosos o líquidos purificados. El  $\text{NO}_x$  del combustible cobra más importancia en las centrales de carbón y de fuelóleo pesado, debido al mayor contenido en nitrógeno en estos combustibles. En general, el  $\text{NO}_x$  súbito tiene poca importancia en comparación con los otros mecanismos.

Otro contaminante con mucha relevancia en las centrales termoeléctricas son los óxidos de azufre ( $\text{SO}_x$ ), de nuevo producidos principalmente cuando se emplean combustibles sólidos o líquidos, debido a la presencia de azufre en su composición. El gas natural tiene un contenido en azufre muy bajo, pero otros combustibles gaseosos pueden tener mayores concentraciones, como el gas de refinería.

#### 4.4.3.2. Sector refino

El principal modo de contaminación de las refinerías de petróleo son las emisiones a la atmósfera. Por cada millón de toneladas de crudo procesadas, una refinería emite 20.000-82.000 t de dióxido de carbono, 60-700 t de óxidos de nitrógeno, 10-3.000 t de partículas, 30-6.000 t de óxidos de azufre y 50-6.000 t de compuestos orgánicos volátiles.

Las calderas, hornos y otros sistemas de generación de energía constituyen una de las principales fuentes de emisión de los contaminantes arriba enumerados. La emisión de estos contaminantes en estas unidades de proceso dependerá obviamente del combustible utilizado.

Otra de las fuentes con un mayor potencial de contaminación atmosférica es el FCC. Las emisiones provienen mayoritariamente del regenerador y están constituidas por CO<sub>2</sub>, CO, NO<sub>x</sub>, partículas y SO<sub>2</sub>. Estas unidades pueden llegar a ser las principales fuentes de emisiones atmosféricas en las refinerías en las que se dispone de ellas, en especial de partículas. Su relevancia es tal que pueden llegar a representar el 20-30% del total de SO<sub>2</sub> liberado en la refinería, 15-30% del NO<sub>x</sub> y 30-40% de partículas. Las partículas son el aspecto más singular de esta operación. La abrasión del catalizador como consecuencia de su perpetuo movimiento genera partículas muy finas, que son susceptibles de escapar por la chimenea.

Otros focos de contaminación atmosférica en una refinería tienen carácter difuso. Ejemplos de estos focos son las emisiones de compuestos orgánicos volátiles (VOC) en las operaciones de almacenamiento y trasiego de materiales y productos, o las emisiones de partículas en el almacenamiento, trituración y manipulación del coque.

#### 4.4.3.3. Sector cerámico

En el sector cerámico, posiblemente el contaminante con mayor relevancia son las partículas. En todas las operaciones en las que se procesan materiales pulverulentos (almacenamiento, transporte y molienda de materias primas, secado por atomización, transporte de gránulo atomizado, conformado de las piezas, etc.) inevitablemente se generará polvo en suspensión que, en algunos casos, se canaliza al exterior de la planta por conducciones o constituye focos difusos de emisión de partículas.

El otro tipo de emisiones con relevancia en la calidad del aire son las emisiones gaseosas producidas en la cocción. Destacan los gases ácidos (SO<sub>x</sub>, HCl, y HF), cuya importancia relativa está condicionada por la presencia de azufre, cloro y flúor en las materias primas y los combustibles, y por la temperatura máxima de cocción. Así, en la cerámica estructural las emisiones de flúor no son muy importantes por las bajas temperaturas de cocción, pero la utilización de combustibles sólidos o líquidos puede incrementar las emisiones de azufre (coque o fuelóleo) o cloro (biomasa). El uso de combustibles sólidos también implica la emisión de cantidades significativas de partículas. En el resto de subsectores se suele utilizar gas natural, u hornos eléctricos en algunos casos, por lo que las emisiones de gases proceden principalmente de las piezas a tratar térmicamente.

En la cocción de los productos cerámicos también se pueden generar NO<sub>x</sub> si se supera una temperatura de llama de 1.200°C, en exceso de aire. No obstante, en general las bajas temperaturas de cocción propician que su generación no esté muy favorecida. La excepción sería la cocción de ladrillos refractarios a alta temperatura, la cocción del esmalte en el sector de porcelana de mesa y la cocción de sanitarios.

#### 4.4.3.4. Sector cementero

Las emisiones de las cementeras incluyen diversos contaminantes, de los que se suelen destacar el polvo, los óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>), los óxidos de azufre (SO<sub>x</sub>), los óxidos de carbono (CO<sub>2</sub> y CO), los compuestos orgánicos volátiles (VOC), las dioxinas y furanos, los metales

y, en ocasiones, HCl y HF. Debido al campo de aplicación del Plan Nacional para la Mejora de la Calidad del Aire, se prestará especial atención a las emisiones de polvo y  $\text{NO}_x$ .

Las emisiones de polvo se dan en la mayoría de operaciones del ciclo productivo de fabricación de cemento. Tradicionalmente se ha considerado a las emisiones procedentes de las chimeneas de los hornos de clínker como el principal foco de emisión de partículas en la fabricación de cemento. Sin embargo, la disponibilidad de medidas efectivas para la depuración de partículas en esta corriente gaseosa ha propiciado que otros focos adquieran una mayor relevancia. Entre las otras emisiones canalizadas de partículas existentes en la fabricación de cemento, se pueden enumerar las procedentes del almacenamiento y molienda de las materias primas, los combustibles sólidos y el cemento, y las corrientes de aire empleadas para el enfriamiento del clínker. Las emisiones difusas de polvo se producen también en el almacenamiento y manipulación de materias primas, de combustibles pulverulentos y, en menor medida, de cemento. Asimismo, la extracción de estas de las minas y su transporte por carretera también tienen asociadas emisiones de origen difuso.

La emisión de  $\text{NO}_x$  en la fabricación de cemento se produce en la cocción del clínker. El  $\text{NO}_x$  térmico se produce principalmente en la zona de sinterización del horno en la que la temperatura de la llama es próxima a los  $2.000^\circ\text{C}$ . La velocidad de formación de  $\text{NO}_x$  térmico se incrementa con la temperatura y con el exceso de aire, aunque depende de otros factores como el diseño de los quemadores y de la cámara de combustión. La formación del  $\text{NO}_x$  del combustible depende obviamente del contenido en nitrógeno en el combustible y en las materias primas. Se produce a menores temperaturas que el  $\text{NO}_x$  térmico, por lo que cobra especial importancia en la zona de precalcinación del horno.

#### 4.4.3.5. Sector siderúrgico

##### a) Almacenamiento y transporte de materias primas y combustibles

Dependiendo de si se trata de una planta integral o eléctrica, las materias que se pueden encontrar en la zona de almacenamiento pueden incluir minerales de hierro, chatarras, cal, calizas y carbón. Todos estos materiales son de naturaleza pulverulenta; incluso la chatarra, ya que, aunque suele adquirirse limpia, siempre lleva asociada impurezas, como la cascarilla (polvo muy fino en la superficie de la chatarra), que durante su tratamiento pueden originar emisiones difusas de partículas, al igual que el resto de materias primas utilizadas.

Los principales focos de emisiones difusas de partículas son:

- Parques de almacenamiento de materias primas a granel, principalmente debido a la manipulación de dichos materiales (descarga de camiones, carga de convertidores mediante el pulpo, etc.).
- Operaciones de pretratamiento de estos materiales cuando no se encuentran confinados (molienda, tamizado o cribado).

- Transporte de estos materiales mediante camiones (operaciones de carga, descarga y en la propia circulación de los camiones).
- Enfriamiento de escorias.
- Cintas transportadoras, incluidos los puntos de transferencia.
- Almacenamiento de combustibles. Generalmente, el coque se almacena en tolvas para su uso inmediato; sin embargo, para un almacenamiento a largo plazo, se almacena al aire libre.

## b) Sinterización

Las emisiones atmosféricas en la sinterización de la mena de hierro tienen mucha relevancia en una planta siderúrgica integral. Los gases de combustión de los hornos de sinterización contienen un amplio espectro de contaminantes, como el polvo, metales pesados, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, HCl, HF, hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) e hidrocarburos halogenados (como dioxinas y furanos). Además, se genera polvo en suspensión en los procesos de manipulación, trituración, tamizado y enfriamiento de las materias primas y del producto sinterizado, que debe ser evacuado, constituyendo otros focos de emisión de polvo.

## c) Producción de coque

En la operación de los hornos de coquización pueden producirse emisiones al aire. Gran parte de esas emisiones son difusas, las cuales se dan desde varias fuentes como la falta de estanqueidad en puertas o elevadores, así como en ciertas operaciones como la carga del carbón, descarga del coque y enfriamiento del mismo. Las principales emisiones canalizadas son los gases de combustión y los gases de coquización, aunque estos últimos se utilizan, tras un tratamiento previo, como combustible en esta u otras operaciones.

## d) Alto horno

Los gases del alto horno contienen partículas, metales pesados, CO, CO<sub>2</sub>, compuestos de azufre, amonio, cianuros, PAHs y otros hidrocarburos. Estos gases suelen purificarse para utilizarlos como fuente de energía en otras operaciones como las estufas del alto horno o los hornos de coquización. La emisión de estos gases puede ser, por tanto, indirecta.

Otros focos de emisión asociados a este proceso son las estufas de precalentamiento de la carga del horno y el enfriamiento de las escorias.

## e) Horno básico de oxígeno

Durante el insuflado del oxígeno se liberan humos. Estos gases están principalmente constituidos por CO y contienen grandes cantidades de materia particulada (principalmente constituida por óxidos metálicos, incluyendo metales pesados), así como cantidades relativamente

reducidas de  $\text{SO}_2$  y  $\text{NO}_x$ . Nuevamente, estos gases también tienen un poder calorífico que puede aprovecharse por combustión de los mismos.

La carga de la chatarra y del arrabio fundido produce emisiones de materia particulada. El enfriamiento de la escoria ya ha sido contemplado como una posible fuente de emisiones difusas.

#### f) Horno de arco eléctrico

Las emisiones más importantes de los hornos de arco eléctrico son las partículas de compuestos inorgánicos (óxidos de hierro y otros metales pesados) y los compuestos organoclorados, dioxinas y furanos. Además, la carga del horno, el vertido de la escoria y su enfriamiento también pueden producir emisiones.

### 4.4.4. Medidas generales de prevención de emisiones de partículas y $\text{NO}_x$

Algunas de las medidas para el control de las emisiones de partículas y  $\text{NO}_x$  pueden describirse de manera general. En particular, las medidas para la minimización de las emisiones difusas de partículas son prácticamente aplicables a todos los sectores considerados. En cuanto a las emisiones canalizadas de partículas, en este apartado se describirán brevemente los sistemas de depuración de partículas de manera general y, posteriormente, se indicará cuál resulta más apropiado para las diferentes etapas de los procesos considerados. Del mismo modo, existen sistemas de depuración de  $\text{NO}_x$  en principio aplicables a diversos sectores, así como ciertas medidas preventivas generales.

#### 4.4.4.1. Emisiones de partículas

##### Emisiones difusas

Las medidas para la prevención de emisiones difusas de partículas son bastante horizontales. Entre las medidas propuestas, cabe destacarse:

- a) *Cerramiento total de almacenamientos.* El almacenamiento cerrado es la solución más efectiva para el problema de las emisiones de polvo generadas por los acopios de materiales pulverulentos de gran volumen. Pueden utilizarse silos o bien naves cerradas para las pilas de materiales, dotadas de sistemas de aspiraciones con sistema de depuración de partículas (por ejemplo, filtros de mangas).
- b) *Cerramiento parcial de las pilas a la intemperie.* Cuando existen almacenamientos de materiales a la intemperie es posible reducir las emisiones difusas empleando celdas semicerradas dotadas con barreras contra el viento diseñadas para este fin.

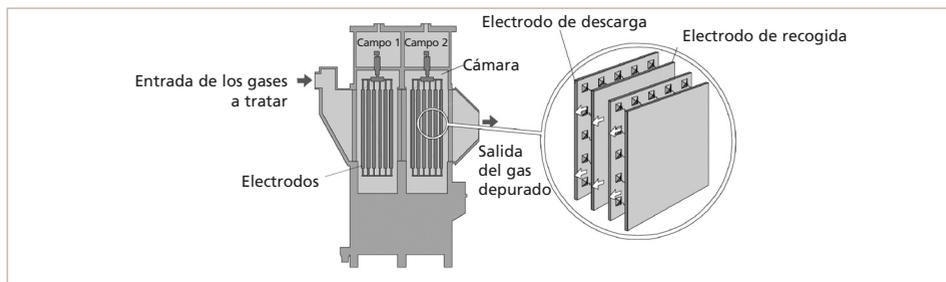
- c) *Cerramiento de operaciones y extracciones localizadas.* En las operaciones generadoras de emisiones difusas es conveniente instalar sistemas de aspiración de partículas, en la medida que sea posible, con depuración posterior de los gases aspirados. Ejemplos de estas operaciones pueden ser la trituración primaria, la descarga de materiales o las cintas transportadoras u otros sistemas de transporte.
- d) *Pavimentación, limpieza y regado de viales.* Las vías para el tránsito de vehículos deben pavimentarse y mantenerse limpias en la medida de lo posible. El regado de las mismas ayuda en este sentido. La adopción de buenas prácticas de orden y limpieza también reduce las emisiones de polvo. Es importante disponer, cuando sea necesario, de sistemas de limpieza de las ruedas y bajos de camiones a la salida de la empresa para evitar el ensuciamiento de las vías públicas, así como el control de la carga de los camiones para evitar fugas, reboses, etc. Siempre que sea posible es preferible el uso de camiones cuba al de camiones volquete.
- e) *Pulverizado de agua y supresores químicos de polvo.* La humidificación de las partículas de las pilas ayuda a la aglomeración del polvo y se produce un asentamiento del mismo. Se pueden utilizar también agentes químicos para mejorar la eficacia de esta medida.

## Emisiones canalizadas

Existen diversas tecnologías para la depuración de partículas en las corrientes gaseosas canalizadas como son los precipitadores electrostáticos, los filtros de mangas y los lavadores vía húmeda de alta eficiencia.

- a) Los *precipitadores electrostáticos* (figura 4.4.3) consisten en dotar a las partículas de carga electrostática, pudiendo ser captadas en placas colectoras cargadas positivamente. Periódicamente las placas colectoras se someten a vibración para su limpieza, descargando el material captado en tolvas colectoras. La principal ventaja de los precipitadores electrostáticos frente a los filtros de mangas, descritos seguidamente, es su capacidad para operar en condiciones de alta temperatura y humedad, así como tratar grandes caudales de gases.

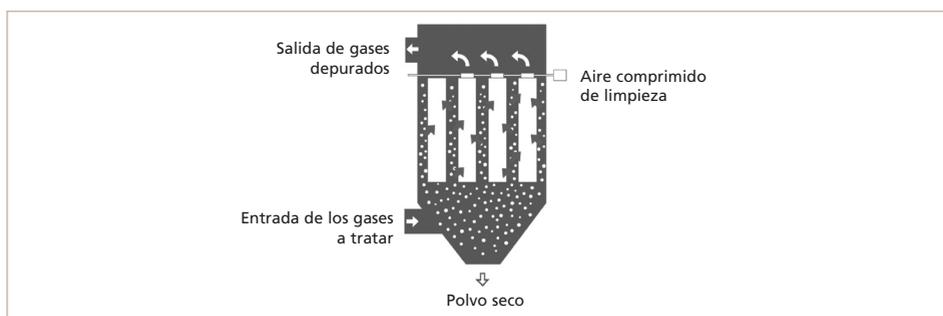
**Figura 4.4.3.** Vista esquemática de un precipitador electrostático



Fuente: ITC.

- b) Los *filtros de mangas* (figura 4.4.4) consisten simplemente en un tejido filtrante a través del cual circula la corriente gaseosa a tratar, reteniendo las partículas. El tejido filtrante normalmente va dispuesto en una armadura metálica cilíndrica, viniendo de aquí la denominación “mangas”, aunque existen otras posibles configuraciones. La limpieza de las mangas se realiza periódicamente, usualmente aplicando aire comprimido en contracorriente. Los filtros de mangas ofrecen una mejor eficiencia global que los precipitadores electrostáticos, pero en caso que deban tratarse gases a elevada temperatura requieren mangas especiales. Igualmente, si el contenido en humedad de los gases es muy elevado, debe calorifugarse el sistema, resultando en costes adicionales.

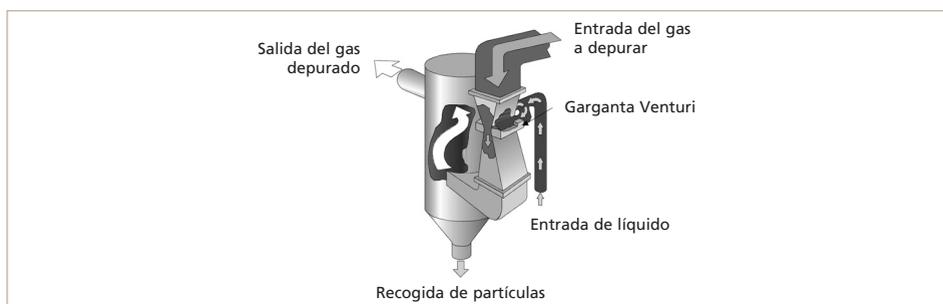
**Figura 4.4.4.** Vista esquemática de un filtro de mangas



Fuente: ITC.

En los separadores de partículas vía húmeda (figura 4.4.5), se pone en contacto la corriente gaseosa a depurar con un líquido, generalmente agua, que retiene las partículas que se encuentran suspendidas en ella. Según el diseño se pueden distinguir varios tipos, por ejemplo tipo Venturi.

**Figura 4.4.5.** Vista esquemática de un lavador vía húmeda tipo Venturi



Fuente: ITC

#### 4.4.4.2. Emisiones de NO<sub>x</sub>

##### Reducción no catalítica selectiva (SNCR)

La SNCR consiste en la inyección de compuestos NH<sub>2</sub>-X (comúnmente agua amoniacal con un 25% de NH<sub>3</sub>, también amoníaco gaseoso, soluciones de urea u otras sustancias similares) en los gases para reducir los NO<sub>x</sub> a N<sub>2</sub>. La reacción debe realizarse entre 800 y 1.000°C, permitiendo un tiempo de reacción suficiente, de manera que no quede amoníaco sin reaccionar ni que este se oxide a NO<sub>x</sub>.

La eficacia de la técnica depende de una serie de factores, los principales son:

- temperatura,
- concentración inicial de NO<sub>x</sub>,
- mezcla uniforme del reactivo y de los gases de combustión,
- relación de dosificación, y
- tiempo de reacción (se requieren de uno a dos segundos).

En particular, es importante asegurar el rango de temperatura correcto (una temperatura demasiado baja produce desprendimiento de amoníaco y una menor eficacia, si es demasiado alta puede producirse NO<sub>x</sub> a partir del propio agente reductor) y que el reactivo esté uniformemente distribuido en el gas de combustión.

Debe señalarse que esta técnica trata de limitar las emisiones de NO<sub>x</sub> utilizando un agente reductor, el amoníaco, que es sensiblemente más peligroso, en caso de que se den emisiones a la atmósfera, que los contaminantes que se trata de eliminar. Asimismo, el transporte, almacenamiento y manipulación del amoníaco requiere medidas adicionales de seguridad. La aplicación de esta técnica también puede originar emisiones de monóxido de carbono y óxido nitroso (N<sub>2</sub>O).

Otro inconveniente de esta técnica es que requiere que la ventana de temperaturas a las que se debe desarrollar la reacción sea asequible. Debido a que se trata de temperaturas bastante elevadas, esta situación es poco frecuente y podría implicar un bajo aprovechamiento de la energía térmica generada.

##### Reducción catalítica selectiva (SCR)

El principio de la SCR es el mismo que el de la SNCR, con la diferencia de que en la SCR se utiliza un catalizador que permite la operación a menores temperaturas. Hay varios catalizadores disponibles, cada uno de ellos opera en un margen de temperatura ligeramente distinto. Los catalizadores más comunes son óxidos de vanadio y titanio (normalmente TiO<sub>2</sub> y V<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) impregnados sobre un sustrato metálico o cerámico. También pueden usarse tamices moleculares de zeolitas, en los que la reacción tiene lugar en su microestructura porosa. La eficacia de las zeolitas puede optimizarse agregando metales como platino o paladio a la

estructura. Sea cual sea el catalizador empleado, es importante mantener la temperatura operativa correcta normalmente de 200°C a 500°C, siendo el rango óptimo de 300°C a 450°C.

En teoría, la eficacia de reducción de  $\text{NO}_x$  aumenta con la relación  $\text{NH}_3:\text{NO}_x$ , pero esta se mantiene normalmente por debajo de 1.1:1 para minimizar los escapes de amoníaco. El  $\text{NO}_x$  reacciona con el  $\text{NH}_3$  normalmente a unos 950°C (SNCR), pero la presencia del catalizador reduce la temperatura.

Algunas partículas que contienen metales alcalinos (como  $\text{Na}_2\text{O}$  o  $\text{K}_2\text{O}$ ) o metales pesados pueden envenenar el catalizador, por lo que en algunos casos puede ser necesario instalar un equipo de eliminación de polvo antes de la unidad de SCR. Este hecho es importante puesto que puede limitar las posibilidades operativas de este tipo de sistemas. Por ejemplo, para un equipo en el que existe instalado un sistema de filtros de mangas operando a <200 debería elevarse la temperatura tras la filtración para alcanzar las temperaturas de reacción, requiriéndose quemadores adicionales. Existe una modalidad de SCR en presencia de concentraciones elevadas de partículas, pero esta tecnología todavía no se ha adecuado para muchos sectores industriales.

## Control de la combustión

Esta medida es probablemente la más evidente para la reducción de la emisión de  $\text{NO}_x$  térmico. Consiste simplemente en limitar el aporte de oxígeno al estequiométrico, de manera que no exista oxígeno en exceso disponible para reaccionar con el  $\text{N}_2$ . Teóricamente, con esta medida también se incrementaría la eficiencia energética de la instalación. La medida opuesta, pero con un resultado más o menos equivalente, sería la utilización de oxicomustión, con la que se limitaría el  $\text{N}_2$  en la cámara de combustión.

La reducción del exceso de aire es realmente una medida que, en principio, aplican la mayoría de instalaciones industriales, independientemente del beneficio adicional de la reducción de la emisión de  $\text{NO}_x$ , por motivos de ahorro energético. Esta medida está limitada por motivos técnicos, como puede ser la necesidad de una atmósfera oxidante en la cámara de combustión. Del mismo modo, la oxicomustión puede no estar justificada en muchos procesos industriales.

Por otra parte, la reducción del exceso de aire puede suponer un aumento de la temperatura de llama, aumentando la velocidad de formación de  $\text{NO}_x$ . Este efecto también debe tenerse en consideración.

## Combustión por etapas

Como su nombre indica, esta tecnología involucra escalonar la combustión en varias fases, también con el objeto de reducir el  $\text{NO}_x$  térmico. Esta tecnología aparece reiteradamente en los BREF de diversos sectores industriales, aunque a veces se refiere a ella con denominaciones ligeramente distintas o se desglosa en varias técnicas, según el modo de operación seguido.

La idea subyacente consiste en mantener una atmósfera con defecto de oxígeno en las zonas de la cámara de combustión con mayores temperaturas, adicionando el oxígeno necesario para completar la combustión en zonas más frías. Esto puede conseguirse, básicamente, de dos

formas. El modo más directo sería trabajar en defecto de aire en el quemador principal y aportar el aire en exceso posteriormente. En los BREF se suele denominar a esta técnica *staged combustion*. El modo opuesto consistiría en aportar el combustible en diversos puntos, consiguiendo una distribución espacial más amplia del calor de combustión y, por tanto, menores temperaturas de llama y más uniformes. En los BREF para grandes instalaciones de combustión y para instalaciones de refino, se llama a esta medida *reburning*.

## Quemadores de bajo NO<sub>x</sub>

En cierta medida los quemadores de bajo NO<sub>x</sub> se basan en el mismo principio que la combustión por etapas, pero a menor escala. Si el aire y el combustible se introducen en el mismo punto, se produce una llama con una zona primaria oxidante más caliente, y una zona secundaria más fría. Los NO<sub>x</sub> se forman en la zona primaria. Los quemadores de bajo NO<sub>x</sub> intentan conseguir una combustión subestequiométrica (reductora) en la zona más caliente de la llama, para agregar posteriormente el aire restante para completar la combustión.

Existen multitud de diseños distintos para estos quemadores, que dependen en gran medida de su campo de aplicación. Sin embargo, el principio de funcionamiento de los mismos suele ser el indicado.

## Recirculación de humos

La recirculación de humos a la cámara de combustión reduce el oxígeno disponible y la temperatura de llama, reduciendo por tanto la generación de NO<sub>x</sub>.

## Sustitución de combustibles

La medida más efectiva para reducir el NO<sub>x</sub> del combustible consiste evidentemente en sustituir los combustibles por otros con menor contenido en nitrógeno.

## 4.4.5. Medidas específicas de prevención de emisiones de partículas y NO<sub>x</sub>

### 4.4.5.1. Medidas para reducir la emisión de partículas

#### Sector termoeléctrico

Las MTD para la reducción de la emisión de partículas por parte de grandes instalaciones de combustión dependen del combustible utilizado, y están también condicionadas por la depuración de otros agentes contaminantes (en particular, SO<sub>x</sub>).

Las emisiones difusas de partículas derivadas del almacenamiento, transporte, manipulación y molienda de combustibles sólidos pueden prevenirse mediante las medidas generales previamente indicadas, instalando filtros de mangas en las corrientes de aspiración resultantes.

Las partículas procedentes de la combustión de combustibles sólidos o líquidos pueden depurarse con precipitadores electrostáticos o filtros de mangas. Los filtros de mangas pueden presentar problemas si los caudales de gases a tratar son elevados o por riesgo de incendio de las mangas, derivado del alto contenido de materia carbonosa en las partículas. No obstante, puesto que en el BREF se indica que estos sistemas deben utilizarse en combinación con lavadores vía húmeda para la depuración de gases ácidos, este riesgo se ve minimizado.

En caso de que el combustible sea gas natural se consiguen concentraciones de partículas bastante inferiores a los  $5 \text{ mg/Nm}^3$  sin aplicar ninguna medida adicional. El gas de refinería o los gases de un alto horno podrían generar mayor cantidad de cenizas.

## Sector refino

### *Calderas, hornos y otros sistemas de combustión*

Una mejor eficiencia energética de la refinería en su conjunto es una medida preventiva efectiva para la minimización de la energía térmica requerida y, por tanto, de la utilización de combustibles, con las consiguientes emisiones asociadas.

Asimismo, una mayor proporción de combustibles gaseosos, especialmente si estos han sufrido un tratamiento de purificación, frente a los líquidos, reduce las emisiones de partículas (con V y Ni), de  $\text{NO}_x$  y de  $\text{SO}_2$ . Es preferible también que los combustibles líquidos utilizados tengan un bajo contenido en cenizas.

En la combustión de combustibles líquidos la inyección de vapor puede reducir la emisión de partículas. En las calderas y hornos que operen con estos combustibles puede requerirse la instalación de precipitadores electrostáticos o filtros de mangas. Los filtros de mangas no resultan apropiados si los caudales a tratar son elevados o si las partículas tienen tendencias a formar pegados en las mangas.

Mediante la combinación de las medidas anteriores se pueden conseguir niveles de emisión de partículas en el intervalo  $5\text{-}50 \text{ mg/Nm}^3$  (3%  $\text{O}_2$ ).

### *Reactor de craqueo catalítico (FCC)*

Como se ha indicado, las emisiones de partículas más importantes se producen en la regeneración del catalizador. Este equipo está dotado de dos etapas internas de ciclones en los que se produce la separación del catalizador regenerado. Adicionalmente, pueden instalarse ciclones exteriores con el fin de separar los finos arrastrados por los gases. No obstante, la eficacia conseguida con estos separadores es limitada. Difícilmente pueden conseguirse niveles de emisión inferiores a los  $100 \text{ mg/Nm}^3$ , por lo que estas técnicas deben usarse en conjunto con otras medidas más efectivas.

Los filtros de mangas no se recomiendan para los humos del regenerador del catalizador para el FCC debido a los grandes caudales a tratar, la formación de tortas en las mangas y su sensibilidad a condiciones adversas (altas temperaturas y atmósferas corrosivas). Los precipitadores electrostáticos resultan más adecuados para estas condiciones. Existen diez refinerías europeas que cuentan con precipitadores electrostáticos en sus FCC.

El BREF también contempla la posibilidad de utilizar lavadores vía húmeda. La ventaja de utilizar estos sistemas reside en que se puede utilizar suspensiones alcalinas, como lechadas de cal, o incluso agua de mar, como agente de lavado, eliminándose simultáneamente las partículas y el SO<sub>2</sub>.

Mediante la combinación de las medidas anteriores se pueden conseguir niveles de emisión de partículas en el intervalo 10-50 mg/Nm<sup>3</sup> (3% O<sub>2</sub>).

### Coquización

En la manipulación del coque formado se pueden producir emisiones difusas de partículas, que pueden prevenirse mediante las medidas generales anteriormente enumeradas.

Varias corrientes gaseosas generadas en el proceso de coquización contienen partículas de coque. Ejemplos de estas corrientes son los humos del calcinador y las corrientes de aspiración instaladas para prevenir las emisiones difusas de partículas. Las concentraciones de partículas en estas corrientes pueden reducirse hasta los 10-50 mg/Nm<sup>3</sup> mediante combinaciones de ciclones, filtros de mangas y precipitadores electrostáticos. La industria del refino ha manifestado que los precipitadores electrostáticos no son adecuados ya que las partículas de coque tienen una elevada conductividad, dificultando su electrización en estos sistemas.

### Sector cerámico

Con los filtros de mangas se consiguen excelentes eficacias de depuración de partículas para todos los focos, por lo que esta se considera la MTD. En el caso del secado por atomización, en la que la corriente de gases tiene un contenido muy elevado en humedad, pueden producirse problemas de condensaciones en las mangas. Debido a estos problemas se han instalado muchos sistemas vía húmeda de alta eficiencia, por lo que para las instalaciones existentes esta medida se considera suficiente. No obstante, para las instalaciones nuevas la MTD son los filtros de mangas debido a su mejor rendimiento.

En el secado de las piezas conformadas, un buen mantenimiento y una serie de buenas prácticas son suficientes para que no sea necesario el uso de sistemas de depuración.

En el caso de la cocción de productos cerámicos, la emisión de contaminantes ácidos suele tener una mayor relevancia que la emisión de partículas. Así, pueden requerirse sistemas de depuración de estos compuestos. Ejemplos de estos sistemas son los absorbentes de lecho fijo y los filtros de mangas con adición de adsorbente. Además, los filtros para la captación de compuestos ácidos pueden retener las cenizas de los combustibles sólidos, en caso de que se usen, así como otros contaminantes, como los metales pesados.

## Sector cementero

Los precipitadores electrostáticos suelen instalarse para el tratamiento de las emisiones calientes, aunque también pueden utilizarse filtros de mangas debidamente preparados. Para las corrientes procedentes de los molinos y las aspiraciones se suelen preferir los filtros de mangas. Los filtros de mangas en los equipos de molienda vía seca son, frecuentemente, parte del propio equipo, más que un sistema de depuración, ya que desempeñan la labor de la recuperación del producto molido del aire de barrido.

## Sector siderúrgico

### *Sinterización de la mena*

Las emisiones gaseosas producidas en la sinterización de la mena incluyen gran cantidad de partículas y, además, estas contienen metales pesados. Las técnicas para la depuración de estas partículas consisten en combinaciones de precipitadores electrostáticos, filtros de mangas y lavadores en húmedo.

Las partículas de la corriente gaseosa del horno de sinterización son bimodales. La fracción gruesa está constituida por las partículas arrastradas del lecho del polvo. Las partículas más finas son principalmente cloruros alcalinos y cloruros de plomo, con elevada resistividad ( $10^{12}$ - $10^{13}$   $\Omega$ ·cm). Así, estas partículas forman una capa aislante en los electrodos, reduciendo la eficacia del precipitador. Existen diseños avanzados de precipitadores electrostáticos que minimizan estos problemas, por ejemplo, con una limpieza continua de los electrodos. Con precipitadores electrostáticos convencionales difícilmente se obtienen concentraciones inferiores a los 150 mg/Nm<sup>3</sup>.

Igualmente, estas partículas finas, junto con la relativamente alta concentración de compuestos orgánicos pueden llevar a la formación de tortas impermeables en las mangas de los filtros de mangas. Así, una posible solución es utilizar precipitadores electrostáticos junto con filtros de mangas, instalados en serie. Otra opción es el uso de los precipitadores electrostáticos de alta eficiencia indicados arriba.

En el BREF aparece indicada otra posible alternativa. Se trata de lavadores en húmedo de alta eficiencia (AIRFINE), aunque el uso de estos lavadores produce efluentes líquidos que deben ser convenientemente tratados.

### *Horno de coquización*

Las MTD para la minimización de las emisiones de partículas en el proceso de producción de coque implican un buen mantenimiento del horno, buen confinamiento de las operaciones de carga y descarga del mismo, y la instalación de sistemas de aspiración en todas estas operaciones. Las corrientes de aspiración se pueden depurar de manera efectiva con filtros de mangas.

## Alto horno

La carga, transporte y dosificación de materias primas al alto horno deben estar debidamente confinadas, con sistemas de aspiración dotados de filtros de mangas o sistemas de eficacia similar. La concentración de partículas en las emisiones procedentes de las estufas de precalentamiento puede ser inferior a los 10 mg/Nm<sup>3</sup> sin la instalación de medidas correctoras.

La materia particulada gruesa de los gases del alto horno puede recuperarse por técnicas de separación en seco, por ejemplo, deflectores o ciclones, y reincorporarse al horno. Las partículas finas pueden eliminarse con precipitadores electrostáticos en húmedo o lavadores vía húmeda, alcanzándose con estas técnicas concentraciones inferiores a 10 mg/Nm<sup>3</sup>. El tratamiento vía húmeda también reduce las concentraciones de amonio y cianuros.

## Horno básico de oxígeno

Las emisiones de materia particulada en las operaciones de pretratamiento del arrabio fundido (transporte, desulfuración, eliminación de escorias, etc.) pueden minimizarse con extracciones localizadas dotadas de filtros de mangas.

En el horno básico de oxígeno se emiten gases durante el insuflado del oxígeno y también en la carga del horno y el volteo del mismo para el vaciado del acero y las escorias. Las partículas de los gases producidos durante la inyección del oxígeno pueden eliminarse con precipitadores electrostáticos. En caso de estar previamente instalados, los lavadores vía húmeda también se consideran suficientemente eficientes. Tras la depuración de estos gases se recomienda su utilización para el aporte de calor en otras operaciones.

Los gases producidos en la carga y vaciado del horno pueden captarse con sistemas de extracción y depurarse con filtros de mangas, precipitadores electrostáticos u otros sistemas de eficacia similar.

## Horno de arco eléctrico

Los gases producidos durante la operación del horno se suelen extraer por un 4º orificio (en caso de hornos con tres electrodos) o por un 2º orificio (si el horno solo tiene un electrodo). Estos gases son captados por una campana de aspiración. Las partículas de esta corriente se eliminan mediante filtros de mangas. Con el uso de campanas, junto con extracciones localizadas estratégicamente situadas, pueden lograrse eficacias de captación de más del 90%.

Otra opción es el confinamiento del horno en un cerramiento (*dog house*) dotado de un sistema de extracción. También existe la posibilidad de extender este cerramiento a toda la planta. El confinamiento del horno también tiene la ventaja de reducir notablemente los niveles de ruido, pero dificulta las operaciones de carga y descarga del mismo, repercutiendo en una menor productividad.

#### 4.4.5.2. Medidas para reducir la emisión de $\text{NO}_x$

A diferencia de las emisiones de partículas para las que las MTD son, en la mayoría de casos, secundarias o de naturaleza correctiva, para los  $\text{NO}_x$  se tienen bastantes posibilidades de reducción con medidas primarias. Además, los sistemas de depuración requieren inversiones importantes y se tiene el riesgo de causar emisiones de compuestos más peligrosos que el contaminante a depurar. En este apartado se describen de manera muy somera las posibilidades de reducción de  $\text{NO}_x$  en los sectores industriales considerados. En los BREF correspondientes se puede encontrar información adicional.

##### Sector termoeléctrico

###### *Evaporadores de carbón*

Las MTD para los evaporadores por combustión de carbones duros (hulla y antracita) pulverizados incluyen medidas primarias y secundarias. Las medidas primarias son las generales presentadas anteriormente: bajo exceso de aire, combustión por etapas, quemadores de bajo  $\text{NO}_x$  y recirculación de humos. Como medida secundaria se señala la SCR, con la que se consiguen reducciones del 80-90%. En el BREF de grandes instalaciones de combustión también se indica la existencia de tecnologías para la depuración simultánea de  $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_x$  y, en algunos casos, partículas, como el WSA-SNOX y el DESONOX. No obstante, se trata de instalaciones en serie de sistemas SCR junto con otros sistemas de depuración. Además, se tiene una experiencia más limitada acerca de su aplicación industrial. Sin embargo, también se consideran parte de las MTD.

Para plantas de combustión de lignito pulverizado, la combinación de medidas primarias se considera la MTD para la minimización de las emisiones de  $\text{NO}_x$ . Esto incluye el uso de quemadores de bajo  $\text{NO}_x$ , combustión por etapas, recirculación de humos, etc. Las técnicas correctivas, como el SCR, no se consideran MTD para los evaporadores alimentados con lignito, debido a la relativamente baja emisión en comparación con otros carbones más duros.

Las instalaciones existentes pueden plantear dificultades en su adaptación a las medidas primarias. Por ejemplo, si el evaporador es de pequeñas dimensiones pueden no poder acomodarse las llamas largas de los quemadores de bajo  $\text{NO}_x$ . De manera similar, las técnicas de combustión por etapas son especialmente efectivas cuando están integradas en el diseño del evaporador; es decir, para instalaciones nuevas.

La MTD para quemadores de lecho fluidizado es la combustión por etapas. La combustión se inicia bajo condiciones subestequiométricas, en la parte inferior del sistema, tanto para lechos fijos como móviles. El aire necesario para completar la combustión se aporta de manera gradual. Con esta medida se consigue reducir sustancialmente la temperatura máxima de combustión, reduciéndose en gran medida la formación de  $\text{NO}_x$  térmico. En contrapartida, las bajas temperaturas promueven la formación de  $\text{N}_2\text{O}$

e incrementan los inquemados. Deberá pues alcanzarse un compromiso entre estos dos efectos.

En el caso del uso de quemadores de parrilla en el BREF se indica que la MTD consiste en el uso de medidas primarias y/o SNCR.

### *Evaporadores de fuelóleo*

La reducción de la emisión de óxidos de nitrógeno en grupos termoelectrónicos alimentados con combustibles líquidos puede abordarse también mediante combinaciones de medidas primarias y secundarias. Las medidas primarias son esencialmente las mismas que para los evaporadores de carbón. Como medidas secundarias se contempla como MTD a la SCR u otras técnicas de naturaleza correctiva. En el BREF se indica que para grupos pequeños puede no ser necesaria la utilización de SCR.

El tipo de combustible líquido también tiene una marcada incidencia en las emisiones de NO<sub>x</sub>, debido a la presencia de nitrógeno en su composición y, en consecuencia, a la formación de NO<sub>x</sub> del combustible. La sustitución de combustibles puede pues ser una medida preventiva efectiva para la reducción de las emisiones de NO<sub>x</sub>.

### *Turbinas y evaporadores de gas*

Existen serias dudas acerca de la viabilidad técnica y económica de las medidas correctivas para la reducción de las emisiones de NO<sub>x</sub> en grupos de ciclo combinado. Las plantas existentes no tienen previsto el acceso a la ventana de temperaturas a la que opera el SCR y se requerirían modificaciones constructivas sustanciales para incorporar esta técnica. Por estos motivos, la SCR no se puede considerar como una MTD general.

En compensación, existen quemadores de gas de bajo NO<sub>x</sub> con los que se obtienen reducciones importantes en las emisiones. Estos quemadores se denominan DLN (de *Dry Low NO<sub>x</sub> combustion chambers*) y consisten en mezclar el combustible con el aire comburente en una cámara separada previamente a la combustión. Como resultado se obtienen menores temperaturas y más uniformes, resultando en menores emisiones de NO<sub>x</sub>. Una turbina convencional puede tener un nivel de emisión asociado de NO<sub>x</sub> de alrededor de 360 mg/Nm<sup>3</sup> (15% O<sub>2</sub>) mientras que en la versión equivalente con DNL se alcanzan los 50 mg/Nm<sup>3</sup> (15% O<sub>2</sub>).

Otra técnica efectiva para reducir las emisiones de NO<sub>x</sub> en turbinas y evaporadores de gas es la adición de agua líquida o vapor de agua en la combustión. Mediante esta práctica se puede reducir la temperatura de llama, con la consiguiente disminución de la formación de NO<sub>x</sub>. El grado de mejora indicado en el BREF para esta técnica es similar al de los DLN. Esta técnica se usa en cientos de instalaciones en todo el mundo, siguiendo frecuentemente el ciclo de Cheng.

Así pues, las MTD para los grupos de ciclo combinado son medidas primarias; en particular, la utilización de DLN e inyección de vapor.

### *GICC (gasificación integrada en ciclo combinado)*

Para las centrales de GICC aplican las mismas consideraciones que para los grupos de ciclo combinado de gas. Se obtienen de hecho niveles de emisión similares. En caso de que el sistema cuente con quemadores adicionales en el evaporador, es conveniente que estos sean de bajo  $\text{NO}_x$ . La SCR para plantas existentes solo se considera económicamente viable si el espacio necesario fue previsto en el proyecto.

### Sector refino

#### *Calderas, hornos y turbinas de gas*

Al igual que en la emisión de partículas, un mejor aprovechamiento energético también puede resultar en una reducción de las emisiones de  $\text{NO}_x$ . Asimismo, el uso de combustibles de bajo contenido en nitrógeno (por ejemplo, por tratarse de combustibles hidrotratados) también tendrá la consiguiente reducción de la emisión.

Otra opción para reducir las emisiones de  $\text{NO}_x$  en estas unidades son los quemadores de bajo  $\text{NO}_x$ . La aplicación de estos sistemas en las instalaciones existentes puede estar limitada por el mayor tamaño de estos quemadores en comparación con los convencionales, requiriendo en algunos casos modificaciones sustanciales de las instalaciones.

En el caso de las turbinas de gas, la adición de agua o vapor de agua en la cámara de combustión también reduce la emisión de  $\text{NO}_x$ .

En los hornos también puede utilizarse la combustión por etapas, en la que el combustible y el aire se introducen de manera escalonada, consiguiendo una atmósfera reductora en las zonas en las que se da una mayor temperatura de llama.

La recirculación de los humos de combustión para aportar calor sensible al aire primario de combustión en proporciones en torno al 20% puede reducir la temperatura de combustión y, por tanto, la formación de  $\text{NO}_x$ .

Finalmente, son potencialmente aplicables las medidas correctivas generales previamente descritas: SCR y SNCR. Las principales limitaciones son las ventanas específicas de temperaturas requeridas y la presencia de partículas y atmósferas corrosivas en las corrientes a tratar, y el uso de estas técnicas puede producir la emisión de amoníaco. Existen varios ejemplos de aplicación de estas técnicas en refinerías europeas y de EE UU.

#### *Craqueo catalítico (FCC)*

En el FCC el mecanismo predominante de formación de  $\text{NO}_x$  es el  $\text{NO}_x$  del combustible. La relativamente baja temperatura de combustión no favorece la formación de  $\text{NO}_x$  térmico. En menor medida también se produce  $\text{NO}_x$  súbito.

El diseño del regenerador puede jugar un papel relativamente importante. Se ha comprobado que en los regeneradores en contracorriente se produce la descomposición de los

NO<sub>x</sub>, especialmente cuando se emplean cargas ricas en nitrógeno. Esta opción no es aplicable para unidades ya construidas con otros diseños.

Debido al principal origen de los NO<sub>x</sub> en FCC, una de las opciones más efectivas consiste en utilizar combustibles con bajo contenido en nitrógeno. El hidrot ratamiento de cargas, además de otros efectos beneficiosos, puede reducir notablemente las emisiones.

Recientemente se están ensayando catalizadores que se adicionan a los convencionales reduciendo las emisiones de NO<sub>x</sub> entre un 10% y un 60%, aunque esta tecnología no está disponible todavía a nivel comercial.

Al igual que en los equipos de combustión convencional es posible la utilización de SCR y SNCR, con la salvedad de que los humos a tratar contienen cantidades más elevadas de partículas. Aunque no están muy extendidas en FCC, el BREF cita dos refinerías en Europa y cuatro en el resto del mundo.

## Sector cerámico

Mediante la aplicación de medidas primarias pueden conseguirse niveles de emisión <250 mg/Nm<sup>3</sup> (temperatura máxima de los gases del horno inferior a 1.300°C) ó <500 mg/Nm<sup>3</sup> (temperatura máxima de los gases del horno superior a 1.300°C). En particular, debe reducirse el uso de compuestos de nitrógeno en materias primas y aditivos.

## Sector cementero

Algunos hornos modernos vía seca con intercambiador de ciclones y precalcinación han alcanzado niveles de emisión por debajo de 500 mg/Nm<sup>3</sup>; en algunos casos utilizando únicamente medidas básicas generales, y en otros casos utilizando además la combustión por etapas descrita seguidamente. Las características de las materias primas, los combustibles o el diseño del horno pueden hacer inviable alcanzar dichos valores.

### *Quemadores de bajo NO<sub>x</sub>*

En los diseños habituales de quemadores de bajo NO<sub>x</sub> para hornos de cemento el combustible y el aire se inyectan en el interior del horno por medio de tubos concéntricos. La proporción de aire primario se reduce a un 6-10% de lo que se requiere para la combustión estequiométrica. El aire axial se inyecta por el canal exterior, y el combustible sólido se insufla por el canal central. Por un tercer canal se inyecta aire en torbellino, inducido por álabes a la salida de la tobera. El efecto neto de este diseño es producir una ignición muy rápida, especialmente de los compuestos volátiles del combustible, en una atmósfera en defecto de oxígeno, lo que tenderá a disminuir la formación de NO<sub>x</sub>.

Estos quemadores son en principio aplicables a cualquier tipo de hornos de clínker. Posiblemente la única excepción es la modalidad de trabajo denominada alimentación directa en la que el combustible se introduce directamente de los molinos vía seca junto con el

aire de barrido que actúa como aire de combustión. Operar de este modo implica una violación manifiesta del principio de operación de estos quemadores. No obstante, ninguna de las empresas españolas sigue este procedimiento.

### *Combustión por etapas*

Puede llevarse a cabo si se dispone de precalcinadores específicamente diseñados. La primera etapa de combustión tiene lugar en el quemador principal del horno rotatorio. La segunda etapa se desarrolla en un quemador a la entrada del horno, en atmósfera reductora, que descompone parte de los óxidos de nitrógeno generados en la zona de sinterización del horno. La tercera etapa implica la combustión de parte del combustible en el precalcinador junto con aire ternario, también bajo atmósfera reductora, reduciendo la generación de  $\text{NO}_x$  del combustible. En la cuarta y última etapa el aire ternario sobrante se alimenta dentro del sistema como “aire de remate” para completar la combustión.

Los precalcinadores actualmente en uso difieren entre ellos esencialmente en la localización de la entrada del combustible, la distribución de flujos de materiales, combustibles y aire ternario, y la configuración geométrica. La combustión por etapas es especialmente idónea para hornos dotados de precalcinador. Se requieren modificaciones sustanciales de los sistemas que solo constan de precalentador de ciclones para adoptar esta tecnología.

Mediante esta técnica se han podido reducir los niveles de emisión de  $\text{NO}_x$  hasta valores por debajo de los  $500 \text{ mg/Nm}^3$ . No obstante, la utilización de atmósferas reductoras también favorece la generación de CO. En caso de adoptar esta tecnología deberán pues balancearse las emisiones de estos contaminantes con el fin de alcanzar las condiciones de operación óptimas.

### *Reducción no catalítica selectiva (SNCR)*

En la SNCR la reacción debe realizarse entre  $800$  y  $1.000^\circ\text{C}$ . El acceso a esta ventana de temperaturas es posible en los hornos con precalcinador, pero no para los hornos largos. Existen 18 instalaciones de SNCR a escala industrial en funcionamiento en cementeras europeas. La mayoría de ellas funciona con valores de reducción de  $\text{NO}_x$  del 10 al 50% y niveles de emisión de  $500\text{-}800 \text{ mg/Nm}^3$ . La eficacia de reducción está limitada por la posibilidad de causar emisiones de  $\text{NH}_3$ .

### *Reducción catalítica selectiva (SCR)*

La adaptación de esta tecnología para las industrias del cemento se encuentra todavía en fase de desarrollo. Notablemente, en la revisión de 2009 del BREF para industrias productoras de cemento o cal aparecen descritas las primeras pruebas industriales de esta técnica en cementeras.

Aunque se distingue entre dos variantes de SCR según la cantidad de polvo en suspensión en los gases a tratar, hasta la fecha solo se ha considerado seriamente para los hornos de clínker que los gases contengan cantidades sustanciales de polvo. La opción con baja carga de polvo requeriría un postcalentamiento de los gases tras la depuración de partículas, como se ha señalado anteriormente.

Las previsiones de las eficacias que se podrán alcanzar con esta tecnología son muy optimistas (85-95%), y parece que en las pruebas industriales se confirman estas elevadas eficiencias. En particular, existen dos plantas industriales dotadas de este sistema, una en Alemania y la otra en Italia, ambas consistentes en hornos con precalentadores de ciclones. Las eficacias en la reducción de las emisiones de NO<sub>x</sub> en estas plantas oscilaron entre el 40 y el 95%. No obstante, todavía no se dispone de catalizadores adecuados para los gases a tratar en estos hornos, como se apunta en la revisión del BREF.

### *Adición de mineralizadores*

La adición de mineralizadores, como los fluoruros, puede reducir la temperatura de clinkerización. En consecuencia, la temperatura de llama requerida es menor. Reduciendo la temperatura de llama se consigue disminuir la formación de NO<sub>x</sub>.

Las desventajas de esta técnica son el posible empeoramiento de la calidad del producto y la emisión de los productos de descomposición de los mineralizadores (HF, por ejemplo). Asimismo, no parece que esta técnica ofrezca muchas posibilidades de maniobra, aunque en el BREF se señala que se han conseguido reducciones de hasta el 50%.

### *Combustión en el medio del horno (Mid-kiln firing)*

Los hornos largos ofrecen menos posibilidades para la reducción de las emisiones de NO<sub>x</sub> que los otros tipos de hornos. Una posible actuación para estos hornos consiste en la instalación de un quemador adicional en el interior del horno que opere en atmósfera reductora, descomponiendo parte del NO<sub>x</sub> generado en el quemador principal. Esta técnica se usa eventualmente para aportar residuos que no pueden alimentarse al quemador principal (por ejemplo, neumáticos).

Existen unas pocas instalaciones en Europa que operan de este modo, para las que se han conseguido reducciones en las emisiones de NO<sub>x</sub> del 20-40%, en algunos casos.

### *Adición de agua*

La adición de agua al combustible, o directamente a la llama, reduce la temperatura e incrementa la presencia de radicales hidroxilo. Esto puede tener un efecto positivo en la reducción de las emisiones de NO<sub>x</sub>, habiéndose publicado cifras del 0-50%.

La adición de agua puede provocar problemas de operación y se incrementa la demanda energética como consecuencia del calor adicional necesario para evaporar el agua.

## Sector siderúrgico

Las emisiones más importantes de  $\text{NO}_x$  en una industria siderúrgica integral se dan en las plantas de sinterización y de producción de coque. En el BREF se indica la preferencia por las medidas integradas en el proceso más que en medidas correctoras (SCR y SNCR). Ejemplos de medidas integradas en el proceso son la recirculación de los gases de combustión en la sinterización de la mena y la combustión por etapas en los hornos de coquización.

# 5

## Conclusiones y recomendaciones



## A. ¿Por qué se debe actuar?

# 5

La epidemiología ha jugado un papel crucial al identificar la amenaza que la contaminación atmosférica representa para la salud. Los estudios epidemiológicos proporcionan información clave para establecer los estándares de calidad del aire que se deben conseguir para proteger la salud de la población. En Europa, la OMS estima que las elevadas concentraciones de partículas en suspensión se asocian con alrededor de 300.000 defunciones prematuras anuales. Ese aumento en la mortalidad hace que, en promedio, la esperanza de vida de cada europeo disminuya en al menos un año.

La evidencia científica permite concluir que un aumento de los niveles de PM conduce a excesos de riesgo de mortalidad, en especial por causa cardiorrespiratoria, de hospitalizaciones por enfermedad respiratoria y cardíaca, de agravamiento del asma, de síntomas respiratorios persistentes, de alteración de la función pulmonar y de discapacidad. Incluso si todavía no se conocen todos los mecanismos biológicos de acción de las partículas, los resultados de estudios epidemiológicos las señalan como un importante factor de riesgo para la salud, tanto a corto como a largo plazo. Los niños, los ancianos y las personas que sufren enfermedades respiratorias o cardiovasculares crónicas son los más sensibles a los efectos de la contaminación atmosférica.

El impacto sanitario y el elevado coste económico que supone la presencia de contaminantes en el aire justifican que se tomen medidas sólidas para la reducción de la contaminación atmosférica. Los estudios de intervención son útiles para cuantificar los beneficios en salud que ocasionan las regulaciones sobre calidad del aire y las medidas de control de emisiones. A corto plazo, el descenso de los niveles de contaminantes en el aire supone mejoras en la salud de la población asmática. A largo plazo, el impacto positivo en la salud es todavía mayor, dado que se reduce la tendencia de la media anual de las muertes por todas las causas y por causas específicas. Además, aumenta la esperanza de vida.

La información disponible sobre los efectos que causa la contaminación atmosférica en la salud es suficientemente importante para actuar y disminuir los niveles de contaminantes en nuestras ciudades. Las intervenciones que comportan una mejora de la calidad del aire se acompañan de beneficios sustanciales y apreciables en términos de salud pública. Se ha comprobado que la adecuada gestión de la calidad del aire mejora la salud de la población, ya que



la reducción de los niveles de concentración de contaminantes se ha asociado con el descenso de la morbilidad y mortalidad por todas las causas y, en particular, por causa respiratoria y cardiovascular.

La contaminación atmosférica es un motivo serio de preocupación sanitaria, pero existen posibilidades reales de acción si se cuenta con firme voluntad política y conciencia ciudadana. Las medidas encaminadas a conseguir un ambiente más limpio y saludable son imprescindibles para tener un futuro realmente sostenible.

**S**e registran incumplimientos de los valores límite y objetivo de  $\text{NO}_2$  y  $\text{PM}_{10}$ , principalmente en estaciones de tráfico, y por causas de demolición-construcción, además de en algunos *hubs* industriales específicos. La Comisión Europea ha abierto expediente sancionador a 20 zonas de calidad del aire en España por haber sobrepasado los valores límite de  $\text{PM}_{10}$ , fijados ya desde 2005. En el caso de  $\text{NO}_2$ , los valores límite a cumplir en 2010, se superan también en una proporción similar de las zonas de calidad del aire. Por estos motivos es necesario desarrollar planes rápidos y efectivos de reducción de emisiones atmosféricas de estos contaminantes.

En el caso de  $\text{NO}_2$ , el problema de las superaciones es casi exclusivo del tráfico rodado en zonas urbanas, debido a la alta densidad del tráfico y a la elevada proporción de vehículos diésel de la flota española. La elevada densidad de motores diésel ha causado que el problema del  $\text{NO}_2$  primario (emitido por el motor, y no producido a partir de la conversión de  $\text{NO}$  a  $\text{NO}_2$ ) sea el causante de las superaciones de los valores límite. La solución principal es la de disminuir la densidad del tráfico y no la de desviar el tráfico hacia las circunvalaciones. La reducción de la densidad debe ir acompañada de medidas tecnológicas, como la aplicación de catalizadores selectivos a los vehículos de la Administración (transporte público, vehículos de recogida de residuos, entre otros) y de transporte escolar.

En lo referente a las superaciones de los niveles límite de  $\text{NO}_2$ , la tendencia futura puede ser al alza, dado que los nuevos vehículos de pasajeros diésel EURO 5 en circuito urbano emiten niveles de  $\text{NO}_2$  aún muy elevados. Esta situación se ve agravada además por dos hechos principales:

- a) Algunas de las grandes ciudades españolas poseen una densidad de tráfico (vehículos/ $\text{km}^2$ ) entre 1,5 y 4 veces superior a la mayor parte de las ciudades centro europeas.
- b) La proporción de vehículos diésel (mucho más contaminantes en  $\text{NO}_2$  que los de gasolina) en las flotas de ciudades españolas es muy elevada (60-70%) si se compara con ciudades como Londres, Estocolmo, Oslo (<30%).

En el caso del  $\text{PM}$  las contribuciones del tráfico a los niveles en aire ambiente de  $\text{PM}_{10}$  y  $\text{PM}_{2,5}$  son generalmente de entre el 35 y el 50%. En el caso de  $\text{PM}_1$  son superiores al 50%.

Existen además *hotspots* de construcción-demolición e industriales en donde estas fuentes son también causantes de las superaciones de los valores límite. Ello indica que son el tráfico, la construcción-demolición y la industria las fuentes objeto de planes para mejorar la calidad del aire; sobre todo el tráfico y las demás fuentes del centro urbano.

Para las zonas industriales hay que destacar tres problemas principales: a) las emisiones primarias canalizadas, b) las emisiones fugitivas y c) las emisiones de precursores gaseosos que dan lugar a PM secundarios. Las primeras son fácilmente controlables, y en muchos casos están ya controladas, pero en los dos casos últimos son necesarias intervenciones adicionales.

En el caso de las zonas urbanas, el problema de las superaciones de PM podría resolverse aplicando medidas sobre las emisiones del tráfico y de la demolición-construcción.

Es muy importante incluir en los planes de reducción de emisiones de PM a los precursores gaseosos de las partículas secundarias. Estos son principalmente:  $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NH}_3$ , y COVNM. Es necesario apuntar que alrededor de un 40% como mínimo de PM está constituido por aerosoles secundarios, por tanto si no se reducen las emisiones de sus precursores, hay un 40% del PM que no se verá afectado por ningún plan de reducción. Además, disminuir  $\text{SO}_2$ , sin disminuir  $\text{NH}_3$ , puede dar lugar a un incremento de nitratos en PM, especialmente en zonas urbanas. En algunas ciudades se han aplicado medidas para reducir emisiones del tráfico, y los niveles de PM no han bajado, lo que se puede deber en gran manera a la actuación casi exclusiva sobre las emisiones de PM primarias. En cualquier caso estos planes deben ser coherentes con la Directiva de Techos Nacionales de Emisión y sus Planes de Acción.

Es necesario tener en cuenta las medidas destinadas a proteger a la población infantil, que ya han comenzado a aplicar determinadas administraciones (por ejemplo, Baleares). Entre ellas se recomiendan: a) utilización de autobuses escolares que cumplan EURO 5, o bien aplicación de filtros de PM del tipo SCRT y catalizadores a autobuses anteriores; b) fijar una distancia mínima a las vías de tráfico intenso para la ubicación de centros escolares. Generalmente se recomiendan 50 m. Sería necesario tenerlo en cuenta al planificar la construcción de nuevos centros, pero también se podría actuar sobre el tráfico rodado intenso cercano a determinados centros.

Aunque no siempre se ha tenido en cuenta, es del todo imprescindible compatibilizar y evaluar conjuntamente los planes de reducción de emisiones de  $\text{CO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  y PM. Así, algunas medidas encaminadas a reducir emisiones de  $\text{CO}_2$  provocan un incremento de la flota diésel, o de la quema de biocombustible doméstico (especialmente madera), lo que repercute negativamente sobre PM y  $\text{NO}_x$ . En otros casos, la aplicación de filtros CRT a autobuses urbanos puede incrementar las emisiones de  $\text{NO}_2$  y el uso de combustibles alternativos para reducir las emisiones de  $\text{CO}_2$  o de PM puede conllevar incrementos de  $\text{NO}_2$ ,  $\text{O}_3$  ó  $\text{CH}_4$ .

Sin ánimo de complicar los escenarios futuros es necesario destacar que en ambientes urbanos altamente contaminados por PM (masa), las concentraciones en número de partículas suelen reducirse respecto a otros menos contaminados. Ello se debe a que los gases precursores de partículas secundarias, cuando la concentración de partículas de un tamaño de entre 100-300 nm es elevado, suelen formar partículas secundarias mediante

condensación sobre partículas preexistentes. En estos casos, la masa (PM) crece, pero el número no. Además, en este ambiente contaminado se favorece la aglomeración y acumulación de las partículas más finas (<100nm) para formar partículas en el modo acumulación (100-1000 nm). Ello conlleva que para la misma concentración en masa, el número disminuye. En ambientes más limpios los procesos de nucleación (formación de un elevadísimo número de partículas inferiores a 20 nm) se favorecen frente a la aglomeración y condensación. Por ello, con masa de partículas muy baja pueden alcanzarse concentraciones en número muy elevadas. Ello ocurre también con las emisiones de combustibles más limpios. Así el gas natural emite muy poca masa de PM, pero elevado número de partículas. Por todo ello, las estrategias de reducción de masa de PM en aire ambiente pueden conllevar el incremento del número de partículas. Esta correlación inversa ha sido ya constatada en ciudades europeas (Wichmann *et al.*, 2000) y hay que tenerla en cuenta si en un futuro se decide cambiar el parámetro de medida para los valores límite, como se está sugiriendo en algunos foros.

### Medidas generales

1. *Desarrollo de Planes de Movilidad Sostenible a escala del ámbito metropolitano.* Con base en lo expuesto en el capítulo 3, todas aquellas zonas urbanas o aglomeraciones con superaciones de los valores límite de NO<sub>2</sub> y PM<sub>10</sub> deberán aprobar dichos planes. Además, se recomienda desarrollar los planes de mejora de calidad del aire a escala metropolitana en vez de a nivel municipal, ya que en las grandes ciudades españolas una proporción importante (en ocasiones superior al 50%) de la movilidad urbana se debe a desplazamientos desde zonas residenciales periféricas extramunicipales a la ciudad, y viceversa. Por tanto, a la hora de crear o mejorar el transporte público o implantar carriles bus o de alta ocupación, es recomendable no solamente la participación de la Administración Local de la ciudad sino de las ciudades circundantes.

2. *Campañas de concienciación e información a la ciudadanía.* Es básico informar a la población de la necesidad de cambios de hábitos de transporte debido a demandas de mejora ambiental. Sin ser alarmistas estas campañas deberían contar con el apoyo del sector sanitario para destacar las posibles mejoras en salud de la población.

3. *Diseño de planes de reducción de emisiones para la mejora de la calidad del aire en base a estudios receptores, y no puramente en base a los inventarios de emisión.* El diseño de planes de mejora en base únicamente a los inventarios de emisiones constituye la principal limitación de los mismos, ya que en las ciudades las mayores emisiones de contaminantes son generadas por el tráfico en las circunvalaciones o por actividades industriales (por ejemplo, focos estacionarios de generación eléctrica). Sin embargo, la mayor parte de la población no se ve afectada por este tipo de emisiones, sino por las emisiones del centro urbano (aunque en tonelaje del inventario sean inferiores a las otras). Ello se debe a que, aunque las emisiones del centro urbano sean inferiores, se producen de manera próxima y difusa en el área urbana, donde la población está expuesta.

4. *Fomento de Planes de Movilidad Sostenible en empresas.* Desarrollo de planes de movilidad para centros de la Administración, empresas y polígonos industriales o empresariales, con criterios ambientales.

## Medidas de primer nivel

### 5. Mejora del transporte público en vías para responder a las necesidades de transporte de tres tipologías de ciudadano.

- 5.1. *Ciudadano que vive y trabaja en la ciudad:* muchas ciudades españolas gozan de un transporte público realmente bueno, por tanto se recomiendan campañas para convencer a la población de las ventajas ambientales de dicho transporte. Estas deberían ir acompañadas de mejora de la frecuencia, extensión de las redes de transporte y campañas de mejora de precios y de combinación de medios de transporte, así como tickets infantiles gratuitos e incentivar a empresas que incluyan el transporte público en sus convenios laborales.
- 5.2. *Ciudadano que vive en zona residencial periférica y trabaja en centro ciudad, pero tiene fácil acceso al transporte público.* Se recomienda mejorar en muchos casos la frecuencia y velocidad de las redes de cercanías, tranvías, metros y autobuses interurbanos, así como crear una política agresiva de precios y de combinación de medios de transporte. Crear grandes aparcamientos disuasorios y gratuitos en las estaciones de transporte público periféricas. Crear carriles bus en vías interurbanas para facilitar el incremento de la velocidad de transporte interurbano.
- 5.3. *Ciudadano que vive en zona residencial periférica y trabaja en centro ciudad, pero no tiene fácil acceso al transporte público.* Se recomienda crear o ampliar las redes de cercanías, tranvías, metros y autobuses interurbanos con precios competitivos. Crear grandes aparcamientos disuasorios y gratuitos en las estaciones de transporte público periféricas. Crear carriles bus y VAO (vías para vehículos de alta ocupación por los que solo pueden circular vehículos con más de tres ocupantes) en vías interurbanas para facilitar el incremento de la velocidad de transporte interurbano y el incremento del ratio pasajeros/vehículo. Favorecer el incremento del parque de vehículos híbridos y eléctricos ofreciendo espacios gratuitos o de bajo coste en aparcamientos verdes para vehículos híbridos y eléctricos o de gasolina y gasoil de baja cilindrada (<1000 cc). El incremento del porcentaje de vehículos híbridos y eléctricos presenta la doble ventaja de reducir las emisiones de los tubos de escape y disminuir el número de vehículos diésel (con mayor tasa de emisión) en las ciudades, y especialmente en los desplazamientos interurbanos.

Los carriles bus instaurados en zonas de acceso a grandes ciudades en España han sido muy efectivos en cuanto a que acortan considerablemente el tiempo de desplazamiento desde la periferia a la ciudad. Ello ha hecho que muchos usuarios del vehículo privado para desplazarse a la ciudad aparquen su vehículo durante la semana y se desplacen en autobús. Es conveniente que para su instauración no se añada un carril nuevo a la vía sino que se habilite uno de los existentes para el tráfico de los autobuses o como VAO.

Los carriles para VAO suelen estar en los tramos de autovías o autopistas más próximos a los núcleos urbanos. Están destinados a los vehículos que cumplen unas determinadas

características según su carga o capacidad de ocupantes. La circulación por estos carriles de los turismos y motocicletas está autorizada siempre que cumplan las condiciones de ocupación establecidas para dicho carril, además de por el transporte público y de urgencias.

En el ámbito europeo se pueden citar las siguientes actuaciones para la mejora del transporte público (Nagl *et al.*, 2007):

- Incremento de la frecuencia de autobuses, trenes y metro.
- Reemplazamiento de la flota de autobuses por otra de emisiones muy inferiores y mayor confort para el pasajero. Como medida complementaria, los autobuses diésel existentes pueden equiparse con filtros de partículas y SCR (véanse medidas tecnológicas en apartados sucesivos).
- Mejora de la cobertura espacial de las líneas, especialmente complemento con líneas adicionales en casos de restricción a vehículos particulares a zonas ambientales.
- Incentivos económicos. Son medidas económicas que incentivan la utilización del transporte público. Se sugieren rebajas de tarifas de transporte público, priorización de las ayudas sociales al transporte, y sobre todo implantar los billetes únicos combinados para diferentes medios de transporte. Otra posibilidad es que la compra de billetes o tarjetas de transporte público desgrave IRPF.
- Implantar los billetes combinados para diferentes medios de transporte no solo urbano sino también metropolitano.
- Información sobre disponibilidad de transporte público, apoyada por campañas intensivas de divulgación, especialmente para empresas con empleados que habiten en la ciudad y viceversa.
- En Colonia, Alemania, se ha realizado una prueba piloto en 2009 de 10.000 billetes diarios de ida y vuelta gratuitos (*job tickets*) para trabajadores.
- Favorecer el transporte eléctrico por vía férrea frente al de los vehículos de combustión. Esta medida requiere de la construcción de infraestructuras y se puede considerar como una medida de efecto a largo plazo.

Muchas de estas estrategias son válidas para la mayor parte de las ciudades españolas y tienen como efectos colaterales beneficiosos la disminución del ruido y de las emisiones de CO<sub>2</sub>. Esto se debe a que el volumen de las emisiones totales generadas por la flota de vehículos privados es por lo general superior al del transporte público. Así TMB, en Barcelona, consume una cantidad de energía parecida a una ciudad de 150.000 habitantes, equivalente al 9% de toda la ciudad de Barcelona. Esta energía se utiliza para absorber el 49% de los desplazamientos urbanos, y por tanto el sistema es energéticamente muy eficiente. Sin embargo las redes de transporte urbano pueden siempre reducir sus emisiones contaminantes. Además de las medidas anteriores, en España las medidas que pueden tener también una elevada efectividad son:

- Incluir transporte público en convenios laborales.
- Diseño eficiente y energético de la red, evitando concentración de líneas en sentido radial en zonas céntricas. Es muy importante el rediseñar las redes de autobuses con

estructuras ortogonales, y no radiales como son estas en muchas ciudades. La estructura radial incrementa en alrededor de un 20-30% el número de kilómetros a recorrer y densifica las emisiones en las zonas céntricas.

- Combinación de diseño y tipo de flota y aplicación de medidas tecnológicas a los vehículos contaminantes: en un futuro se ha de tender a excluir los autobuses más contaminantes de las zonas críticas, destinándolos a zonas menos contaminadas; o bien los autobuses híbridos podrían circular en condiciones especiales en dicha zona. Véanse las medidas tecnológicas propuestas en apartados posteriores, pero aquí destacaremos:
  - La sustitución de vehículos antiguos diésel por otros más modernos de GLP, GN (con catalizadores SCR para reducir emisiones de NO<sub>2</sub>), híbridos e híbridos enchufables de diésel o GN, y eléctricos en un futuro próximo.
  - Equipar autobuses diésel anteriores a EURO 4 con filtros de partículas y catalizadores SCR para reducir emisiones de NO<sub>2</sub>.
  - Convertir en híbridos autobuses con sistema STOP & GO más antiguos.
  - En un futuro, potenciar autobuses eléctricos.

6. *Modificar la fiscalidad del combustible para reducir el porcentaje de vehículos de pasajero diésel (con mayores emisiones de NO<sub>2</sub> y PM que los de gasolina).* El diésel es un vehículo ecológico desde el punto de vista de menor consumo de combustible y menores emisiones de CO<sub>2</sub> (por tanto para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero), pero presenta mayores emisiones en PM y NO<sub>2</sub> (con efecto negativo en calidad del aire). Es de especial relevancia que los motores diésel de vehículos de pasajeros actuales (EURO 5, normativa de emisiones desde 2009), aunque han conseguido reducir drásticamente las emisiones de partículas, siguen emitiendo niveles altos de NO<sub>2</sub>. Por ello hay que encontrar un equilibrio razonable entre los vehículos diésel y los de gasolina. En España en 2010, alrededor del 70% de las matriculaciones de vehículos fueron diésel, y ello conlleva unas emisiones de NO<sub>2</sub> muy altas. Esta alta proporción no solo afecta a las emisiones de NO<sub>2</sub> sino que el 50% del consumo de gasoil en España ha de importarse y por el contrario una gran proporción de la producción de gasolina se ha de exportar. En España la proporción de la flota de coches con motores diésel es de alrededor del 52% (DGT, 2011), mientras que en otros países como Reino Unido y Suecia no se sobrepasan el 20%. Además la proporción de vehículos diésel en desplazamientos interurbanos incrementa al 70% (Ajuntament de Barcelona) debido a que la fiscalidad actual de este combustible hace que estos motores sean más rentables para este tipo de desplazamiento. Así pues, se recomienda actuar fiscalmente sobre los precios del combustible para equilibrar la tasa gasolina/gasoil y aplicar medidas para reducir el uso de vehículos de gran cilindrada con motores diésel en transporte privado urbano. Otra manera de actuar en este campo con gran potencial es la aplicación de criterios medioambientales a los impuestos de matriculación y circulación. Estos últimos son una herramienta muy apropiada para zonas urbanas con incumplimientos de valores límite de calidad del aire.

Otras medidas son aquellas que creen un marco de fiscalidad que favorezca comportamientos ambientalmente sostenibles, en especial aplicación del principio “quien contamina paga”. Entre este tipo de medidas destacamos que con una rebaja de la modalidad del IVA

se pueden lograr mejores resultados que financiando bajadas puntuales, en el caso del apoyo a la compra de vehículos ecológicos.

7. *Modificación del procedimiento de ITV para corregir defectos y reducir emisiones contaminantes.* Estudios realizados en zonas urbanas de España han demostrado que en el parque circulante existe un 3% de vehículos, tanto antiguos como modernos, con emisiones muy superiores a las permitidas en su homologación debido a desajustes del motor y falta de mantenimiento adecuado. Corregir ese 3% de vehículos anómalos puede suponer reducir el 12% las emisiones (Ajuntament de Barcelona). Por tanto se recomienda la inspección de dichos vehículos contaminantes. Entre las posibles alternativas destacamos el uso de los sistemas de comprobación de averías (OBD) en las inspecciones ITV. Este sistema se encarga de monitorizar el funcionamiento de algunos de los componentes principales del motor y los sistemas de seguridad de los vehículos, incluyendo los sistemas de control de emisiones contaminantes. El OBD comprueba automáticamente el buen funcionamiento, y en caso de avería muestra un indicador en el panel, que es lo actualmente comprobado en ITV. El sistema no mediría emisiones, sino que avisaría de valores fuera de rango. Una vez detectado el problema en un vehículo se debería subsanar los problemas mecánicos que incrementan las emisiones y volver a pasar la ITV. Otra posibilidad es utilizar valores de emisión de opacimetría más estrictos, utilizando equipos de medida con límites de detección más altos, y fijar valores límite de emisión para tests en aceleración libre en ITVs (según reciente propuesta en Alemania).

8. *Crear zonas urbanas de atmósfera protegida (ZUAP) en cuanto a calidad del aire con el objetivo de reducir la densidad de vehículos privados en zonas céntricas (donde más se suelen registrar los incumplimientos normativos).* En las ciudades españolas se registra una elevadísima densidad de tráfico rodado si se compara con muchas ciudades europeas. Así, las densidades de circulación en Oslo, Amsterdam, Londres y Berlín alcanzan 800, 1.000, 1.370 y 1.500 turismos/km<sup>2</sup>; mientras que Madrid, Valencia y Barcelona alcanzan 2.200, 2.600 y 6.100 turismos/km<sup>2</sup>. Si añadimos el hecho de que las ciudades europeas citadas no superan el 20% de vehículos diésel, excepto Berlín (36%), que, como hemos dicho, en España se supera el 52% y que los vehículos diésel modernos aún emiten mucho NO<sub>2</sub>, se hace evidente que además de las medidas descritas en los apartados antecedentes y precedentes, es necesario disminuir la densidad de vehículos con mayor énfasis en los motores diésel. En algunas ciudades alemanas con elevada proporción de vehículos diésel se ha cuantificado que esta reducción debería alcanzar un 30-40% para cumplir los valores límite de NO<sub>2</sub> en las estaciones de fondo urbano.

Para la implementación de ZUAP se sugiere utilizar la estrategia alemana de zonas de baja emisión (aplicada en alrededor de 125 zonas de Europa), basada en el etiquetaje en tres colores de los vehículos por el Ministerio de Industria, Trabajo y Comercio de España, para clasificar los vehículos en tres categorías, según sus emisiones contaminantes en NO<sub>2</sub> y PM. Una vez identificados los vehículos con este sistema a nivel nacional, y desarrollada la legislación pertinente que da la posibilidad a la Administración Local de crear ZUAPs y en ellas prohibir el acceso a determinados vehículos más contaminantes, es esta última la que diseña, selecciona el nivel de restricción y fases de aplicación, y aplica las ZUAPs.

## Estrategia ZUAP

Delimitación espacial de un área urbana para la aplicación de un conjunto de medidas, muchas de ellas sobre el tráfico rodado, encaminadas a mejorar la calidad del aire.

Todas las medidas expuestas a continuación componen la ZUAP y se recomienda el cumplimiento como un único paquete de medidas, para ser considerada como ZUAP.

Etiquetaje de los vehículos por el Ministerio de Industria, Trabajo y Comercio, para clasificar los vehículos en cinco categorías, según sus emisiones contaminantes en  $\text{NO}_x$  y PM según las cinco categorías siguientes:

-  Adhesivo rojo (con número 1): diésel EURO 0 a EURO 2, gasolina EURO 0 y todos los anteriores a 1992.
-  Adhesivo naranja (con número 2): diésel EURO 2 con filtro de partículas y EURO 3.
-  Adhesivo amarillo (con número 3): diésel EURO 3 con filtro de partículas, EURO 4 o EURO 5. Además, todos los coches gasolina EURO 1 con convertidor catalítico.
-  Adhesivo verde (con número 4): diésel EURO 6, todos los coches gasolina, con el requerimiento mínimo de EURO 2.
-  Adhesivo verde (con número 4+): vehículos híbridos, gas y eléctricos.

Las medidas específicas consisten en:

- 8.1. Limitación permanente del acceso a vehículos más contaminantes, equivalente a las zonas de baja emisión en ciudades europeas.
 

Una vez identificados los vehículos con este sistema a nivel nacional, y desarrollada la legislación pertinente que permite a la Administración Local crear ZUAP y en ellas limitar el acceso a determinados vehículos más contaminantes, es esta última Administración la que diseña, selecciona el nivel de restricción y fases de aplicación, y aplica las ZUAP. Se podría aplicar una fase 1 a partir de 2012, y otras posteriores en 2013, 2015, etc. En la primera fase, se recomienda impedir el acceso a las ZUAP si el vehículo está etiquetado con el adhesivo rojo. En la fase 2, y sucesivas, se limitaría el acceso a los vehículos con adhesivos naranja o amarillo según el interés de la ZUAP. Además, el etiquetado podría utilizarse para restricciones temporales de vehículos más contaminantes en episodios de contaminación aguda (véase también la medida 10 de este documento). Existen en Europa 125 zonas de baja emisión ([www.lowemissionzones.eu](http://www.lowemissionzones.eu)).
- 8.2. Gestión del aparcamiento.
  - 8.2.1. Toda la ZUAP debe disponer de aparcamiento regulado con distinción tarifaria entre residentes y no residentes.

- 8.2.2. En la periferia de la ZUAP se deberá disponer de aparcamiento regulado con tarifa variable en función de la distancia a la ZUAP para evitar que se produzca un aparcamiento masivo en los límites de la zona.
- 8.2.3. Construcción de aparcamientos disuasorios gratuitos periféricos asociados al transporte público interurbano. Se recomienda que sean construidos en todas las estaciones de ferrocarril de cercanías en municipios de las áreas metropolitanas.
- 8.2.4. Ofrecer espacios gratuitos o de bajo coste en aparcamientos para vehículos verdes 4+ para favorecer el incremento del parque de vehículos menos contaminantes.
- 8.2.5. Ampliar espacios de carga y descarga, con un nuevo tipo de zona con mayor tiempo de estacionamiento y reservada a vehículos de carga y descarga etiquetados con distintivos 4 y 4+.
- 8.3. Características del transporte público.
  - 8.3.1. Diseño eficiente y ecoenergético de la red, evitando concentración de líneas en sentido radial. Evitar ubicar cabeceras y finales de líneas de autobús en zonas céntricas.
  - 8.3.2. Ecorrenovación y conversión de las flotas para lograr excluir los autobuses más contaminantes de las ZUAP, de tal forma que solamente se permitan los siguientes vehículos: GLP, GN (con catalizadores SCR para reducir emisiones de  $\text{NO}_x$ ), sistemas Stop & Go, híbridos e híbridos enchufables de diésel o GN y eléctricos; autobuses diésel anteriores a EURO 4 equipados con filtros de partículas y catalizadores SCR para reducir emisiones de  $\text{NO}_x$ .
  - 8.3.3. Ecorrenovación y conversión de la flota de taxis. Fomentar la incorporación de vehículos de categoría 4+ a través de la renovación de las licencias que conceden los ayuntamientos y financiación de planes de renovación.
- 8.4. Características de las flotas de servicio público. Los vehículos destinados a limpieza, recogida de residuos, parques y jardines, bomberos, cuerpos de seguridad, etc., deberán ser seleccionados con criterios ecoeficientes respecto a calidad del aire y a las emisiones de gases de efecto invernadero (ver apartados posteriores).
- 8.5. Se recomienda reducir o no conceder permisos para el uso de calderas de combustibles sólidos en la ZUAP.

9. Es muy importante para la mayor eficacia de los planes de mejora en lo referente a  $\text{NO}_2$  que la norma EURO 6 (que entrará en vigor en 2015) para diésel entre en vigor lo antes posible, ya que esta fija unos valores de emisión en  $\text{NO}_2$  (y no en  $\text{NO}_x$  como las EURO 0 a 5) mucho más estrictos que los actuales. Aconsejamos al Gobierno de España que conjuntamente con otras administraciones orienten la compra de vehículos de servicio público con valores límite de emisión entre EURO 5 y EURO 6 hasta la entrada en vigor de la última norma.

10. Las medidas tecnológicas expuestas en el capítulo 4 se pueden aplicar a las flotas de la Administración Local (como vehículos municipales de limpieza y de recogida de residuos urbanos) y vehículos pesados de construcción pública y privada.

11. Continuación del “Plan E” o el “Plan Prever” para favorecer la renovación del parque automovilístico, y por tanto retirar de la circulación a los vehículos más contaminantes. La continuación de tales planes es muy aconsejable y debería contemplar criterios de emisión de contaminantes atmosféricos para favorecer su disminución. Los planes de renovación deberían evitar los vehículos diésel aunque sean EURO 5 (excepto para uso agrario) y favorecer los vehículos híbridos y eléctricos especialmente. En este punto merece ser destacado el actual envejecimiento de la flota de vehículos debido a la crisis económica. Así la venta de vehículos de ocasión está creciendo respecto a los vehículos nuevos (70% respecto al 30%). Si tenemos en cuenta que la media de edad de los vehículos de ocasión es de ocho años, es importante frenar el envejecimiento de la flota en base a planes que favorezcan la adquisición de vehículos más nuevos. Estos planes son especialmente indicados para apoyar la renovación de la pequeña proporción de vehículos cuya entrada puede ser limitada en las ZUAPs. De ningún modo se recomienda una campaña a nivel general.

12. Diseño y construcción de estructuras logísticas urbanas futuras que incorporen criterios ambientales.

- El diseño logístico del transporte comercial y público de las ciudades con criterios ecológicos. Crear infraestructuras de transporte público en paralelo al crecimiento urbano periférico.
- En un mismo escenario de calidad del aire, existen zonas muy próximas a arterias de tráfico con elevados niveles de contaminación, y otras más alejadas de estas y con mejores índices de calidad ambiental. Los centros de educación, hospitales, centros de día, atención sanitaria, entre otros, deberían ubicarse en zonas con mejores índices, o bien actuar sobre el tráfico alrededor de las infraestructuras existentes para disminuir la contaminación a su alrededor.

13. Incremento de la extensión de zonas peatonales en zonas céntricas.

## Medidas complementarias

14. Medidas tecnológicas. Este bloque comprende un conjunto de medidas que han de incentivarse tanto en cuanto estrategias de largo medio y largo plazo para conseguir flotas más ecológicas de vehículos privados y públicos, como para actuaciones inmediatas o a corto plazo para flotas de transporte público.

14.1. Vehículos de pasajeros y comerciales ligeros.

- Motores menos contaminantes.
- Postratamiento de gases.  
*Catalizadores oxidantes.*

*Reducción catalítica selectiva.*

*Filtros de partículas.*

*Combinación de los dos sistemas anteriores.*

- Selección de vehículos más ecológicos.

#### 14.2. Vehículos pesados.

- Filtros de partículas (CRT, DPF, FAP, FBC, entre otros).
- Combinación de filtros y catalizadores.

En los sistemas combinados SCRT, un sistema catalítico oxidante elimina los hidrocarburos y el monóxido de carbono de las emisiones de los motores diésel, a la vez que convierte una gran parte del NO en NO<sub>2</sub>. Posteriormente un sistema CRT elimina la materia particulada. A este sistema se aplica otro del tipo SCR para reducir los óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>). Finalmente, otro sistema se encarga de eliminar posibles pérdidas de NH<sub>3</sub> del SCR. En primer lugar, el CRT acondiciona el gas de escape para maximizar posteriormente la conversión de NO en el SCR. Se dosifica activamente un aditivo para mantener una óptima reducción de NO<sub>x</sub> y garantizar un buen funcionamiento. La combinación de estas dos tecnologías en el SCRT u otras tecnologías similares da lugar a un sistema que reduce las emisiones de todos los contaminantes de motores diésel recogidos en la legislación. Estos sistemas se suministran como equipo original para la fabricación de vehículos o de reacondicionamiento de vehículos en circulación, y permite a los vehículos que cumplen las normas EURO 1, 2 y 3 alcanzar los niveles de emisiones que dictan las normativas EURO 4 y 5. Existen diferentes configuraciones para adaptarse a una amplia gama de vehículos con diferentes limitaciones de espacio. Sin embargo, los sistemas actuales presentan problemas de instalación en autobuses o camiones pequeños o de suelo muy bajo. Su rendimiento de reducción de emisiones es alto para PM y no incrementa las emisiones de NO<sub>2</sub>, pero su coste de instalación en vehículos en circulación es más elevado que el resto de sistemas (12.000 a 15.000 euros). En estos sistemas es del todo imprescindible el control y eliminación de posibles pérdidas de NH<sub>3</sub> del sistema SCR, ya que, de producirse, incrementarían drásticamente la formación de partículas PM<sub>2,5</sub> debido a la formación casi inmediata de nitrato amónico.

- Otras tecnologías alternativas.

En España los vehículos pesados de *gas natural comprimido (GNC)* presentan ya un grado de introducción importante en el transporte público y en la flota de vehículos de la Administración.

Toyota ha desarrollado la versión *híbrida-GNC* sobre el modelo Camry (berlina) en Estados Unidos (Surfrider Camry Hybrid CNG), aunque por el momento no para la venta masiva.

TMB está convirtiendo autobuses EURO 3 y 4 diésel o de GN a híbridos. Actualmente tiene en operación cinco unidades. Los autobuses híbridos de gas natural son una buena opción para reconvertir la flota de autobuses del transporte público, tantos los existentes como las nuevas adquisiciones.

Los *vehículos de hidrógeno* son aquellos que utilizan hidrógeno diatómico como su fuente primaria de potencia para la locomoción. El problema principal es desarrollar comercialmente procedimientos de fabricación de hidrógeno que no emitan contaminación a un coste razonable. Las soluciones tecnológicas para ello se vislumbran para dentro de varios años, por lo que la disponibilidad de este combustible es aún muy escasa y a un coste muy alto.

La potenciación del *vehículo eléctrico* es una actuación a tener en cuenta en todos los planes de mejora de calidad del aire, aunque su implantación a niveles que puedan afectar la mejora de calidad del aire requiere años y por tanto se ha de considerar como una medida, complementaria a la reducción de la densidad de vehículos, con efecto a largo plazo.

15. Regulación de la velocidad de circulación. Medidas que reduzcan las emisiones por reducción de consumo, pero también por reducción de la congestión (causa importante de incremento de emisiones) a la entrada de las ciudades, mediante la regulación de la velocidad de circulación a distancias de hasta 25 km de las mismas. Además de estas medidas permanentes, las restricciones temporales de tráfico o velocidad en días de alto grado de contaminación en los que existe una alta probabilidad de superar el valor límite diario de  $PM_{10}$  o el horario de  $NO_2$

16. Ampliación de zonas verdes de aparcamiento (con precios diferentes para residentes y no residentes) a toda la ciudad. Ello propicia que el transporte interurbano se realice con medios públicos.

17. Fomento de cursos de selección de la cilindrada y demás características ecológicas para orientar la compra de vehículos privados en función de las necesidades personales y/o familiares. Fomento de cursos de conducción eficiente.

18. Minimizar las obstrucciones en las vías de circulación. El objetivo consiste en lograr que el tráfico sea más fluido por medio de la reducción de las obstrucciones en las vías (vehículos incorrectamente estacionados, trabajos de construcción, entre otros). Estas medidas pueden alcanzar una reducción de las emisiones de vehículos individuales del 30-50%. La reducción de situaciones de parada y arranque sucesivas puede incrementar esta reducción hasta el 80% (calculado al comparar con la circulación por vías prioritarias sin obstrucciones). Esta reducción se corresponde con un descenso aproximado del 5-25% de los niveles de  $PM_{10}$  en las proximidades de las vías de tráfico (UNECE, 2003). Para actuar en esta medida se ha de evitar que coincidan los trabajos de recogida de residuos urbanos, limpieza de los firmes, carga y descarga en obras públicas y privadas, reparto o recogida de bienes de consumo de cualquier naturaleza, con las horas de tráfico más intenso. Esta medida es muy positiva ya que produce una mayor fluidez del tráfico.

19. Limpieza del firme de rodadura en vías de tráfico. Esta medida consiste en la combinación de barrido por aspiración y de lavado del firme de rodadura para reducir las emisiones de resuspensión del tráfico. Es una medida con efectividad a corto plazo (6-8 horas), útil en caso de pronóstico de contaminación aguda y/o en periodos de escasas precipitaciones. Ha de llevarse a cabo en las horas (alrededor de las 05:00 horas) que preceden la hora punta del tráfico de la mañana de días laborables.

20. Acondicionamiento del firme de rodadura. El desconchado del firme genera partículas por fricción de los áridos con la superficie de rodadura e incrementa las emisiones por resuspensión.

21. Fomento de sistemas de “car sharing” y “car pooling”. Medidas encaminadas a reducir el número de vehículos circulando en ciudad.

22. Desarrollo del “Camino escolar seguro”. Plan de comunicación para la adopción de comportamientos seguros y responsables en la “Vuelta al cole”. Escalonar la hora de entrada y salida de los colegios. Reducir la velocidad y flujo de vehículos alrededor de los colegios.

## D. Recomendaciones: sector construcción

# 5

**E**l control de las emisiones debidas a la construcción, demolición y excavación, tanto de polvo como de contaminantes relacionados con la combustión de combustibles fósiles, es imprescindible para mantener la calidad del aire en la zona de obra y sus alrededores. En este apartado se han presentado una serie de medidas que se pueden llevar a cabo con este fin y que se pueden exponer de acuerdo a las diferentes actividades que en la obra se llevan a cabo.

### General

1. Es muy importante realizar primero una evaluación del área potencialmente afectada por las futuras emisiones de las obras a realizar, así como de las emisiones que va a comportar. La aplicación de medidas para la disminución de emisiones puede conllevar un incremento de los costes del proyecto y ellos deben tenerse en cuenta desde el inicio. La normativa holandesa incluye dichos impactos como muy relevantes en los estudios de impacto ambiental de los proyectos de construcción.

2. Incentivar siempre medidas preventivas respecto a correctivas en lo referente a la emisión de contaminantes.

3. Es importante que el personal que vaya a trabajar en ella esté concienciado del problema, y que esté informado sobre las posibles emisiones, el impacto que estas pueden tener y las medidas correctoras.

4. La construcción/demolición debe comenzar en la zona de obra en contra del viento predominante, y a partir de ahí ir progresando por fases que permitan que las zonas que ya se han finalizado puedan cubrirse con vegetación.

5. En los casos en que la cubierta con vegetación sea imposible se puede cubrir la superficie con otros materiales como grava, materiales geotextiles, hidrosiembra, etc.

6. Se debe evitar la quema de materiales en las zonas de obras para eliminar residuos o para modular la temperatura de trabajo.

7. Se deben construir barreras contra el viento en todo el perímetro de la obra que reduzcan al máximo la resuspensión en la zona de obra, y por tanto las emisiones al exterior.



8. La carga y descarga de material debe confinarse a la zona contra el viento, cubriendo los apilamientos parcial o totalmente. También se pueden utilizar sacas cerradas para almacenar los materiales que puedan resuspenderse.

9. Es necesario minimizar la cantidad de barro que se produce en la zona de obra ya que aumenta considerablemente las emisiones especialmente en carreteras pavimentadas. Hay varias formas de reducir la cantidad de este material con medidas que incluyen:

- 9.1. El lavado frecuente de las calles próximas a la obra.
- 9.2. Pavimentación o cubierta con grava de las vías de las obras más transitadas, siendo esta medida acompañada del lavado frecuente de las mismas (una vía pavimentada cubierta por barro produce las mismas emisiones que una vía no pavimentada).
- 9.3. Lavado de las ruedas, bajos y bañeras de los camiones al abandonar el área en la zona de acceso a la obra, cada vez que salgan de la zona de obra, controlando el agua sucia producida. El lavado de las ruedas y bajos no es suficiente.
- 9.4. Reducción al mínimo de la altura desde la que se carga el material en los camiones.
- 9.5. Cobertura obligatoria y completa de la bañera de carga de los camiones con lonas, con independencia de si está cargado o no, si el material que se lleva es muy fino es preferible emplear siempre camiones cisterna.
- 9.6. Mantenimiento de la estanqueidad de la bañera de carga, que debe estar en buenas condiciones de manera que no haya pérdidas de polvo durante el transporte.

10. Es importante reducir el tráfico de vehículos dentro de la obra y mantenerlo relegado lo más posible a las zonas necesarias para cada actividad. La velocidad de los vehículos debe estar limitada, de manera que no se excedan los 15-25 km/h en carreteras y los 10 km/h en otras zonas, teniendo señales de velocidad en numerosos puntos dentro de la obra.

11. Vehículos y maquinaria. En la zona de obra trabajan vehículos que incluyen camiones, excavadoras, palas, apisonadoras y generadores eléctricos, entre otros. El motor de estos vehículos y maquinaria representa una fuente de emisión de PM, SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, VOC y CO<sub>2</sub>. Las soluciones para minimizar estas emisiones incluyen:

- 11.1. La utilización de filtros de partículas, catalizadores y conversores catalíticos.
- 11.2. Utilización de combustibles alternativos al diésel o fueloil.
- 11.3. Reducir al máximo el tiempo que los vehículos están en marcha.
- 11.4. Reducir el número de viajes de vehículos al mínimo necesario, y establecer una velocidad máxima de circulación en la zona de obra.

Por lo general las grandes obras públicas llevan asociado un intenso flujo de tráfico de vehículos pesados para el transporte de tierras y materiales de construcción. Si estas obras se realizan en las proximidades de zonas urbanas o industriales con elevados niveles de NO<sub>2</sub> y PM, las emisiones derivadas de dicho tráfico pueden causar la superación de los límites normativos. Para prevenir dichos problemas es importante diluir al máximo las emisiones de

dicho tráfico. Con tal fin se pueden diseñar las vías de acceso y salida a la obra en las zonas más alejadas de la población, o bien distribuir el tráfico entre varias vías de acceso y salida.

## Construcción

12. Durante la obra hay numerosos trabajos de fabricación que pueden producir polvo, como puede ser el corte y perforación de materiales, en estos casos es necesario aplicar agua al mismo tiempo que se produce la actividad, así como llevarlas a cabo siempre que sea posible en zonas contra el viento para minimizar las emisiones dentro y fuera de la zona de obra.

13. Elección de materiales en construcción para reducir emisiones. La utilización de materiales prefabricados es siempre preferible, ya que se transportan a la obra ya terminados reduciendo la producción de polvo durante su construcción.

## Demolición

14. Las construcciones deben demolerse intentando reducir la altura desde la que se desploma el material, si esto no es posible entonces debería hacerse una demolición por partes. Es importante aplicar aspersores de agua de manera simultánea a la demolición a la zona de manera que las partículas sedimenten de forma rápida dentro de la zona de obra. La utilización de explosivos debe evitarse al máximo debido a la enorme cantidad de polvo producido.

15. Al transportar el material de demolición deben cargarse los materiales más finos al comienzo y cubrirlos con los materiales más gruesos. Cobertura obligatoria y completa de la bañera de carga de los camiones con lonas, con independencia de si está cargado o no, si el material que se lleva es muy fino es preferible emplear siempre camiones cisterna.

16. Es muy aconsejable la utilización de agua, productos químicos supresores de polvo, e hidro-siembra en los solares de demolición.

17. En la renovación del firme de rodadura de vías urbanas se aplica muy frecuentemente un rascado superficial del firme antiguo, seguido del transporte en cinta transportadora del material arrancado y posterior descarga sobre la bañera del vehículo mecanizado. Esta operación emite grandes cantidades de polvo, tanto durante el rascado como la descarga de la cinta. De aplicarse tal proceso se recomienda el uso de sistemas de adición de agua para reducir las emisiones.

La guía de buenas prácticas para el control de emisiones por actividades de construcción y demolición del ayuntamiento de Londres es un documento de referencia muy completo, que establece medidas de control de acuerdo a tres zonas de riesgo que en ella se definen y que se citan al comienzo de este capítulo de emisiones. Estas medidas se resumen en la tabla 5.1.

**Tabla 5.1.** Resumen de las medidas propuestas en la guía de buenas prácticas en construcción de Londres

En relación con	Zona de riesgo bajo	Zona de riesgo medio	Zona de riesgo alto
Planificación de obra Es importante que las emisiones no salgan de la zona de obra	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Colocación de barreras en el límite de obra</li> <li>• No se realizarán ningún tipo de fuegos</li> <li>• Se debe planificar donde se colocarán la maquinaria y las actividades que puedan emitir polvo dentro de la zona de obra situándolas lo más alejadas de posibles receptores</li> </ul>	<p>Como la zona de riesgo bajo más:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Designar un responsable de obra</li> <li>• Pavimentar entradas y salidas de la obra donde los materiales van a ser transportados</li> </ul>	<p>Como la zona de riesgo medio más:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Utilizar el ferrocarril local para el transporte de material</li> <li>• Poner equipos de monitorización de niveles continuos en tiempo real de PM</li> <li>• Toma de material sedimentable en lugares seleccionados dentro y fuera de la obra</li> </ul>
Tráfico	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Todos los vehículos deben apagar motores cuando no estén trabajando</li> <li>• Todos los vehículos deben lavarse antes de dejar la obra</li> <li>• Todas las cargas de camiones deben cubrirse</li> <li>• Deberá utilizarse combustible con bajo contenido en azufre</li> </ul>	<p>Como la zona de riesgo bajo más:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Pavimentar entradas y salidas de la obra</li> <li>• Establecer una velocidad límite en la zona</li> </ul>	<p>Como la zona de riesgo medio más:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Minimizar el tráfico de construcción en la zona de obra</li> <li>• Llevar un control de toda la información relativa a los vehículos que entran y salen de la obra</li> </ul>
Demolición	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Deberá utilizarse agua para evitar la resuspensión de polvo</li> <li>• Los equipos para corte de material deben aplicar agua también</li> <li>• Se debe minimizar la altura desde la que se derrumban los materiales</li> </ul>	<p>Como la zona de riesgo bajo más:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Cubrir edificios que se vayan a demoler</li> </ul>	<p>Como la zona de riesgo medio</p>
Actividades en la zona	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Minimizar las actividades que produzcan polvo</li> <li>• Regar la zona frecuentemente</li> <li>• Mantener el apilamiento de material el menos tiempo posible</li> <li>• Lavar los camiones (no solo las ruedas) con agua a presión</li> </ul>	<p>Como la zona de bajo riesgo más:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Cubrir los apilamientos de material</li> </ul>	<p>Como la zona de riesgo medio más:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Cubrir con vegetación las zonas expuestas a erosión</li> <li>• Levantar barreras contra el viento (árboles, tierra) de la misma altura que los apilamientos</li> </ul>

## E. Recomendaciones: sector agrícola-ganadero

# 5

### Actividades contaminantes

Las principales actividades emisoras, desde el punto de vista de su impacto sobre la calidad del aire a escala local y regional, son:

- Quema de biomasa (residuos de poda y rastrojos): emisión de partículas y gases de combustión.
- Aplicación y almacenamiento de fertilizantes: emisión de amoníaco ( $\text{NH}_3$ ).

Las emisiones generadas por estas actividades son especialmente relevantes para la calidad del aire debido a las toneladas de contaminantes emitidas al año y al alcance de la contaminación producida. Las emisiones dispersas de un número elevado de focos de combustión de biomasa pueden generar estratos de contaminantes que quedan atrapados por procesos atmosféricos como las inversiones térmicas, con lo cual el impacto de las emisiones se extiende hasta alcanzar la escala regional (hasta 50 km). En el caso de la aplicación y almacenamiento de fertilizantes, el alcance de la contaminación generada es incluso mayor (>100 km) debido a la elevada estabilidad atmosférica de los contaminantes secundarios que se derivan de las emisiones de  $\text{NH}_3$  (nitrato y sulfato amónico). Como consecuencia de su elevado tiempo de residencia en la atmósfera, estos contaminantes alcanzan fácilmente núcleos urbanos alejados de los focos de emisión (áreas rurales) y pueden incrementar los niveles de fondo y favorecer así la superación de los valores límites diarios y anuales establecidos por la directiva 2008/50/CE. Por otra parte, si se elevan los niveles de fondo regional de  $\text{NH}_3$  se favorece la formación de nitrato y sulfato amónico no solo en los entornos urbanos, sino también en las inmediaciones de los focos de emisión de  $\text{NO}_x$  y  $\text{SO}_2$ .

Otras actividades con menor impacto sobre la calidad del aire urbano, pero también significativas son la labranza (resuspensión de materia mineral), el tráfico de vehículos y maquinaria agrícola-ganadera (partículas y gases de combustión) y la producción industrial (aerosoles carbonosos, materia orgánica particulada primaria).



La labranza genera emisiones de materia mineral por resuspensión al remover la tierra, que se caracterizan por su menor impacto desde el punto de vista de su alcance (en general, <5 km). Las partículas emitidas presentan granulometría gruesa (>2.5  $\mu\text{m}$ ) y por consiguiente un tiempo de residencia en la atmósfera reducido, y por tanto se considera que el impacto sobre la calidad del aire y la salud de la población es limitado. Estudios de contribución de fuentes (MARM, 2009) estiman que la resuspensión regional de polvo puede contribuir al fondo urbano con 1-3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de  $\text{PM}_{10}$  anual, dependiendo de la región española.

La problemática de las emisiones generadas por el tráfico de vehículos y maquinaria agrícola-ganadera se deriva del tipo de equipos utilizados, que requieren fuertes inversiones económicas que únicamente se amortizan durante largos periodos de tiempo. Así, la maquinaria no suele ser especialmente actual y presenta altas emisiones. Por ello, se trata de un foco emisor relativamente poco significativo en cuanto al volumen total de emisiones generadas, pero significativo en cuanto a su impacto sobre la calidad del aire en la microescala.

Finalmente, la producción de pesticidas es una fuente de emisión de compuestos orgánicos volátiles a través del uso de disolventes orgánicos. Sin embargo, al tratarse de una actividad industrial regulada se considera que sus emisiones son mínimas y están controladas.

## Medidas correctoras

### 320

Al analizar las actividades emisoras de contaminantes en el sector agrícola-ganadero se observa la distinta naturaleza de las emisiones generadas, que varía en función de parámetros como los contaminantes emitidos (primarios o secundarios, particulados o gaseosos) o la dependencia de factores meteorológicos externos (por ejemplo, el viento en el caso de la resuspensión) o tecnológicos (la existencia o no de mejoras tecnológicas posibles). Por ello, la aplicación de medidas correctoras recomendadas se plantea en base a la siguiente estrategia:

- Prevención de la emisión: en la etapa inicial se pretende evitar la generación de emisiones contaminantes.
- Minimización de la emisión: en los casos en los que las emisiones son inevitables, se propone minimizar su impacto (reduciendo el volumen o la carga contaminante, por ejemplo).
- Reducción del tiempo de emisión: si no es posible reducir su carga contaminante, el siguiente objetivo es minimizar el tiempo de emisión.
- Control de la emisión: en el caso de que todos los tipos de acciones anteriores sean inviables, se proponen medidas que permiten generar las emisiones contaminantes en un entorno controlado.

En la tabla 5.2 se resumen las medidas correctoras propuestas para las distintas actividades contaminantes, agrupadas en función de los cuatro tipos de acciones descritas (prevención,

minimización, reducción del tiempo de emisión y control). Tal como se observa en la tabla, la mayoría de las medidas propuestas pretenden prevenir o minimizar las emisiones, y únicamente cinco de las 27 medidas pretenden reducir el tiempo de emisión o generar las emisiones en un ambiente controlado. Por lo tanto, se considera más eficiente desde un punto de vista económico y tecnológico prevenir y minimizar las emisiones, que controlar o remediarlas *a posteriori*. A continuación se resumen y agrupan las medidas correctoras propuestas:

1. *Quema de biomasa*. La principal medida correctora es la prevención. Dado que esta actividad no está permitida por la legislación vigente fuera de los periodos anuales especificados en los *Boletines Oficiales* de las distintas comunidades autónomas, es necesario un mayor control por parte de las autoridades para lograr el cumplimiento de esta normativa. Además, se recomienda la evaluación de los periodos anuales óptimos para permitir este tipo de emisiones. Una vez evitadas las quemas de biomasa, se propone la introducción de medidas tecnológicas para eliminar los residuos agrícolas (triturado *in situ* y/o valorización de residuos). En los casos en los que la implementación de estas mejoras tecnológicas no es viable desde un punto de vista económico (explotaciones agrícolas de pequeñas dimensiones), se sugiere la participación de empresas de servicios agrícolas o empresas cooperativas. En todo caso, se considera necesaria la implementación de programas de información dirigidos a los agricultores y a las autoridades gestoras de los permisos de quema, con objeto de suministrar información acerca de los efectos nocivos para la salud humana y el medio ambiente de las quemas de biomasa así como las alternativas existentes, para lograr erradicar esta práctica.

2. *Aplicación de fertilizantes*. Las medidas correctoras propuestas son estrictamente mejoras tecnológicas, y persiguen minimizar la superficie de fertilizante expuesta directamente a la atmósfera. Ejemplos de estas medidas son la aplicación de fertilizantes líquidos con manguera o arrastre de rastrillo, o su inyección en surco abierto o cerrado. La aplicación de una u otra de estas técnicas depende del tipo de suelo a cultivar, y con ella se ha demostrado una reducción de las emisiones de  $\text{NH}_3$  de hasta el 90%.

3. *Almacenamiento de fertilizantes*. Al igual que en la aplicación de fertilizantes, el objetivo durante su almacenamiento es minimizar la superficie de fertilizante expuesta para minimizar así las emisiones de  $\text{NH}_3$  a la atmósfera. Para lograrlo, se proponen mejoras tecnológicas como el recubrimiento de los depósitos de estiércol líquido, la correcta gestión de los espacios animales (por ejemplo, evitando la acumulación de estiércol), o el almacenamiento preferencial de estiércol sólido (con menores tasas de emisión).

4. *Labranza / erosión*. Los dos principios fundamentales para minimizar las emisiones de materia mineral durante la labranza o por erosión son minimizar la superficie expuesta carente de cobertura vegetal y minimizar la acción del viento. Para lograrlo, se proponen medidas como la cobertura del suelo agrícola con residuos de cultivo (con lo que se aprovechan además estos residuos, a modo de hidrosiembra, la utilización de parapetos o cortavientos (naturales o artificiales), o evitar la realización de tareas de labranza con vientos de elevada velocidad.

5. *Tráfico de vehículos agrícola-ganaderos.* Las medidas correctoras propuestas para el tráfico de vehículos y maquinaria agrícola-ganadera son en su mayoría mejoras tecnológicas para minimizar las emisiones de gases y partículas de combustión, aunque incluyen también propuestas para minimizar el tiempo de emisión (como la minimización del tiempo de motor *al ralentí* o la optimización de procesos). Las principales mejoras tecnológicas tienen que ver con la implantación de catalizadores y filtros de partículas, y con la mejora de la calidad de los combustibles utilizados (especialmente, reducción del contenido en azufre). En cuanto a las emisiones derivadas del tránsito de vehículos por vías agrícolas sin pavimentar, se propone el asfaltado de dichas vías (o en su defecto la adición de grava que minimice la resuspensión). Al igual que en el caso de las quemas de biomasa, se considera necesario implantar programas de información dirigidos a los agricultores, con objeto de suministrar información acerca de los equipamientos menos contaminantes y las mejores prácticas para minimizar emisiones y maximizar la productividad.

**Tabla 5.2.** Resumen de las medidas correctoras propuestas, en función de las actividades contaminantes. Reducción: porcentaje de reducción de las emisiones al aplicar las medidas correctoras, con respecto a una técnica de referencia

Actividad	Medida	Reducción	Prevención de emisión	Minimización de emisión	Reducción del tiempo de emisión	Control de emisiones
Quema de biomasa	Prevención (control por autoridades)		x			
	Triturado <i>in situ</i> de residuos	85%*	x			
	Valorización de residuos	85%*				x
	Campañas de información		x			x
	Aplicación de fertilizantes					
Aplicación de fertilizantes	Aplicación con manguera	30%**		x		
	Aplicación con arrastre rastrillo	60%**		x		
	Inyección en surco abierto	70%**		x		
	Inyección en surco cerrado	80%**		x		
	Incorporación de fertilizantes sólidos	80-90%**	x			

Actividad	Medida	Reducción	Prevención de emisión	Minimización de emisión	Reducción del tiempo de emisión	Control de emisiones	
Almacenamiento de fertilizantes	Estiércol sólido con suelo impermeable y ventilación		x				
	Recubrimiento de estiércol líquido	30-80% **		x			
	Correcta gestión de espacios		x	x			
Labranza / erosión	Rotación de cultivos todo el año			x			
	Siembra de cobertura vegetal			x			
	Cobertura del suelo con residuos de cultivo			x			
	Irrigación periódica		x				
	Aplicación de estabilizadores químicos		x				
	Siembra intracultivo (hileras)		x				
	Utilización de parapetos o cortavientos		x				
	Siembra de cultivos que minimicen la erosión				x		
	Tráfico de vehículos agrícolas y ganaderos	Implementación de catalizadores		x	x		
		Mejora del combustible		x	x		
Minimización del tiempo al ralentí			x		x		
Correcto mantenimiento			x	x			
Optimización de procesos					x		
Asfaltado de vías			v				
Campañas de información			x			x	

\*: Fuente, GVA (2008). \*\*: Fuente, UNECE (2007).

### Medidas propuestas

En el sector industrial se recomiendan las siguientes medidas:

1. *Revisión y seguimiento de las Autorizaciones Ambientales Inegradas (AAI)* de manera que los valores límite de emisión (VLE) autorizados sean acordes con los BREF o, en caso de que se trate de Grandes Instalaciones de Combustión, con el Plan Nacional de Reducción de Emisiones de las Grandes Instalaciones de Combustión existentes (PNRE-GIC). En numerosas ocasiones los VLE autorizados están basados en el Decreto 833/75 o en otro tipo de criterios. Se propone que las comunidades autónomas revisen y actualicen las AAI concedidas con el fin de que los VLE autorizados se correspondan con los niveles de emisión alcanzables con las mejores técnicas disponibles (MTD) o, en su caso, con los compromisos del PNRE-GIC. Ello, sin menoscabo de respetar las diferencias que puedan estar debidamente justificadas (en razón, por ejemplo, de elevada antigüedad de las instalaciones, estar ubicadas en zonas con elevada concentración industrial o urbana, etc.), tal y como establece la propia legislación europea derivada de las Directivas IPPC.

2. *Establecer criterios de control para las emisiones difusas de PM.* A diferencia de las emisiones canalizadas, para los que los Documentos de Referencia Europeos de las Mejores Técnicas Disponibles (BREF) indican unos VLE alcanzables con las MTD, no ocurre lo mismo con las emisiones difusas. Así, en este tipo de emisiones, los BREF publicados hasta la fecha establecen como MTDs la aplicación de una serie de medidas preventivas y correctivas, pero sin asociar un valor numérico concreto a la misma, bien como concentraciones en el perímetro o rendimiento de captación. Esta situación conlleva que, en la práctica, en las AAI otorgadas en diferentes comunidades autónomas se establecen requisitos muy diferentes a las instalaciones, y se utilizan diferentes parámetros de control, incluso para un mismo tipo de actividad y condiciones ambientales similares. Dada la importancia en algunos sectores industriales de estas emisiones sobre la calidad del aire, así como las elevadas inversiones y costes que conlleva su control, sería conveniente coordinar a nivel estatal los criterios mínimos y los parámetros más adecuados para su control.

3. *Establecer criterios de vigilancia del cumplimiento de los VLE autorizados.* Esto implica, por una parte, garantizar la calidad de los controles realizados por las Entidades de Inspección de emisiones. Para ello, se recomienda que las comunidades autónomas apliquen estrictamente el Real Decreto 100/2010 por el que se actualiza el catálogo de actividades potencialmente contaminadoras de la atmósfera y se establecen las disposiciones básicas para su aplicación. En este sentido, se sugiere establecer, en todos los casos que sea posible, el seguimiento en continuo de algún parámetro ambiental o de operación, con el fin de que las industrias puedan detectar y subsanar posibles anomalías, y el organismo competente o las Entidades de Inspección puedan verificar fácilmente el adecuado funcionamiento de los sistemas de depuración.

4. *Establecer Planes de Mejora de la Calidad del Aire* específicos para aquellas zonas industriales en las que se hayan producido superaciones de los límites de calidad del aire o exista riesgo de superación. Algunas zonas industriales en las que existe una gran concentración de empresas ya disponen de planes específicos; a saber, las zonas cerámicas de Castelló, Bailén y L'Alacantí. Del mismo modo, se están elaborando planes para otras zonas industriales, como la zona de Huelva. Estos planes pueden requerir la adopción, por parte de las empresas, de medidas excepcionales, más estrictas que los requisitos normativos, pero es muy importante que antes de modificar los valores límite de emisión y establecer medidas excepcionales de elevado coste, se verifique que se siguen los requisitos previamente establecidos, y que los sistemas instalados operen correctamente.

5. *Inventario y seguimiento de la implantación de MTD.* Las empresas que superan los umbrales de emisión legalmente establecidos deben informar obligatoriamente de las tecnologías de control y depuración implantadas en sus focos, al declarar sus emisiones en el registro estatal de emisiones (PRTR). Se sugiere que esta información se explote debidamente, de manera que se conozca el grado de implantación de las distintas MTD en las industrias. A partir de esta información, se podrán establecer de forma realista las posibilidades de mejora en materia de emisiones industriales, así como las inversiones que requerirían estas mejoras, y por tanto, es una información esencial para establecer Planes de Mejora de la Calidad de Aire.

6. *Establecer incentivos* para fomentar la implantación de sistemas y procesos de mayor eficiencia en la minimización de emisiones que las MTD. Estos incentivos pueden ser muy variables, desde reducciones fiscales, hasta el acceso prioritario a contratos con la Administración, subvenciones en I+D+i, etc. Siempre condicionadas a que las empresas ejecuten proyectos con el objeto de implantar nuevas técnicas para la minimización de emisiones con mejores eficacias que las MTD.



# 6

## Agradecimientos



**E**ste tratado es producto del acuerdo de encomienda de gestión entre el Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino y la Agencia Estatal Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) para la realización de trabajos relacionados con el estudio y evaluación de la contaminación atmosférica por material particulado y metales en España (UCA2009020083, REF 2010-0689), así como de dos convenios de colaboración anteriormente firmados entre las mismas partes, que cubrieron los periodos de 2001-2003, 2004-2006 y 2007-2009.

Se incluyen también resultados obtenidos en los convenios y contratos del CSIC con la Junta de Andalucía, el Gobierno Vasco, la Generalitat Valenciana, la Generalitat de Catalunya, el Gobierno de Cantabria, el Gobierno de Canarias y ENDESA (CT Teruel).

Además se incluyen los resultados de proyectos de investigación financiados por el Plan Nacional de Investigación del Ministerio de Ciencia e Innovación, entre ellos los proyectos DOASUR, VAMOS, CARIATI, GRACCIE, DAURE (CGL2007-62505/CLI, CSD 2007-00067, CGL2007-30502-E/CLI, CGL2008-06294/ CLI, CGL2010-19464).

Agradecemos a los gobiernos de todas las comunidades autónomas y de algunos ayuntamientos por su apoyo técnico, y al doctor Jesús de la Rosa, de la Universidad de Huelva, a TMB, la Fundación Gas Natural Fenosa y EMINOX su apoyo e información.





# 7

## Bibliografía



## 7.1. Legislación citada



- Decisión de la Comisión 2001/744/CE, de 17 de octubre de 2001, por la que se modifica el anexo V de la Directiva 1999/30/CE del Consejo relativa a los valores límite de dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno y óxidos de nitrógeno, partículas y plomo en el aire ambiente.
- Decret 226/2006, de 23 de maig, pel qual es declaren zones de protecció especial de l'ambient atmosfèric diversos municipis de les comarques del Barcelonès, el Vallès Oriental, el Vallès Occidental i el Baix Llobregat per al contaminant diòxid de nitrogen i per a les partícules.
- Decret 152/2007, de 10 de juliol, d'aprovació del Pla d'actuació per a la millora de la qualitat de l'aire en els municipis declarats zones de protecció especial de l'ambient atmosfèric mitjançant el Decret 226/2006.
- Decreto 833/1975, de 6 de febrero, por el que se desarrolla la Ley 38/1972, de 22 de protección del ambiente atmosférico.
- Directiva 1980/779/CEE del Consejo, de 15 de julio de 1980, relativa a los valores límite y a los valores guía de calidad atmosférica para el anhídrido sulfuroso y las partículas en suspensión.
- Directiva 1989/427/CEE del Consejo, de 21 de junio de 1989 por la que se modifica la Directiva 1980/779/CEE relativa a los valores límite y a los valores guía de calidad atmosférica para el anhídrido sulfuroso y las partículas en suspensión.
- Directiva 1996/62/CE del Consejo, de 27 de septiembre de 1996 sobre evaluación y gestión de la calidad del aire ambiente.
- 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.
- Directiva 2000/69/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 16 de noviembre de 2000, sobre los valores límite para el benceno y el monóxido de carbono en el aire ambiente.
- 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.



- Directiva 2002/3/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 12 de febrero de 2002, relativa al ozono en el aire ambiente.
- Directiva 2003/18/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 27 de marzo de 2003, por la que se modifica la Directiva 83/477/CEE del Consejo sobre la protección de los trabajadores contra los riesgos relacionados con la exposición al amianto durante el trabajo.
- 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.
- Directiva 2008/50/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de mayo de 2008, relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa.
- Ley 38/1972, de 22 de diciembre, de protección del ambiente atmosférico.
- Ley 16/2002, de 1 de julio, de Prevención y Control Integrados de la Contaminación.
- Ley 34/2007, de 15 de noviembre, de calidad del aire y protección de la atmósfera.
- Orden PRE/77/2008, de 17 de enero, por la que se da publicidad al Acuerdo de Consejo de Ministros por el que se aprueba el Plan Nacional de Reducción de Emisiones de las Grandes Instalaciones de Combustión existentes.
- Real Decreto 1613/1985, de 1 de agosto, por el que se modifica parcialmente el Decreto 833/1975, de 6 de febrero, y se establecen nuevas normas de calidad del aire en lo referente a contaminación por dióxido de azufre y partículas.
- Real Decreto 1321/1992 de 30 de octubre, por el que se modifica parcialmente el Real Decreto 1613/1985, de 1 de agosto, y se establecen nuevas normas de calidad del aire en lo referente a la contaminación por dióxido de azufre y partículas.
- Real Decreto 1073/2002, de 18 de octubre, sobre evaluación y gestión de la calidad del aire ambiente en relación con el dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno, óxidos de nitrógeno, partículas, plomo, benceno y monóxido de carbono.
- Real Decreto 1796/2003, de 26 de diciembre, relativo al ozono en el aire ambiente.
- Real Decreto 430/2004, de 12 de marzo, por el que se establecen nuevas normas sobre limitación de emisiones a la atmósfera de determinados agentes contaminantes procedentes de grandes instalaciones de combustión, y se fijan ciertas condiciones para el control de las emisiones a la atmósfera de las refinerías de petróleo.
- Real Decreto 812/2007, de 22 de junio, sobre evaluación y gestión de la calidad del aire ambiente en relación con el arsénico, el cadmio, el mercurio, el níquel y los hidrocarburos aromáticos policíclicos.
- Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas.
- Real Decreto 102/2011, de 28 de enero, relativo a la mejora de la calidad del aire.
- Reglamento (CE) N° 166/2006 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 18 de enero de 2006, relativo al establecimiento de un registro europeo de emisiones y transferencias de contaminantes y por el que se modifican las Directivas 1991/689/CEE y 1996/61/CE del Consejo.

## 7.2. Referencias bibliográficas



- Abbey, D. E.; Burchette, R. J.; Knutsen, S. F.; McDonnell, W. F.; Lebowitz, M.; Enright, P. L. (1999). "Long-term particulate and other air pollutants and lung function in nonsmokers". *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 158, 289-298.
- Adamson, I.; Prieditis, H.; Vincent, R. (1999). "Pulmonary toxicity of an atmospheric particulate sample is due to the soluble fraction". *Toxicology and Applied Pharmacology* 157, 43-50.
- Adamson, I.; Prieditis, H.; Hedgecock, C.; Vincent, R. (2000). "Zinc is the toxic factor in the lung response to an atmospheric particulate sample". *Toxicology and Applied Pharmacology* 166, 111-119.
- Aguilera, I.; Guxens, M.; García-Esteban, R.; Corbella, T.; Nieuwenhuijsen, M. J.; Foradada, C. M.; Sunyer, J. (2009). "Association between GIS-based exposure to urban air pollution during pregnancy and birth weight in the INMA Sabadell Cohort". *Environmental Health Perspectives* 117, 8, 1322-1327.
- Ajuntament de Barcelona. (2009). "Guía para la ambientalización de los trabajos de construcción". [http://w110.bcn.cat/portal/site/MediAmbient?lang=ca\\_ES](http://w110.bcn.cat/portal/site/MediAmbient?lang=ca_ES).
- Alastuey, A.; Sánchez de la Campa, A.; Querol, X.; Rosa, J. D. L.; Plana, F.; Mantilla, E.; Viana, M.; Ruiz, C. R.; Santos, S. G. D. (2006). "Identification and chemical characterisation of industrial PM sources in SW Spain". *Journal of the Air and Waste Management Association* 56, 993-1006.
- Alonso Fustel, E.; Martínez Rueda, T.; Cambra Contin, K.; López Carrasco, L.; Boldo Pascua, E.; Zorrilla Torras, B. (2005). "Evaluación en cinco ciudades españolas del impacto en salud de la contaminación atmosférica por partículas, Proyecto Europeo APHEIS". *Revista española de salud pública* 79, 297-308.
- Amato, F.; Pandolfi, M.; Viana, M.; Querol, X.; Alastuey, A.; Moreno, T. (2009a). "Spatial and chemical patterns of PM10 in road dust deposited in urban environment". *Atmospheric Environment* 43, 9, 1650-1659.



- Amato, F.; Pandolfi, M.; Escrig, A.; Querol, X.; Alastuey, A.; Pey, J.; Pérez, N.; Hopk P. K. (2009b). "Quantifying road dust resuspension in urban environment by Multilinear Engine: A comparison with PMF2". *Atmospheric Environment* 43, 2770-2780.
- Amato, F.; Querol, X.; Alastuey, A.; Pandolfi, M.; Moreno, T.; Gracia, B.; Rodríguez, P. (2009c). "Evaluating urban PM10 pollution benefit induced by street cleaning activities". *Atmospheric Environment* 43, 4472-4480.
- Ang, K. B.; Baumbach, G.; Vogt, U.; Reiser, M.; Dreher, W.; Pesch, P.; Kriek, M. (2008). "Street cleaning as PM control method". In: Poster Presentation, Better Air Quality, Bangkok.
- APHEIS. "Air Pollution and Health: a European Information System". <http://www.apheis.net/>
- Arimoto, R. (2001). "Eolian dust and climate: relationships to sources, tropospheric chemistry, transport and deposition". *Earth-Science Reviews* 54, 29-42.
- Atkinson, R. W.; Ross, A. H.; Sunyer, J.; Ayres, J.; Baccini M.; *et al.* (2001). "Acute effects of particulate air pollution on respiratory admissions, Results from APHEA2 project. Air Pollution and Health: a European Approach". *American Journal Respiratory Critical Care Medicine* 164, 1860-1866.
- Avol, E. L.; Gauderman, W. J.; Tan, S. M.; London, S. J.; Peters, J. M. (2001). "Respiratory effects of relocating to areas of differing air pollution levels". *American Journal Respiratory Critical Care Medicine* 164, 2067-2072.
- Aymoz, G. (2010). "ADEME: Trends in NO2 and NO concentration in ambient air in France". NO2 Workshop - Brussels - 14/15 April 2010.
- Ballester, F.; Rodríguez, P.; Íñiguez, C.; Sáez, M.; Daponte, A.; Galán, I.; *et al.* (2006). "Air pollution and cardiovascular admissions in Spain: results within the EMECAS project". *J. Epidemiol. Community Health* 60, 328-336.
- Ballester, F.; Boldo, E. (2009). "Los efectos de la contaminación del aire sobre la salud de las personas y las poblaciones. Observatorio DKV de Salud y Medio Ambiente en España 2010. Estado de la cuestión: Contaminación atmosférica y salud". Número 2. Capítulo 2. 21-34. ISSN: 2172-6671. <http://www.dkvseguros.com/Dkvaccesible/inicio.asp?menu=1,2163,2167,2451&enlace=iframedoc.asp?enlace=documentos/pdf/Observatorio2010.pdf>
- Ballester, F.; Estarlich, M.; Íñiguez, C.; Llop, S.; Ramón, R.; Esplugues, A.; Lacasaña, M.; Rebagliato, M. (2010). "Air pollution exposure during pregnancy and reduced birth size: A prospective birth cohort study in Valencia, Spain". *Environmental Health* 9, 6, doi: 10.1186/1476-069X-9-6.
- Bayer-Oglesby, L.; Schindler, C.; Hazenkamp-von Arx, M. E.; Braun-Dahrlander, C.; Keidel, D.; Rapp, R.; Künzli, N.; Braendli, O.; Burdet, L.; Sally Liu, L. J.; Leuenberger P.; Ackermann-Liebrich, U.; SAPALDIA Team. (2006). "Living near main streets and respiratory symptoms in adults: the Swiss Cohort Study on Air Pollution and Lung Diseases in Adults". *American Journal Epidemiology* 164, 1190-1198.

- Bell, M. L.; McDermott, A.; Zeger, S. L.; Samet, J. M.; Dominici, F. (2004). "Ozone and short-term mortality in 95 US urban communities; 1987-2000". *Journal of the American Medical Association* 292, 2372-2378.
- Biggeri, A.; Bellini, P.; Terracini, B. (2001). "Meta-analysis of the Italian studies on short-term effects of air pollution". *Epidemiologia e Prevenzione* 25, 1-71.
- Birmili, W.; Allen, A.; Bary, F.; Harrison, R. (2006). "Trace Metal Concentrations and Water Solubility in Size-Fractionated Atmospheric Particles and Influence of Road Traffic". *Environmental Science and Technology* 14, 4, 1144-1153.
- Boldo, E.; Medina, S.; Le Tertre, A.; Hurley, F.; Mücke, H. G.; Ballester, F.; Aguilera, I.; Eilstein, D.; on behalf of the Apehis group (2006). "APHEIS: Health Impact Assessment of long-term exposure to PM<sub>2.5</sub> in 23 European cities". *European Journal of Epidemiology*; doi 10.1007/s10654-006-9014-0.
- Boldo, E.; Ballester, F. (2009). "Estudios de intervención: los programas de reducción de la contaminación atmosférica mejoran la salud de la población. Observatorio DKV de Salud y Medio Ambiente en España 2010. Estado de la cuestión. Contaminación atmosférica y salud". Número 2. Capítulo 4. 53-63. ISSN: 2172-6671. <http://www.dkvseguros.com/Dkvaccesible/inicio.asp?menu=1;2163;2167;2451&enlace=iframedoc.asp?enlace=documentos/pdf/Observatorio2010.pdf>
- Braback, L.; Forberg, B. (2009). "Does traffic exhaust contribute to the development of asthma and allergic sensitization in children: finding from recent cohort studies". *Environmental Health* 8-17.
- Bree van, L.; Cassee, F. R. (2000). "Toxicity of ambient air PM<sub>10</sub>. Report No. 650010015"; National Institute of Public Health and the Environment (RIVM); Bilthoven; The Netherlands; p. 13.
- Bruckmann, P. (2010). "Recent update of NO<sub>x</sub> emission factors from traffic – consequences for modelling the effects of reduction measures and projecting future NO<sub>2</sub> levels". NO<sub>2</sub> Workshop - Brussels - 14/15 April 2010.
- Buwal-Saefl (2004). "Tested and approved Particle-Trap Systems for retrofitting Diésel engines"; Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft - Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape, p. 25.
- Chang, Y. M.; Chou, C. M.; Su, K. T.; Tseng, C. H. (2005). "Effectiveness of street sweeping and washing for controlling ambient TSP". *Atmospheric Environment* 39, 1891-1902.
- Chou, C.; Chang, Y.; Lin, W.; Tseng, C. (2007). "Evaluation of street sweeping and washing to reduce ambient PM<sub>10</sub> International". *Journal of Environment and Pollution* 31, 431-448.
- Clancy, L.; Goodman, P.; Dockery, D. W. (2002). "Effect of air-pollution control on death rates in Dublin; Ireland: an intervention study". *The Lancet* 360, 1210-1214.
- Clarisse, L.; Clerbaux, C.; Dentener, F.; Hurtmans, D.; Coheur, P. F. (2009). "Global ammonia distribution derived from infrared satellite observations". *Nature Geoscience* 2, 479-483.

- CEQA. (2009). "Guide to air quality assessment in Sacramento County". Sacramento metropolitan Air Quality management District; CEQA Guide. <http://www.airquality.org/ceqa/ceqaguideupdate.shtml>
- De Gouw, J.; Jiménez, J. L. (2009). "Organic Aerosols in the Earth's Atmosphere". *Environmental Science and Technology* 43, 7614-7618.
- DGT (2011). "Dirección General de Tráfico. Series históricas - Parque de Vehículos". [http://www.dgt.es/portal/es/seguridad\\_vial/estadistica/parque\\_vehiculos/series\\_historicas\\_parque/](http://www.dgt.es/portal/es/seguridad_vial/estadistica/parque_vehiculos/series_historicas_parque/)
- Dijkema, M. B. A.; van der Zee, S. C.; Brunekreef, B.; van Serien, R. T. (2008). "Air quality effects of an urban highway speed limit reduction". *Atmospheric Environment* 42; 40, 9098-9105.
- Docherty, K. S.; Stone, E. A.; Ulbrich, I. M.; DeCarlo, P. F.; Snyder, D. C.; Schauer, J. J.; Peltier, R. E.; Weber, R. J.; Murphy, S. M.; Seinfeld, J. H.; Eatough, D. J.; Jiménez, J. L. (2008). "Apportionment of Primary and Secondary Organic Aerosols in Southern California during the 2005 Study of Organic Aerosols in Riverside (SOAR)". *Environmental Science & Technology* 42, 7655-7662.
- Dockery, D. W.; Pope, C. A.; Xu, X.; Spengler, J. D.; Ware, J. H.; Fay, M.; Ferris, B. G.; Speizer F. E. (1993). "An association between air pollution and mortality in six U.S. cities". *New England Journal of Medicine* 329, 753-1759.
- Dockery, D. W. (2009). "Health effects of particulate air pollution". *Annals Epidemiology* 19, 4, 257-263.
- Dominici, F.; McDermott, A.; Zeger, S. L.; Samet, J. M. (2002). "On the use of generalized additive models in time-series studies of air pollution and health". *American Journal Epidemiology* 156, 193-203.
- Draxler, R.; Rolph, G. (2003). "HYSPLIT model access via NOAA ARL READY Website". NOAA Air Resources Laboratory; Silver Spring; MD. <http://www.arl.noaa.gov/ready/hysplit4.html>
- Düring, I.; Zippack, L.; Bächlin, W.; Lohmeyer, A. (2004). "Auswertung der Messungen des BLUME während der Abspülmaßnahme am Abschnitt Frankfurter Allee 86".
- Düring, I.; Zippack, L.; Bächlin, W.; Lohmeyer, A. (2005). "Auswertung der messungen des blues während der abspülmaßnahme im bereich der messstation Neuenlander Strasse in Bremen".
- Dye, J.; Lehmann, J.; McGee, J.; Winsett, D.; Ledbetter, A.; Everitt, J.; Ghio, A.; Costa D. (2001). "Acute pulmonary toxicity of particulate matter filter extracts in rats: coherence with epidemiological studies in Utah Valley residents". *Environmental Health Perspectives* 109, 3, 395-403.
- EC (2004). "II Position Paper on PM. Programa Clean Air For Europe (CAFE)" Dirección General de Medio Ambiente de la CE. [http://ec.europa.eu/environment/archives/cape/pdf/working\\_groups/2nd\\_position\\_paper\\_pm.pdf](http://ec.europa.eu/environment/archives/cape/pdf/working_groups/2nd_position_paper_pm.pdf)

- EMECAM (1999). "El proyecto EMECAM: Estudio español sobre la relación entre la contaminación atmosférica y la mortalidad". *Revista española de salud pública* 73,165-314.
- EMEP (2009). "Transboundary Acidification; Eutrophication and Ground Level Ozone in Europe in 2007". EMEP Status Report 2009; July 16; 2009. ISSN 1504-6109 (print); ISSN 1504-6192 (on-line).
- Environment Canada (2005). "Best practices for the reduction of air emission from construction and demolition activities". Transboundary Issues Branco. March 2005. <http://www.ec.gc.ca>
- Escrig, A.; Amato, F.; Pandolfi, M.; Monfort, E.; Querol, X.; Celades, I.; Sanfélix, V.; Alastuey, A.; Orza, J. A. G. (2011). "Simple Estimates Of Vehicle-Induced Resuspension Rates". *Journal of Environmental Management* 92, 2855-2859.
- Escudero, M.; Castillo, S.; Querol, X.; Ávila, A.; Alarcón, M.; Viana, M. M.; Alastuey, A.; Cuevas, E.; Rodríguez, S. (2005). "Wet and dry African dust episodes over Eastern Spain". *Journal of Geophysical Research* 110; D18S08; doi: 10.1029/2004JD004731.
- Escudero, M.; Querol, X.; Pey, J.; Alastuey, A.; Pérez, N.; Ferreira, F.; Alonso, S.; Rodríguez, S.; Cuevas, E. (2007). "A methodology for the quantification of the net African dust load in air quality monitoring networks". *Atmospheric Environment* 41, 5516-5524.
- Esplugues, A.; Fernández-Patier, R.; Aguilera, I.; Íñiguez, C.; García, S.; Aguirre, A. A.; *et al.* (2007). "Exposición a contaminantes atmosféricos durante el embarazo y desarrollo prenatal y neonatal: protocolo de investigación en el proyecto INMA (Infancia y Medio Ambiente)". *Gaceta Sanitaria* 21, 162-171.
- ETC (2010). "Reporting on ambient air quality assessment in the EU Member States; 2008". European Topic Centre for Climate and Air Quality; European Environmental Agency. ETC/ACC Technical Paper 2010/11; December 2010.
- Fernández Espinosa, A.; Ternero Rodríguez, M.; Barragán de la Rosa, F.; Jiménez Sánchez, J. (2002). A chemical speciation of trace metals for fine urban particles". *Atmospheric Environment* 36, 5, 773-780.
- Filleul, L.; Rondeau, V.; Vandentorren, S.; Le Moual, N.; Cantagrel, A.; Annesi-Maesano, I.; Charpin, D.; Declercq, C.; Neukirch, F.; Paris, C.; Vervloet, D.; Brochard, P.; Tessier, J. F.; Kauffmann, F.; Baldi, I. (2005). "Twenty five year mortality and air pollution: results from the French PAARC survey". *Occupational Environmental Medicine* 62, 453-460.
- Fitz, D. R.; Bumiller, K. (2000). "Determination of PM10 emission from street sweepers". *Journal of the Air and Waste Management Association* 50, 181-187.
- Friedman, M. S.; Powell, K. E.; Hutwagner, L.; Graham, L. M.; Teague, W. G. (2001). "Impact of changes in transportation and commuting behaviors during the 1996 Summer Olympic Games in Atlanta on air quality and childhood asthma". *Journal of the American Medical Association* 285, 897-905.

- Fundación Gas Natural. (2006). *El tráfico rodado y la calidad del aire*. ISBN-13: 978-84-611-4157-9; ISBN-10:84-611-4157-1.
- Funk, R.; Reuter, H. I.; Hoffmann, C.; Engel, W.; Öttl, D. (2008). "Effect of moisture on fine dust emission from tillage operations on agricultural soils". *Earth Surface Processes and Landforms* 33, 1851-1863.
- Gauderman, W. J.; Avol, E.; Gilliland, F.; Vora, H.; Thomas, D.; Berhane, K.; McConnell, R.; Kuenzli, N.; Lurmann, F.; Rappaport, E.; Margolis, H. G.; Bates, D.; Peters, J. (2004). "The effect of air pollution on lung development from 10 to 18 years of age". *New England Journal Medicine* 351, 11, 1057-1067.
- Gauderman, W. J.; McConnell, R.; Gilliland, F.; London, S.; Thomas, D.; Avol, E.; Vora, H.; Berhane, K.; Rappaport, E.B.; Lurmann, F.; Margolis, H. G.; Peters, J. (2000). "Association between air pollution and lung function growth in southern California children". *American Journal Respiratory Critical Care Medicine* 162, 1383-1390.
- Generalitat de Catalunya (2007). "Decret 152/2007; de 10 de juliol; d'aprovació del Pla d'actuació per a la millora de la qualitat de l'aire als municipis declarats zones de protecció especial de l'ambient atmosfèric mitjançant el Decret 226/2006; de 23 de maig". (DOGC.Nº 4924 | 12/07/2007).
- Gertler, A.; Kuhns, H.; Abu-Allaban, M.; Damm, C. R.; Gillies, J.; Etyemezian, V.; Clayton, R.; Proffitt, D. (2006). "A case study of the impact of Winter road sand/salt and street sweeping on road dust re-entrainment". *Atmospheric Environment* 40, 5976-5985.
- Ghio, A.; Devlin, R. (2001). "Inflammatory lung injury after bronchial instillation of air pollution particles". *American Journal of Respiratory Critical Care Medicine* 164, 704-708.
- Gobierno de Estiria (2006). "Manual de obras. Gobierno Regional de Estiria, Austria". [www.feinstaub.steiermark.at](http://www.feinstaub.steiermark.at).
- Gómez, B.; Palacios, M. A.; Gómez, M.; Sánchez, J. L.; Morrison, G.; Rauch, S.; McLeod, C.; Ma, R.; Caroli, S.; Alimonti, A.; Petrucci, F.; Bocca, B.; Schramel, P.; Zischka, M.; Petterson, C.; Wass, U. (2002). "Levels and risk assessment for humans and ecosystems of platinum-group elements in the airborne particles and road dust of some European cities". *Science of the Total Environment* 299, 1-19.
- Gonçalves, M.; Jiménez-Guerrero, P.; López, E.; Baldasano, J. M. (2008). "Air quality models sensitivity to on-road traffic speed representation: Effects on air quality of 80 km h<sup>-1</sup> speed limit in the Barcelona Metropolitan area". *Atmospheric Environment* 42, 36, 8389-8402.
- Greater London Authority (2006). "Best Practice Guidance. The control of dust and emissions from construction and demolition". ISBN 10: 1 85261 942 2. [www.london.gov.uk](http://www.london.gov.uk).
- Gryparis, A.; Forsberg, B.; Katsouyanni, K.; Analitis, A.; Touloumi, G.; Schwartz, J.; *et al.* (2004). "Acute effects of ozone on mortality from the 'air pollution and

- health: a European approach' project". *American Journal Respiratory Critical Care Medicine* 70, 1080-1087.
- GVA (2008). "Plan de mejora de la calidad del aire de la zona 'es 1003': Mijares - Penyagolosa (a. costera) y aglomeración 'es 1015': Castelló". Zona cerámica de Castellón. Generalitat Valenciana.  
[http://www.cma.gva.es/comunes\\_asp/documentos/ficheros\\_nodos/cas/12719-58812-LAN%20CASTELLON%20FINAL%20PORTADA.pdf](http://www.cma.gva.es/comunes_asp/documentos/ficheros_nodos/cas/12719-58812-LAN%20CASTELLON%20FINAL%20PORTADA.pdf).
- Harrison, R. M.; Yin, J. (2008). "Sources and processes affecting carbonaceous aerosol in central England". *Atmospheric Environment* 42, 1413-1423.
- Hausberger, S. (2010). "Emission behavior of different vehicle technologies in real world traffic situations". NO2 Workshop, - Brussels - 14/15 April 2010.
- HEI (2004). "Accountability Working Group. Assessing Health Impact of Air Quality Regulations: Concepts and Methods for Accountability Research. Communication 11". Health Effects Institute, Boston MA, EE UU.
- Henry, R.; Charles, W. L.; Hopke, P. K.; Williamson, H. J. (1984). "Review of receptor model fundamentals". *Atmospheric Environment* 18, 1507-1515.
- Hoek, G.; Brunekreef, B.; Goldbohm, S.; Fischer, P.; van den Brandt, P. A. (2002). "Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study". *The Lancet* 360, 1203-1209.
- Hoffmann, B.; Moebus, S.; Stang, A.; Beck, E. M.; Dragano, N.; Mohlenkamp, S.; *et al.* (2006). "Residence close to high traffic and prevalence of coronary heart disease". *European Heart Journal* 27, 2696-2702.
- Holmén, B. A.; Ayala, A. (2002). "Ultrafine PM Emissions from Natural Gas; Oxidation-Catalyst Diésel; and Particle-Trap diésel Heavy-Duty Transit Buses". *Environmental Sciences and Technology* 36, 5041-5050.
- IPPC (2001). "Reference Document on Best Available Techniques in the Cement and Lime Manufacturing Industries". <http://eippcb.jrc.es/reference/>
- IPPC (2001). "Best Available Techniques Reference Document on the Production of Iron and Steel". <http://eippcb.jrc.es/reference/>
- IPPC (2003). "Reference Document on Best Available Techniques for Mineral Oil and Gas Refineries". <http://eippcb.jrc.es/reference/>
- IPPC (2006). "Reference Document on Best Available Techniques for Large Combustion Plants". <http://eippcb.jrc.es/reference/>
- IPPC (2007). "Reference Document on Best Available Techniques in the Ceramic Manufacturing Industry". <http://eippcb.jrc.es/reference/>
- IPPC (2009). "Draft Reference Document on Best Available Techniques in the Cement and Lime Manufacturing Industries". <http://eippcb.jrc.es/reference/>
- ITC y Comisión de Trabajo (2009). "Guía de mejores técnicas disponibles para el sector de fabricación de baldosas cerámicas en la Comunitat Valenciana". Valencia: Centro de Tecnologías Limpias. Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i Habitatge. Generalitat Valenciana.

- Kallos, G.; Cortón, V.; Lagouvardos, K. (1997). "Proceedings of the symposium on regional weather prediction on parallel computer environments". University of Athens 109-122.
- Kappert, W. (2005). "Vorläufiger Bericht zur Straßenreinigung DDCCS".
- Karanasiou, A.; Moreno, T.; Amato, F.; Lumbrellas, J.; Narros, A.; Borge, R.; Tobías, A.; Boldo, E.; Linares, C.; Pey, J.; Reche, C.; Alastuey, A.; Querol, X. (2011). "Road dust contribution to PM levels - Evaluation of the effectiveness of street washing activities by means of Regression Analysis and Positive Matrix Factorization". *Atmospheric Environment* 45, 13, 2193-2201.
- Katsouyanni, K.; Touloumi, G.; Samoli, E.; Gryparis, A.; Le Tertre, A.; Monopoli, Y.; Rossi, G.; Zmirou, D.; Ballester, F.; Boumghar, A.; Anderson, H. R.; Wojtyniak, B.; Paldy, A.; Braunstein, R.; Pekkanen, J.; Schindler, C.; Schwartz, J. (2001). "Confounding and Effect Modification in the Short-Term Effects of Ambient Particles on Total Mortality: Results from 29 European Cities within the APHEA2 Project". *Epidemiology* 12, 521-531.
- Kennard, A.; Anderson, C.; Williams, K. J.; Mohamad, A.; Tholen, G. (2005). "Assessment and Control Measure Evaluation". Staff Report SB656.
- Klæboe, R.; Kolbenstvedt, M.; Clench-Aas, J.; Bartonova, A. (2000). "Oslo traffic study. Part 1: an integrated approach to assess the combined effects of noise and air pollution on annoyance". *Atmospheric Environment* 34, 4727-4736.
- Krupa, S. V. (2003). "Effects of atmospheric ammonia (NH<sub>3</sub>) on terrestrial vegetation: A review". *Environmental Pollution* 124, 179-221.
- Kuhns, H.; Etyemezian, V.; Green, M.; Hendrickson, K.; McGrown, M.; Barton, K.; Pitchford, M. (2003). "Vehicle based road dust emissions measurements-Part II: effect of precipitation; wintertime road sanding; and street sweepers on inferred PM<sub>10</sub> emission potentials from paved and unpaved roads". *Atmospheric Environment* 37, 4573-4582.
- Künzli, N.; Kaiser, J.; Medina, S.; Studnicka, M.; Chanel, O.; Filliger, P.; Herry, M.; Horak, F. Jr.; Puybonnieux-Texier, V.; Quénel P.; Schneider, J.; Seethaler, R.; Vergnaud, J. C.; Sommer, H. (2000). "Public Health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment". *The Lancet* 356, 795-801.
- Künzli, N.; Pérez, L. (2009). "Evidence based public health - the example of air pollution". *Swiss Medical Weekly* 139, 242-250.
- Lacasaña, M.; Esplugues, A.; Ballester, F. (2005). "Exposure to ambient air pollution and prenatal and early childhood health effects". *European Journal of Epidemiology* 20, 183-199.
- Le Tertre, A.; Medina, S.; Samoli, E.; Forsberg, B.; Michelozzi, P.; Boumghar, A.; Vonk, J. M.; Bellini, A.; Atkinson, R.; Ayres, J. G.; Sunyer, J.; Schwartz, J.; Katsouyanni, K. (2002). "Short-term effects of particulate air pollution on cardiovascular diseases in eight European cities". *Journal Epidemiology Community Health* 56, 773-779.

- Li, Y.; Wang, W.; Kan, H.; Xu, X.; Chen, B. (2009). "Air quality and outpatient visits for asthma in adults during the 2008 Summer Olympic Games in Beijing". *Science of the Total Environment* 408, 5, 1226-1227.
- Lin, C.; Chen, S.; Huang, K. (2005). "Characteristics of metals in nano/ ultrafine/ fine/ coarse particles collected beside a heavily trafficked road". *Environmental Science and Technology* 39, 21, 8113-8122.
- Luo, W.; Zhang, Y.; Li, H. (2003). "Children's blood lead levels after the phasing out of leaded gasoline in Shantou; China". *Archives of Environmental Health* 58, 184-187.
- Malm, W. C.; Schichtel, B. A.; Pitchford, M. L.; Ashbaugh, L. L.; Eldred, R. A. (2004). "Spatial and monthly trends in speciated fine particle concentration in the United States". *Journal of Geophysical Research* 109, D03306.
- MARM (2004). "Guía de Mejores Técnicas Disponibles en España de fabricación de cemento". <http://www.prtr-es.es/data/images/Guía%20MTD%20en%20España%20Sector%20Cemento-BA18C5917BE0DC9D.pdf>
- MARM (2004). "Guía de Mejores Técnicas Disponibles en España del sector refino de petróleo". <http://www.prtr-es.es/data/images/Guía%20MTD%20en%20España%20Sector%20Refino-CA3011F7BAF05D92.pdf>
- MARM (2009). "Niveles; composición y fuentes de PM10; PM2.5 y PM1 en España: Cantabria, Castilla y León, Madrid y Melilla". Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino.
- Mauzerall, D.; Sultan, B.; Kim, N.; Bradford, D. (2004). "Charging NOx Emitters for Health Damages: An Exploratory Analysis". NBER Working Papers 10824, National Bureau of Economic Research, Inc.
- McClain, C. R.; Cleave, M. L.; Feldman, G. C.; Gregg, W. W.; Hooker, S. B.; Kuring, N.; (1998). "Science quality SeaWiFS data for global biosphere research". *Sea Technology* 0-16.
- Mildford, J. B.; Davidson, C. I. (1987). "The sizes of particulate sulphate and nitrate in the Atmosphere. A review". *Journal of Air Pollution Control Association* 37, 2, 125-134.
- Millán, M.; Salvador, R.; Mantilla, E.; Kallos, G. (1997). "Photo-oxidant dynamics in the Mediterranean basin in summer: results from European research projects". *Journal of Geophysical Research* 102, 8811-8823.
- Mohr, C.; Huffman, J. A.; Cubison, M. J.; Aiken, A. C.; Docherty, K. S.; Kimmel, J. R.; Ulbrich, I. M.; Hannigan, M. P.; Jiménez, J. L. (2009). "Characterization of Primary Inorganic Aerosol Emissions from Meat Cooking; Trash Burning; and Motor Vehicles with High-Resolution Aerosol Mass Spectrometry and Comparison with Ambient and Chamber Observations". *Environmental Science & Technology* 43, 2443-2449.
- Monfort, E.; Sanfelix, V.; Celades, I.; Gomar, S.; Martín, F.; Aceña, B.; de Pascual, A. (2011). "Estimation of diffuse PM10 emissions from bulk solids handling areas in the ceramic industry". *Atmospheric Environment* 45, 7286-7292.

- Moreno, T.; Merolla, L.; Gibbons, W.; Jones, T.; Richards, R. (2004). "The study of source apportionment and oxidative potential of airborne particles in a high traffic and steelworks industrial environment: a case from Port Talbot, UK". *The Science of the Total Environment* 333, 59-73.
- Mott, J. A.; Wolfe, M. I.; Alverson, C. J.; Macdonald, S. C.; Bailey, C. R.; Ball, L. B.; Moorman, J. E.; Somers, J. H.; Mannino, D. M.; Redd, S. C. (2002). "National vehicle emissions policies and practices and declining US carbon monoxide-related mortality". *Journal of the American Medical Association* 288, 8, 988-995.
- Nagl, C.; Moosmann, L.; Schneider, J.; 2007. "Assessment of plans and programs reported under 1996/62/EC – final report". Service contract to the European Commission; DG Environment Contract No. 070402/2005/421167/MAR/C1. REPORT REP-0079. Vienna; Umweltbundesamt GMBH.  
<http://ec.europa.eu/environment/air/ambient.htm>; ISBN 3-85457-876-8; 139 pp.
- Nawrot, T.; Plusquin, M.; Hogervorst, J.; Roels, H.; Celis, H.; Thijs, L.; Vangronsveld, J.; Van Hecke, E.; Staessen, J. (2006). "Environmental exposure to cadmium and risk of cancer: a prospective population-based study". *The Lancet* 7, 119-126.
- Norman, M.; Johansson, C. (2006). "Studies of some measures to reduce road dust emissions from paved roads in Scandinavia". *Atmospheric Environment* 40, 6154-6164.
- OSE (2008). "Sostenibilidad en España 2008. Observatorio de la Sostenibilidad de España". Universidad de Alcalá; p. 270.  
[http://www.sostenibilidad-es.org/sites/default/files/\\_Informes/anauales/2008/sostenibilidad\\_2008-esp.pdf](http://www.sostenibilidad-es.org/sites/default/files/_Informes/anauales/2008/sostenibilidad_2008-esp.pdf)
- Paatero, P.; Tapper, U. (1994). "Positive matrix factorization: a non-negative factor model with optimal utilization of error estimates of data values". *Environmetrics* 5, 111-126.
- Pacyna, J. M. (1986). "In Toxic Metals in the atmosphere". Eds: Nriagu J. O.; Davidson C. I. Wiley, New York.
- Pacyna, J. M. (1998). "Source inventories for atmospheric trace metals. Atmospheric particles". Eds: Harrison, R.M.; Van Grieken, R. E. IUPAC series on Analytical and Physical Chemistry of Environmental Systems 5, 387-423.
- Perera, F. P.; Illman, S. M.; Kinney, P. L.; Whyatt, R. M.; Kelvin, E. A.; Shepard, P.; Evans, D.; Fullilove, M.; Ford, J.; Miller, R. L.; Meyer, I. H.; Rauh, V. A. (2002). "The challenge of preventing environmentally related disease in young children: community-based research in New York City". *Environmental Health Perspectives* 110, 2, 197-204.
- Pérez, C.; Nickovic, S.; Pejanovic, G.; Baldasano, J. M.; Özsoy, E. (2006). "Interactive dust-radiation modeling: a step to improve weather forecasts". *Journal of Geophysical Research*, 111, D16206, doi:10.1029/2005JD006717.

- Pérez, L.; Sunyer, J.; Künzli, N. (2009). "Estimating the health and economic benefits associated with reducing air pollution in the Barcelona metropolitan area (Spain)". *Gaceta Sanitaria* 23, 4, 287-294.
- Pérez, N.; Pey, J.; Castillo, S.; Viana, M.; Alastuey, A.; Querol, X. (2008). "Interpretation of the variability of levels of regional background aerosols in the Western Mediterranean". *Science of the Total Environment* 407, 527-540.
- Pope, C. A. III (1996). "Particulate pollution and health: a review of the Utah Valley experience". *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 6, 23-34.
- Pope, C. A. III; Thun, M. J.; Namboodiri, M. M.; Dockery, D. W.; Evans, J. S.; Speizer, F. E.; Heath, C. W. Jr. (1995). "Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults". *American Journal Respiratory Critical Care Medicine* 151, 669-74.
- Pope, C. A. III; Burnett, R. T.; Thun, M. J.; Calle, E. E.; Krewski, D.; Ito, K.; Thurston, G. D. (2002). "Lung cancer; cardiopulmonary mortality; and long-term exposure to fine particulate air pollution". *Journal of the American Medical Association* 287, 132-1141.
- Pope, C. A. III; Dockery, D. W. (2006). "Health effects of fine particulate air pollution: Lines that connect". *Journal of the American Medical Association* 56, 709-342.
- Pope, C. A. III; Ezzati, M.; Dockery, D. W. (2009). "Fine-particulate air pollution and life expectancy in the United States". *New England Journal Medicine* 360, 376-386.
- Querol, X.; Alastuey, A.; Puigercus, J. A.; Mantilla, E.; Miró, J. V.; López-Soler, A.; Plana, F.; Artiñano, B. (1998). "Seasonal Evolution of Suspended Particles Around a Large Coal-Fired Power Station: Particle Levels and Sources". *Atmospheric Environment* 32, 1963-1978.
- Querol, X.; Alastuey, A.; Rosa, J.; Sánchez de la Campa, A.; Plana, F.; Ruiz, C. (2002). "Source apportionment analysis of atmospheric particulates in an industrialised urban site in southwestern Spain". *Atmospheric Environment* 36, 3113-3125.
- Querol, X.; Alastuey, A.; Rodríguez, S.; Viana, M. M.; Artiñano, B.; Salvador, P.; Mantilla, E.; Santos, S. G. D.; Patier, R. F.; Rosa, J. D. L.; Sánchez de la Campa, A.; Menéndez, M. (2004a). "Levels of particulate matter in rural; urban and industrial sites in Spain". *The Science of Total Environment* 334-335, 359-376.
- Querol, X.; Alastuey, A.; Ruiz, C. R.; Artiñano, B.; Hansson, H. C.; Harrison, R. M.; Buringh, E.; Brink, H. M. T.; Lutz, M.; Bruckmann, P.; Straehl, P.; Schneider, J. (2004b). "Speciation and origin of PM10 and PM2.5 in selected European cities". *Atmospheric Environment* 38, 6547-6555.
- Querol, X.; Viana, M.; Alastuey, A.; Amato, F.; Moreno, T.; Castillo, S.; Pey, J.; Rosa J. D. L.; Sánchez de la Campa, A.; Artiñano, B.; Salvador, P.; Santos, S. G. D.;

- Fernández-Patier, R.; Moreno-Grau, S.; Negral, L.; Minguillón, M. C.; Monfort, E.; Gil, J. I.; Inza, A.; Ortega, L. A.; Santamaría, J. M.; Zabalza, J. (2007). "Source origin of trace elements in PM from regional background; urban and industrial sites of Spain". *Atmospheric Environment* 41, 7219-7231.
- Querol, X.; Alastuey, A.; Moreno, T.; Viana, M.; Castillo, S.; Pey, J.; Rodríguez, S.; Artiñano, B.; Salvador, P.; Sánchez, M.; García Dos Santos, S.; Herce Garraleta, M. D.; Fernández-Patier, R.; Moreno-Grau, S.; Minguillón, M. C.; Monfort, E.; Sanz, M. J.; Palomo-Marín, R.; Pinilla-Gil, E.; Cuevas, E. (2008). "Spatial and temporal variations in airborne particulate matter (PM10 and PM2.5) across Spain 1999-2005". *Atmospheric Environment* 42, 3964-3979.
- Raaschou-Nielsen, O.; Reynolds, P. (2006). "Air pollution and childhood cancer: a review of the epidemiological literature". *International Journal Cancer* 118, 2920-2929.
- Ramírez Goterris, S. (2002). *Estudio de viabilidad de un proyecto de gestión integral de residuos de poda de leñosas*. Tesis de Licenciatura. Universitat Jaume I. Castelló.
- Ravindra, K.; Bencs, L.; Van Grieten, R. (2004). "Platinum group elements in the environment and their health risk". *Science of the Total Environment* 318, 1-43.
- Robinson, A. L.; Donahue, N. M.; Shrivastava, M. K.; Weitkamp, E. A.; Sage, A. M.; Grieshop, A. P.; Lane, T. E.; Pierce, J. R.; Pandis, S. N. (2007). "Rethinking Organic Aerosols: Semivolatile Emissions and Photochemical Aging". *Science* 315, 5816.1259-1262.
- Rodríguez, S.; Querol, X.; Alastuey, A.; Kallos, G.; Kakaliagou, O. (2001). "Saharan dust contributions to PM10 and TSP levels in Southern and Eastern Spain". *Atmospheric Environment* 35, 2433-2447.
- Rodríguez, S.; Querol, X.; Alastuey, A.; Viana, M.; Alarcón, M. (2004). "Comparative PM10-PM2.5 source contribution study at rural; urban and industrial sites during PM episodes in Eastern Spain". *The Science of the Total Environment* 328, 95-113.
- Salma, I.; Chi, X.; Maenhaut, W. (2004). "Elemental and organic carbon in urban canyon and background environments in Budapest, Hungary". *Atmospheric Environment* 38, 27-36.
- Samet, J. M.; Zeger, S. L.; Dominici, F.; Curriero, F.; Coursac, I.; Dockery, D. W.; Schwartz, J.; Zanobetti, A. (2000). "The National Morbidity, Mortality and Air Pollution Study. Part II: Morbidity and mortality from air pollution in the United States". Health Effects Institute, Boston.
- Samoli, E.; Peng, R.; Ramsay, T.; Pipikou, M.; Touloumi, G.; Dominici, F.; Burnett, R.; Cohen, A.; Krewski, D.; Samet, J.; Katsouyanni, K. (2008). "Acute effects of ambient particulate matter on mortality in Europe and North America: results from the APHENA study". *Environmental Health Perspectives* 116, 1480-1486.

- Schaeffer, A. (2004). "Clean Diésel Technology: Progress and Potential". *Environmental Monitoring*, 19-28.
- Schaumann, F.; Born, P.; Herbrich, A.; Knoch, J.; Pitz, M.; Schins, R.; Luettig, B.; Hohlfeld, J.; Heinrich, J.; Krug, N. (2004). "Metal-rich ambient particles (particulate matter 2.5). cause airway inflammation in healthy subjects". *American Journal of Respiratory and Critical care Medicine* 170, 898-903.
- Schwartz, J. (2004). "Air pollution and children's health". *Pediatrics*, 113, 4 Suppl, 1037-1043.
- Sharrat, B. (2008). *Fugitive dust from agricultural land affecting air quality within the Columbia Plateau, USA*. En: "Air Pollution XVI"; Eds. Brebbia, C. A.; Wessex Institute of Technology, UK and Longhurst, J. W. S.; University of the West of England, Bristol, UK. ISBN: 978-1-84564-127-6. 672 pp. Book Series: WIT Transactions on Ecology and the Environment, 116.
- Sram, R. J.; Binkova, B.; Dejmek, J.; Bobak, M. (2005). "Ambient air pollution and pregnancy outcomes: a review of the literature". *Environmental Health Perspectives* 113, 375-382.
- Stäubli, A.; Kropf, R. (2004). "Air pollution control at construction sites – construction guideline air. Environment in practice". Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape BUWAL, Bern. 26 pp.
- Stieb, D. M.; Judek, S.; Burnett, R. T. (2002). "Meta-analysis of time-series studies of air pollution and mortality: effects of gases and particles and the influence of cause of death, age and season". *Journal Air Waste Management Association* 52, 470-484.
- Sutton, M. A.; Erisman, J. W.; Dentener, F.; Möller, D. (2008). "Ammonia in the environment: From ancient times to the present". *Environmental Pollution* 156, 583-604.
- Tenías, J. M.; Ballester, F. (2009). "Impacto de la contaminación atmosférica en la salud de los ciudadanos. Resumen de los estudios realizados en la ciudad de Valencia". *Ecosostenible* 51, 17-26.
- Thurston, G. D.; Spengler, J. D. (1985). "A quantitative assessment of source contribution to inhalable particulate (matter pollution in Metropolitan Boston". *Atmospheric Environment* 19, 9-25.
- Toyota (2003). "Innovación y motores D-CATS". <http://www.toyota.es/innovation/technology/engines/dcat.aspx>
- UBA (2003). "Future diésel: Exhaust gas legislation for passenger cars, light-duty commercial vehicles and heavy duty vehicles. Upgrading limit values for diésel vehicles". Elaborado por Umwelt Bundesamt für Mensch und Umwelt. Federal Agency; julio de 2003. Editado por Stefan Rodt UBA section I.3.2.
- UNECE (2003). "Technical measures to reduce particulate matter emissions of the transport sector and non-technical measures to reduce transport-related particle emissions". United Nations Economic and Social Council.

- UNECE (2007). "Guidance document on control techniques for preventing and abating emissions of ammonia". United Nations Economic and Social Council, Executive body for the Convention on Long-Range Transboundary Pollution. Report No. ECE/EB.AIR/WG.5/2007/13>.
- USDA (2007). "Fugitive Dust: A Guide to the Control of Windblown Dust on Agricultural Lands in Nevada". U.S. Department of Agriculture (USDA); January 2007. 30 pp.
- US-EPA (1995). "AP 42"; Fifth Edition; Volume I Chapter 13: Miscellaneous Sources PM.
- US-EPA (1998). "NOx. How Nitrogen Oxides Affect the Way We Live and Breathe". <http://www.epa.gov/oar/noxflr.pdf>
- US-EPA (2010). <http://www.epa.gov/cleandiesel/agriculture/>
- Valent, F.; Little, D.; Bertollini, R.; Nemer, L. E.; Barbone, F.; Tamburlini, G. (2004). "Burden of disease attributable to selected environmental factors and injury among children and adolescents in Europe". *The Lancet* 363, 2032-2039.
- Viana, M.; Querol, X.; Alastuey, A.; Cuevas, E.; Rodríguez, S. (2002). "Influence of African dust on the levels of atmospheric particulates in the Canary Islands air quality network". *Atmospheric Environment* 36, 5861-5875.
- Viana, M.; Chi, X.; Maenhaut, W.; Querol, X.; Alastuey, A.; Mikuška, P.; Vecera, Z. (2006). "Organic and elemental carbon concentrations during summer and winter sampling campaigns in Barcelona; Spain". *Atmospheric Environment* 40, 2180-2193.
- Viana, M.; López, J. M.; Querol, X.; Alastuey, A.; García-Gacio, D.; Blanco-Heras, G.; López-Mahía, P.; Piñeiro-Iglesias, P.; Sanz, M. J.; Sanz, F.; Chi, X.; Maenhaut, W. (2008). "Tracers and impact of open burning of rice straw residues on PM in Eastern Spain". *Atmospheric Environment* 42, 1941-1957.
- Vineis, P.; Hoek, G.; Krzyzanowski, M.; Vigna-Taglianti, F.; Veglia, F.; Airoidi, L.; Overvad, K.; Raaschou-Nielsen, O.; Clavel-Chapelon, F.; Linseisen, J.; Boeing, H.; Trichopoulou, A.; Palli, D.; Krogh, V.; Tumino, R.; Panico, S.; Bueno De Mesquita H. B.; Peeters, P. H.; Lund, E. E.; Agudo, A.; Martínez, C.; Dorronsoro, M.; Barricarte, A.; Cirera, L.; Quiros, J. R.; Berglund, G.; Manjer, J.; Forsberg, B.; Day, N. E.; Key, T. J.; Kaaks, R.; Saracci, R.; Riboli, E. (2007). "Lung cancers attributable to environmental tobacco smoke and air pollution in non-smokers in different European countries: a prospective study". *Environment Health* 15, 6-7.
- Visser, H.; Buringh, E.; van Breugel, P. B. (2001). "Composition and origin of air-borne particulate matter in The Netherlands". National Institute for Public Health and the Environment; RIVM. The Netherlands; Report 650010029. 104 pp.
- Volkamer, R.; Martini, F. S.; Salcedo, D.; Molina, L. T.; Jiménez, J. L.; Molina, M. J. (2007). "A Missing Sink for Gas-Phase Glyoxal in Mexico City: Formation of Secondary Organic Aerosol". *Geophysical Research Letters* 34, L19807.

- Von Storch, H.; Costa-Cabral, M.; Hagner, C.; Feser, F.; Pacyna, J.; Pacyna, E.; Kolb, S. (2003). "Four decades of gasoline lead emissions and control policies in Europe: a retrospective assessment". *Science of the Total Environment* 311, 151-176.
- Von Storch, H.; Hagner, C. (2004). "Controlling lead concentrations in human blood by regulating the use of lead in gasoline". *Ambio* 33, 126-132.
- Wang, X.; Westerdahl, D.; Chen, L.; Wu, Y.; Hao, J.; Pan, X.; Guo, X.; Zhang, K. M. (2009). "Evaluating the air quality impacts of the 2008 Beijing Olympic Games: On-road emission factors and black carbon profiles". *Atmospheric Environment* 43, 30, 4535-4543.
- Ware, J. H.; Thibodeau, L. A.; Speizer, F. E.; Colome, S.; Ferris, B. G. (1981). "Assessment of the health effects of atmospheric sulphur oxides and particulate matter: evidence from observational studies". *Environmental Health Perspectives* 41, 255-276.
- WHO (1999). "Air Quality Guidelines for Europe". 2nd Edition. WHO Regional Office for Europe. Copenhagen.
- WHO (2005). "Air quality guidelines for particulate matter; ozone; nitrogen dioxide and sulfur dioxide". Global update 2005. Summary of risk assessment. <http://www.who.int/phe/air/aqg2006execsum.pdf>.
- WHO-European Region (2005). "Effects of air pollution on children's health and development - A review of the evidence". WHO Regional Office for Europe. Copenhagen.
- WHO-European Region (2010). "Air quality and health". Fact sheet N° 313. Updated September 2011. <http://www.euro.who.int/air>.
- Wichmann, H. E.; Spix, C.; Tuch, T.; Wölke, G.; Peters, A.; Heinrich, J.; Kreyling, W. G.; Heyder, J. (2000). "Daily Mortality and Fine and Ultrafine Particles in Erfurt"; Germany. In: "Part I: Role of Particle Number and Particle Mass, vol. 98". Health Effects Institute.
- Winiwarter, W.; Kuhlbusch, T. A. J.; Viana, M.; Hitzenberger, R. (2009). "Quality considerations of European PM emission inventories". *Atmospheric Environment* 43, 3819-3828.







Se ofrece en estas páginas una visión de la problemática de la calidad del aire urbano en España y de las posibles estrategias de mejora. Se realiza un diagnóstico de la calidad del aire, se identifican los parámetros críticos y se recomiendan posibles medidas a aplicar en lo referente al tráfico rodado urbano y a los sectores de la construcción, agricultura e industria. Las ciudades españolas presentan características de flotas de vehículos, geografía urbana, y condiciones orográficas y climáticas específicas, que requieren algunas estrategias definidas y diferenciadas de las aplicadas en el resto de Europa para la mejora de la calidad del aire en lo relativo a partículas en suspensión y óxidos de nitrógeno. Este libro está dirigido a un colectivo diverso de lectores, incluyendo no solo a profesionales de este ámbito tanto de la Administración como de las empresas del sector, sino a responsables de la formación universitaria e investigadores, a estudiantes de tercer ciclo y al público en general. Aquí se proporcionan los elementos necesarios para entender mejor las causas de la contaminación del aire urbano y las opciones de actuación para su mejora.

## Bases científico-técnicas para un Plan Nacional de Mejora de la Calidad del Aire



 **CSIC**

ISBN: 978-84-00-09475-1



9 788400 094751