

El Medio ambiente en Europa:
segunda evaluación

Capítulo 5. Ozono troposférico

European Environment Agency



5. Ozono troposférico

Resultados principales

Las concentraciones de ozono en la troposfera sobre Europa (desde el suelo hasta 10-15 km) suelen ser hoy entre tres y cuatro veces superiores a las de la época preindustrial, sobre todo como resultado del gran aumento de las emisiones de óxidos de nitrógeno procedentes de la industria y los vehículos, desde la década de 1950. La variación meteorológica de un año a otro impide determinar tendencias en cuanto a la frecuencia de episodios de concentraciones elevadas de ozono.

Las concentraciones umbral, establecidas para la protección de la salud humana, la vegetación y los ecosistemas, se superan con frecuencia en la mayoría de los países europeos. Unos 700 ingresos en hospitales de la UE en el período de marzo a octubre de 1995 (75% de ellas en Francia, Italia y Alemania) pueden atribuirse a concentraciones de ozono superiores al umbral de protección de la salud. Aproximadamente 330 millones de personas en la UE podrían estar expuestas, por lo menos una vez al año, a un episodio en que la concentración de ozono sea superior al valor umbral.

Durante 1995 el umbral de protección de la vegetación se superó en la mayor parte de la Unión Europea durante 1995. En varios países se detectaron niveles superiores al umbral que duraron más de 150 días en determinadas zonas. Ese mismo año, casi toda la superficie forestal y agraria de la UE estuvo expuesta a tales niveles.

Las emisiones de los precursores de ozono más importantes, óxidos de nitrógeno y compuestos orgánicos volátiles distintos al metano (COVNM), aumentaron hasta finales del decenio de 1980 y luego descendieron un 14 por ciento entre 1990 y 1994. El sector del transporte es la principal fuente de óxidos de nitrógeno y también el que más COVNM emite en Europa occidental; mientras que en los PECO y los NEI las emisiones de COVNM proceden principalmente de la industria.

Si se cumplieran los objetivos para las emisiones de óxidos de nitrógeno, establecidos en el Convenio de contaminación transfronteriza a larga distancia y en el Quinto Programa de Acción Medioambiental de la Comisión Europea, las concentraciones máximas de ozono se reducirían solamente un 5-10 por ciento. El logro del objetivo a largo plazo para que no se excedan los niveles umbral dependerá esencialmente de que se reduzcan las concentraciones globales de ozono troposférico, y esto exigirá medidas de control de las emisiones de los precursores contaminantes (óxidos de nitrógeno y COVNM) en todo el hemisferio norte. El primer paso será establecer nuevos límites máximos nacionales para las emisiones, de conformidad con el nuevo protocolo sobre múltiples contaminantes multiefecto.

5.1. Introducción

La niebla fotoquímica, normalmente conocida como "smog fotoquímico", lleva varias décadas originando problemas respiratorios en la población europea y puede producir también daños graves en las plantas. Gran parte de Europa conoce cada año episodios de niebla fotoquímica estival.

Esta niebla se forma mediante un proceso fotoquímico a partir de numerosos gases presentes en la troposfera, capa de la atmósfera que se extiende desde el suelo hasta una altura de 7-15 km. Los principales precursores son los óxidos de nitrógeno (NO_x, esto es, NO y NO₂), los compuestos orgánicos volátiles (COV), el metano (CH₄) y el monóxido de carbono (CO). Son muchas las actividades humanas que producen estos contaminantes, incluidos la quema de combustibles fósiles, sobre todo para el transporte, y el uso de productos que contienen disolventes orgánicos.

En Europa, las emisiones antropogénicas de los precursores principales, NO_x y COV, han ido disminuyendo desde que se realizara la evaluación *Dobris*, pero no lo suficiente para alcanzar los

objetivos aceptados a escala internacional respecto a la reducción de emisiones. La luz solar, al actuar sobre estos precursores, provoca la formación de una serie de compuestos conocidos como oxidantes fotoquímicos.

El oxidante fotoquímico más importante por su abundancia y toxicidad es el ozono (O₃). Los niveles umbral de ozono, establecidos para la protección de

la salud humana, la vegetación y los ecosistemas, suelen superarse en casi todos los países europeos. No parece que los oxidantes fotoquímicos distintos al ozono entrañen riesgos importantes para la salud o la vegetación a los niveles observados actualmente en el medio ambiente. Sin embargo, se sabe que, a concentraciones más elevadas, el peroxiacetilnitrato (PAN) produce irritación del aparato respiratorio y daños en la flora similares a los del ozono (OMS, 1996a, 1996b).

A las concentraciones de ozono habituales, que han aumentado casi al doble desde la década de 1950 (Staelin y cols., 1994), se suman otras esporádicas. El aumento del nivel habitual de ozono se debe principalmente al aumento de las concentraciones de NOx a nivel mundial y, por tanto, el ozono sobre Europa se ve afectado también por las emisiones de otros continentes. El ozono de la troposfera es también un factor relevante respecto al cambio climático. Se calcula que el ozono troposférico añade un 16 por ciento al efecto total de calentamiento provocado por los principales gases antropogénicos con efecto invernadero emitidos hasta hoy (véase el apartado 2.3).

Los procesos de formación y los efectos de los oxidantes fotoquímicos son complejos e interactúan con otros problemas medioambientales (véanse los recuadros 5.1 y 5.2). Así, los efectos del ozono sobre la salud humana se agravan con la mezcla de contaminantes presentes en el aire. Dado que los oxidantes fotoquímicos son transportados a largas distancias y atraviesan las fronteras, es necesario un esfuerzo internacional para establecer políticas de reducción coherentes (Grennfelt y cols., 1994). El nuevo protocolo sobre múltiples contaminantes multiefecto, adoptado conforme al Convenio de la CEPE sobre contaminación atmosférica fronteriza a larga distancia, es un ejemplo en este sentido.

Recuadro 5.1: Formación del ozono

El ozono se forma en la troposfera y en la capa limítrofe contaminada, que se extiende desde el suelo hasta una altura comprendida entre los 100 y 3.000 metros. El contaminante se forma por oxidación de COV y CO en presencia de NOx y luz solar. En la capa limítrofe contaminada, los COV más reactivos actúan como principal "combustible" en este proceso, mientras que en áreas remotas el proceso predominante es la oxidación de CH₄ y CO. La formación de ozono suele verse limitada por la disponibilidad del catalizador NO.

Los procesos que dan como resultado estas pautas diversas de concentración del ozono son muy complejos. Las medidas para reducir su incidencia y gravedad pueden tener un efecto opuesto al esperado si no se conoce bien la fotoquímica del proceso. En entornos urbanos contaminados, por ejemplo, el NO recién emitido puede combinarse inmediatamente con el ozono y reducir su concentración. Debido a ésta y otras reacciones químicas, una *reducción* de las emisiones de NOx puede dar lugar a un *aumento* de las concentraciones de ozono en las ciudades (véase el recuadro 5.2). En estas circunstancias, las concentraciones de ozono se rigen por los COV y son éstos los que se deben controlar para reducir las concentraciones de ozono. En áreas menos contaminadas, las emisiones de NOx deben controlarse más que las de COV. La situación puede llegar a ser aún más complicada si el "caldo" fotoquímico cambia y pasa de estar limitado por COV a estarlo por NOx cuando, debido a los procesos atmosféricos, la masa de aire se aleja de la zona urbana.

Está claro que el mero control de los COV o los NOx puede ser ineficaz a escala regional y transfronteriza; es necesario el control de ambos en todos los casos para reducir el problema. Existen más razones para la reducción de los NOx, dados los grandes efectos del NO₂ y PAN sobre la salud (OMS, 1996a) y la importancia de los NOx en los problemas de la acidificación (capítulo 4) y la eutrofización (capítulos 9 y 10).

La acción de la luz solar sobre los COV y los NOx provoca la formación de otros muchos oxidantes fotoquímicos aparte del ozono, entre los que se incluyen el peroxiacetilnitrato (PAN), el ácido nítrico, los aldehídos secundarios, el ácido fórmico y diversos radicales. La información sobre las concentraciones y los efectos de estas sustancias es relativamente limitada. Dado que no se producen

efectos significativos a las concentraciones actuales de estos oxidantes fotoquímicos, no se han establecido directrices internacionales para ninguno de ellos (OMS, 1996a).

Recuadro 5.2: El efecto “fin de semana”

La consecuencia *contraproducente* de la reducción de las emisiones de NOx para el control del ozono en las ciudades queda de manifiesto por el "efecto fin de semana". Dumont (1996) indica que los niveles de ozono en áreas urbanas belgas eran significativamente mayores los fines de semana que otros días. Durante el verano, el nivel promedio de la nube de contaminación por la tarde era un 20 por ciento mayor los sábados y domingos que el resto de la semana. Este efecto es el resultado del bajo nivel de emisiones de NOx durante el fin de semana en las ciudades belgas (un 30% menor que en días laborables). El análisis de los datos sobre Suiza indica un cuadro distinto, observándose los fines de semana niveles menores y mayores que los demás días, dependiendo de las condiciones meteorológicas (Brönniman y Neu, 1997).

El aumento de las concentraciones que se observa los fines de semana es solamente el resultado de las reducciones iniciales y relativamente pequeñas de NOx en ausencia de reducciones suficientes de COV. Con el fin de obtener niveles de ozono aceptables y contrarrestar la primera consecuencia contraproducente sería preciso reducir en mayor proporción las emisiones tanto de los NOx como de los COV.

5.2. La salud y los efectos medioambientales

Las principales consecuencias de la exposición al ozono son las dificultades respiratorias en personas especialmente sensibles y los daños en la vegetación y los ecosistemas (OMS, 1996a; CEPE, 1996). Entre los efectos en seres humanos figuran una reducción de la función pulmonar y una mayor incidencia de síntomas respiratorios y reacciones inflamatorias en el pulmón. La frecuencia de visitas a las salas de urgencia de los hospitales y los ingresos por asma y otros problemas respiratorios aumentan los días en que se registran concentraciones elevadas de ozono (OMS, 1987; OMS, 1995). Con todo, las urgencias médicas no son más que la punta de un iceberg. Los días de mucha contaminación es considerable la pérdida de productividad por enfermedades respiratorias y cardiovasculares, que ocasionan bajas laborales y un menor rendimiento.

Los daños en la vegetación aparecen como lesiones foliares y reducciones de la cosecha y de la producción de semilla. Varios estudios han demostrado que las plantas sufren alteraciones cuando la exposición a ozono supera determinado nivel (Fuhrer y Achermann, 1994) que varía dependiendo de las especies. Al parecer, estos efectos se producen a niveles inferiores a los que se registran actualmente en el aire ambiente.

La reducción del crecimiento y de la cosecha como consecuencia del ozono se asocian sobre todo con la exposición a largo plazo, aunque la sensibilidad de las plantas a los daños depende de diversos factores climáticos. Los efectos en plantas y cosechas no siempre se reconocen, ya que pueden atribuirse, por ejemplo, a las heladas. Los efectos sobre la vegetación pueden quedar enmascarados e incluso reducirse por las sequías. Entre las cosechas que han desarrollado lesiones por ozono al cultivarlas con fines comerciales en Europa se cuentan el calabacín, el melón, el tomate, la uva, el trigo, la patata, el clavo, las judías y las alcachofas.

5.2.1. Impactos de la exposición al ozono sobre la salud humana

Los efectos que tiene el ozono sobre la salud humana a las concentraciones que se observan en Europa son bastante inespecíficos y, en muchos casos, pueden tener causas distintas a la contaminación atmosférica. Por tanto, no se puede determinar de forma directa la magnitud del impacto de la contaminación, si bien la proporción de casos atribuibles a ella puede calcularse mediante los datos relativos a la exposición de la población y los datos de estudios epidemiológicos sobre la relación entre exposición y efectos.

En ocasiones, los síntomas de exposición al ozono pueden necesitar medicación o incluso hospitalización. En numerosos estudios se ha observado relación entre las oscilaciones en el número de ingresos hospitalarios y las concentraciones de ozono. En el estudio APHEA (Efectos a corto plazo de la contaminación atmosférica sobre la salud - Enfoque europeo) relativo a cinco grandes ciudades de la UE (Anderson y cols., 1997), se analizaron los datos sobre las admisiones en urgencias por bronquitis, enfisema y obstrucción crónica de las vías respiratorias. Los resultados de este estudio, junto con el cálculo de la distribución de las exposiciones al ozono en la UE, sugieren que, de todos los casos en que se acudió a urgencias por enfermedades respiratorias, un 0,3 por ciento puede atribuirse a la exposición a concentraciones de ozono que superan el umbral de protección de la salud establecido por la CE ($110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (= 55 ppb) como promedio de 8 horas). Más del 80 por ciento de estos casos puede atribuirse a concentraciones de ozono del orden de $110\text{-}170 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (= 55-85 ppb). En Bélgica, Francia y Grecia, la proporción de ingresos atribuidos a una exposición a niveles de ozono elevados fue superior al 0,5 por ciento (figura 5.1).

Para calcular la cifra absoluta de otros ingresos hospitalarios atribuibles a la exposición al ozono es necesario conocer la frecuencia media de hospitalización en la población y elaborar hipótesis sobre las soluciones médicas para tratar los síntomas

Figura 5.1 Proporción de ingresos hospitalarios de los Estados miembros de la UE atribuibles a la exposición a concentraciones elevadas de ozono. Marzo-octubre, 1995

proporción atribuible

UE15

Bélgica

Grecia

Francia

Italia

Alemania

Países Bajos

Austria

Luxemburgo

Dinamarca

Reino Unido

Irlanda

España

Finlandia

Suecia

Portugal

de a
promedio

basado en límites de confianza del 95% para cálculos de RR

Nota: Cálculo de las concentraciones de ozono superiores a 110 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, promedio de 8 horas

Fuente: AEMA-ETC/QA

Ozono troposférico 97

respiratorios agudos. Éstos pueden variar entre poblaciones y, lógicamente, también entre países. El número de ingresos en Londres es la mitad del observado en cinco ciudades del estudio APHEA. Basándose en estas observaciones de Londres (20 admisiones de urgencia al día por enfermedad respiratoria en una población de 7,3 millones), se calcula que algo más de 80 ingresos hospitalarios en la UE, en el período de marzo a octubre de 1995, podrían atribuirse a la exposición a concentraciones de ozono que exceden de $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (= 55 ppb, promedio de 8 horas) en áreas donde se controlan las concentraciones de ozono (es decir, la población que vive a menos de 10 km de los lugares de control). Si la situación respecto a la exposición alrededor de los puntos de control representa la distribución global de las concentraciones de ozono en cada país, un total de casi 700 ingresos en la UE en el período de marzo a octubre de 1995 podría atribuirse a concentraciones de ozono que exceden de $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (= 55 ppmm) como promedio de 8 horas. Del número total, más de 500 casos se habrían producido en tres países: Francia, Italia y Alemania (figura 5.1). Esto se debe, en parte, al tamaño de las poblaciones de estos países.

Las cifras de los párrafos anteriores se refieren únicamente a los efectos de la exposición a concentraciones de ozono superiores a $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (= 55 ppb, promedio de 8 horas). No obstante, algunos estudios epidemiológicos parecen indicar que las hospitalizaciones aumentan también cuando las concentraciones son menores (Ponce de Leon, 1996). Un cálculo prudente, suponiendo que las concentraciones de ozono se sitúan como promedio en el intervalo de $60\text{-}110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (= 30-55 ppmm, promedio de 8 horas) para el 20-40 por ciento de personas-día, sugiere que la proporción de ingresos hospitalarios atribuibles a concentraciones de ozono por encima de $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (= 30 ppmm, promedio de 8 horas) podría alcanzar un 1,5 por ciento de todas los ingresos por afección respiratoria. Así, serían 400 los ingresos correspondientes a las áreas bajo control, extrapolándose a más de 3.000 ingresos en la totalidad de la UE en el período de marzo a octubre de 1995.

Estos cálculos están sujetos a varias incertidumbres respecto a lo siguiente:

- Pautas de exposición dentro de un círculo de 10 km (seleccionado arbitrariamente) alrededor de las estaciones de control.
- Dificultad de saber si el control urbano representa una medida adecuada del aire que respira la población. Es probable que el verdadero nivel de exposición de la población se haya calculado a la baja debido a la distribución de la red de observación, en concreto en el sur de Europa. Esto a su vez puede dar lugar a una subestimación de los efectos.
- Validez de la extrapolación al conjunto de la población nacional a partir de las distribuciones de la exposición de poblaciones que viven cerca de los puntos de control. Por tanto, la interpretación de los datos de cada país debe hacerse con precaución, sobre todo en los países en los que la población correspondiente al punto de control de la calidad del aire es una pequeña proporción del total.

Las verdaderas cifras de los ingresos hospitalarios por efectos de concentraciones elevadas de ozono podrían llegar incluso al doble de las antes mencionadas. Con todo, como ya se ha dicho, los ingresos son únicamente el signo más grave de la incidencia de enfermedades respiratorias. En realidad, el número de personas que las padecen es mucho mayor.

En un estudio reciente del Programa ERPURS francés (Evaluación de los riesgos de la contaminación urbana sobre la salud pública) se describe un ejemplo de pérdida de productividad atribuida a una contaminación excesiva, empleando personal y datos médicos recogidos del servicio nacional de energía. Durante los meses de verano, los días de contaminación elevada corresponden a un aumento del 22-27 por ciento de días laborables perdidos por enfermedad respiratoria y un aumento del 19-78 por ciento de días de baja por enfermedad cardiovascular (Medina y cols., 1997).

No se dispone de estudios comparativos para Europa oriental. Sin embargo, el mapa 5.1 sugiere que muchos países de esta región afrontan una situación parecida.

5.3. Tendencias de las concentraciones de ozono frente a los objetivos de calidad del aire

En condiciones climáticas de altas presiones, como las que se dan cada verano en muchos lugares de Europa, con cielos despejados, mayores niveles de radiación UV y temperaturas elevadas, suelen registrarse concentraciones de ozono superiores a $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (= 100 ppb) (Cox y cols., 1975; Guicherit y Van Dop, 1977). Muchos de estos episodios duran varios días y afectan a muchos países al mismo tiempo. Las concentraciones de ozono en núcleos urbanos tienden a ser más variables respecto a su duración y extensión. Así, en el centro de las ciudades, son más bajas que en las afueras y en las zonas rurales, debido principalmente a la captación de ozono por el NO procedente del tráfico. Durante estos episodios, los niveles de ozono pueden ser marcadamente

elevados en las afueras de la ciudad y en los lugares hacia los que sopla el viento alrededor de las fuentes urbanas de precursores (véanse los recuadros 5.1 y 5.2). Esta elevación suele ser mayor en Europa meridional debido a los largos períodos de calor y a la mayor cantidad de luz solar. Sin embargo, en el sur de Europa los niveles máximos de ozono se dan tanto *en* los centros urbanos como en otras zonas.

La topografía y el clima predominantes pueden inducir circulaciones locales complejas —como sucede con la brisa marina—, que impulsen a los contaminantes hacia las zonas urbanas durante muchos días seguidos. Se han hecho estudios de casos de estos fenómenos en Atenas (véase también el capítulo 12, figura 12.3), Lisboa y Valencia (Moussiopoulos, 1994; Millán, 1993; Borrego *y cols.*, 1994). No obstante, en el apartado siguiente no se discuten los detalles de determinadas áreas o ciudades, sino que se describen las tendencias globales en Europa.

5.3.1. Objetivos de la calidad del aire

En la Directiva del Consejo sobre contaminación atmosférica por ozono (Directiva del ozono 92/72/CEE) se establecen los umbrales de concentraciones de ozono en la UE respecto al ozono. En la tabla 5.1 se incluyen los valores umbral de calidad del aire fijados en la directiva del ozono, incluido el límite en el que debe informarse a la opinión pública de que se están produciendo niveles elevados de contaminación. La tabla incluye asimismo los niveles críticos establecidos por el Convenio de la CEPE sobre contaminación transfronteriza a larga distancia (CEPE, 1979, 1996) respecto a los efectos del ozono sobre las cosechas y los ecosistemas forestales, y las directrices de la OMS para la protección de la salud humana (OMS, 1996a).

La Directiva del Consejo en materia de valoración y gestión de la calidad del aire (Directiva marco 96/62/CEE) se elaboró para dar a este tema un enfoque más coherente en la Unión Europea. Esta directiva debe abrir paso a una serie de directivas hijas que tratarán cada una sobre uno o más contaminantes, incluido el ozono. La directiva sobre el ozono será propuesta por la Comisión en 1998.

En el Convenio sobre contaminación atmosférica transfronteriza a larga distancia se emplea el concepto de "niveles críticos" para valorar los efectos del ozono sobre las cosechas y los bosques. El parámetro del efecto se calcula como la exposición acumulada de ozono superior a un umbral de 40 ppb (= 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), se expresa en partes por mil millones (ppb) durante una hora (h), y se denomina AOT40.

5.3.2. Tendencias de la concentración de ozono troposférico

La primera medida cuantitativa de la concentración de ozono en Europa se hizo cerca de París, entre 1876 y 1911. La concentración promedio de 24 horas se situaba entonces en cerca de 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (= 10 ppm) (Volz y Kley, 1988). Estas mediciones demostraron que el umbral actual de la UE para la protección de la vegetación (65 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, = 33 ppb, promedio de 24 horas) se estaba superando durante menos del 1 por ciento del período total de las observaciones (Volz-Thomas, 1993).

En la década de 1950, los niveles promedio de ozono en 24 horas habían alcanzado, en zonas rurales de Europa occidental, entre 30 y 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (= 15-20 ppb), y hasta 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (= 30 ppb) en la década de 1980 (Feister y Warmbt, 1987). Simpson *y cols.* (1997) calcularon que por lo menos el 50 por ciento del aumento de ozono en este siglo es directamente atribuible a las emisiones antropogénicas europeas a escala regional. Hoy, las concentraciones promedio diarias son dos veces superiores a las registradas durante la década de 1950 (Staehelin *y cols.*, 1994). La mayor parte del aumento iniciado en ese decenio se debe al notable incremento de las emisiones de NO_x durante los últimos decenios. Se ha observado que las tendencias del ozono medido en la última década varían de forma significativa (tanto de magnitud como de signo), incluso en estaciones de observación próximas entre sí. Estudios recientes sugieren que cualquier tendencia verdadera de los niveles de ozono puede ser enmascarada por las diferencias entre los instrumentos y procedimientos de medida que se emplean en cada estación de observación (Roemer, 1997). En todo caso, es probable que la variación meteorológica de un año a otro

dificulte el análisis de las tendencias inducidas por las emisiones hasta que se disponga de una serie de medidas de un período de tiempo suficientemente prolongado.

Respecto a las concentraciones de ozono en ambientes urbanos, solamente se dispone de datos históricos esporádicos, derivados de mediciones hechas con métodos sencillos. La vigilancia "moderna" del ozono en áreas urbanas se inició en la década de 1970 en Gran Bretaña, Alemania, Portugal, los Países Bajos y otros países de fuera de Europa. La situación en 1995 se presenta en el capítulo 12, tabla 12.2.

En los últimos 25 años, las concentraciones máximas de ozono por hora en el centro de Londres variaron en su mayor parte entre 60 y 140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (= 30 - 70 ppb). Dichas concentraciones aumentaron aproximadamente 2,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (= 1.4 ppb) al año, entre 1973 y 1992 (PORC, 1987; Bower y cols. 1991, 1994). Las mediciones de otras estaciones de observación urbanas de Europa noroccidental indican que, en los últimos 5-10 años, las cifras son parecidas a las de la zona central de Londres. Una estación de las afueras de Atenas (Liosia) mostró que las concentraciones promedio mensuales aumentaron una media del 15 por ciento al año, entre 1984 y 1989. En 1987,

Niveles umbral y niveles críticos establecidos por la Directiva del ozono de la UE, el Convenio CLRTAP de la CEPE y la OMS Tabla 5.1

Directriz establecida por	Descripción	Criterios basados en	Valor
Consejo Europeo Directiva 92/72/CEE	Umbral de información a la población	Promedio de 1 hora	180 µg/m ³ =90 ppb
	Umbral de alerta a la población	Promedio de 1 hora	360 µg/m ³ =180 ppb
	Umbral de protección de la salud	Promedio de períodos fijos de 8 horas (0:00-8:00, 8:00-16:00, 16:00-24:00, 12:00-20:00)	110 µg/m ³ = 55 ppb
	Umbral de protección de la vegetación	Promedio de 1 hora	200 µg/m ³ = 100 ppb
	Umbral de protección vegetación	Promedio de 24 horas	65 µg/m ³ = de la 33 ppb
CEPE/CLRTAP	Nivel crítico para la protección de cosechas (denominado AOT40c)	horas de luz diurna, mayo - julio	3 ppm/h
	Nivel crítico para la protección de bosques (denominado AOT40f)	horas de luz diurna; abril - septiembre	10 ppm/h
OMS	Directriz de calidad del aire para protección de la salud humana	Fluctuante 8 h máximo	120 µg/m ³ = 60 ppb

los promedios mensuales en esta estación de observación empezaron a sobrepasar los $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (= 55 ppb), norma europea actual del *promedio* de 8 horas para la protección de la salud humana, y en 1988 este nivel se sobrepasó 140 días (Moussiopoulos, 1994). Sin embargo, es preciso tener precaución cuando las tendencias se derivan de observaciones hechas en estaciones situadas cerca de las fuentes de NO, como es el caso de las que se encuentran en zonas urbanas.

Las tendencias de los episodios de concentraciones altas de ozono en el ambiente urbano pueden ser muy importantes para valorar los efectos nocivos. No obstante, aunque anualmente se detectan en muchas estaciones de observación urbanas episodios de concentraciones que superan las directrices y los límites para la protección de la salud humana, las grandes variaciones meteorológicas interanuales pueden enmascarar otras tendencias originadas por los cambios en las emisiones de precursores.

5.3.3. Distribución en Europa

Las concentraciones nocivas de ozono son un problema que comparten casi todos los países europeos. Las mediciones de las concentraciones de ozono en Europa muestran un gradiente creciente del noroeste al sudeste de Europa central (Grennfelt y cols., 1987, 1988; Feister y Pedersen, 1989). En verano, el promedio máximo diario está comprendido entre $60\text{-}80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (= 30-40 ppb) en el noroeste y $120\text{-}140 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (= 60-70 ppb) en Europa central (Beck y Grennfelt, 1994). Desgraciadamente, la distribución de las estaciones de observación es muy desigual, al estar más concentradas en el noroeste de Europa, por lo que poco se puede decir sobre estas concentraciones en gran parte de las regiones mediterráneas o de Europa oriental.

El mapa 5.1 muestra una versión basada en un modelo del gradiente creciente de la concentración media máxima diaria durante el verano sobre Europa (Simpson y cols., 1997). El modelo empleado está concebido concretamente para calcular los niveles habituales de ozono en zonas rurales, en contraposición a los de las ciudades. La concentración habitual en la capa límite europea, es decir la concentración en la capa límite de aire procedente del Atlántico, es actualmente como promedio $60\text{-}65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (= 30-33 ppb), tres veces la concentración medida cerca de París hace cien años.

5.3.4. Concentraciones que superan los umbrales de calidad del aire

Concentraciones que superan los umbrales para la protección de la salud humana

En este apartado nos centraremos en los niveles que superan los límites establecidos por la Comisión para la protección de la salud humana y que se observan durante el período comprendido entre las 12.00 y las 20.00 horas. De los cuatro períodos de 8 horas definidos por la Directiva, es en este período cuando se prevé el mayor número de valores que superan los límites. El umbral ($110 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 55 ppb, promedio de 8 horas) se sobrepasó en todos los países de la UE en 1994-96, en algunos casos con mucha frecuencia (véase el mapa 5.2; De Leeuw y cols., 1995; De Leeuw y Van Zantvoort, 1996, 1997). Suponiendo que

Mapa 5.1 Concentración máxima diaria de ozono en verano, modelo para promedio de 5 años

Media de las concentraciones máximas diarias de ozono en verano
(promedio de 5 años)

Concentración en ppb en la cuadrícula-150 del EMEP

Nota: para el cálculo se emplearon emisiones constantes en el nivel de 1990 y datos meteorológicos de los veranos de 1989, 1990, 1992, 1993 y 1994. 1 ppb de O₃ = 2 µg/m³.

Fuente: Simpson y cols., 1997

se obtienen valores representativos en zonas urbanas y de tráfico de la exposición de la población urbana de la UE, comprendida por unos 41 millones de personas, más del 90 por ciento estuvo expuesto, por lo menos una vez, a una concentración superior al umbral en 1995 y más del 80 por ciento quedó expuesto a un nivel superior al umbral más de 25 días. Si estos resultados pueden extrapolarse a toda la población de la UE, unos 330 millones de personas podrían estar expuestos, al menos una vez al año, a un nivel superior al umbral. Esta cifra concuerda con los resultados del modelo de la CEPE (Malik y cols., 1996). Los efectos de estos niveles superiores al umbral se han tratado en el apartado 5.2.

Entre 1994 y 1996, se sobrepasó en la UE el umbral de protección de la salud (período desde las 12.00 a las 20.00 horas) con una frecuencia tres veces mayor a la de superación del umbral indicado para informar a la opinión pública (apartado 5.3.1) (Beck y cols., 1998). Resulta difícil juzgar si este último umbral reporta realmente algún beneficio real para la población.

Concentraciones que superan los umbrales de protección de la vegetación y los bosques

El umbral establecido para la protección de la vegetación (65 µg/m³, = 33 ppb, promedio de 24 horas) se sobrepasó en la mayoría de los países de la UE en 1994-96, en algunos casos con mucha frecuencia (De Leeuw y cols., 1995; De Leeuw y Van Zantvoort, 1996, 1997). La figura 5.4 muestra que varios países describieron valores superiores al umbral durante más de 150 días en algunos lugares, a lo largo de 1995. Ese mismo año, en toda la zona de coníferas y de suelo cultivable de la UE, y

Mapa 5.2 Concentraciones de ozono superiores al umbral de protección de la salud humana, 1995

Ozono (valores de períodos de 8 horas)

Número de días en que se sobrepasó el valor umbral de 110 mg/m³ (13-20 h)

Estaciones urbanas o de otro tipo no especificado

Datos recopilados por los Estados miembros de la UE

Nota: número de días en que se sobrepasó el umbral de 110 µg/m³ (12.00-20.00 h) en estaciones urbanas u otras no especificadas, durante todo el año 1995.

Fuente: AEMA-ETC/AQ

Mapa 5.3 Concentraciones de ozono superiores al umbral de protección de la vegetación, 1995

Ozono (promedio de 24 horas)

Número de días en que se sobrepasó el umbral de 65 mg/m³ (promedio de 24 h)

Estaciones de observación generales

Datos recopilados por los Estados miembros de la UE

Nota: número de días en que se sobrepasó el umbral de 65 µg/m³, promedio de 24 horas, en estaciones de observación generales, durante todo el año 1995.

Fuente: AEMA-ETC/AQ

en más del 99 por ciento de la zona de bosques de hoja ancha se observaron niveles que sobrepasaron el umbral. Los resultados del modelo de la CEPE (Simpson *y cols.*, 1997) han confirmado en general estas observaciones. Téngase en cuenta que en estudios recientes (OMS, 1996b) se recomienda la utilización de niveles de exposición acumulativos, más que las concentraciones umbral, para valorar los posibles efectos del ozono sobre la vegetación.

Los valores AOT40 medidos para las cosechas se recogen en el mapa 5.3, en el que se observa que el umbral de 3 ppm/h se supera en la mayoría de los países cubiertos por la red de observación. Solamente en algunos lugares de Suecia, Finlandia y el norte del Reino Unido no se observa ningún valor que sobrepase el límite.

5.4. Emisiones de precursores de ozono

Las emisiones de los precursores de ozono, COV y NOx, aumentaron en Europa hasta finales de la década de 1980, pero ahora están descendiendo (figura 5.2, Olendrzynski, 1997). Entre 1990 y 1994, las emisiones de COV en la UE descendieron un 9 por ciento, aproximadamente, mientras que el total de emisiones en Europa bajó en torno al 14 por ciento debido a un mayor descenso en los países de Europa central y oriental como consecuencia de la reestructuración económica. En las emisiones de NOx se han observado reducciones parecidas: un descenso del 8 por ciento entre 1990 y 1994 en la UE, mientras que el total en Europa se redujo un 14 por ciento (AEMA-ETC/AE, 1996, 1997). Estas cifras deben interpretarse con precaución ya que son pocos los países que han producido

Mapa 5.4 Exposición acumulada al ozono (AOT40)

AOT40

Mayo, junio y julio, 1995
(horas de luz diurna)

AOT40 en ppb/h

En la cuadrícula-50 del EMEP

más de 15.000

nivel crítico de protección de cosechas

menos de 1.500

Nota: horas de luz natural en mayo, junio y julio de 1995

Fuente: Hjellbrekke, 1997

series de emisiones constantes, y es probable que algunas tendencias sólo reflejen cambios de la metodología empleada para el cálculo.

La tendencia de las emisiones anuales de COV desde 1987/88 se muestra con más detalle en la figura 5.3. La fecha de comienzo es pertinente para el marco de los protocolos de reducción de emisiones de la CEPE (apartado 5.5). La información sobre las emisiones anuales de NOx y las aportaciones por sectores en 1995 se recogen en el apartado 4.5.

En la figura 5.4 se muestran los principales sectores que emiten COV en diferentes partes de Europa. El mayor responsable de las emisiones de NOx en Europa occidental es el transporte (63%) (véase la figura 4.9). En los países de Europa central y oriental, los sectores del transporte y la energía aportaron cada uno un 35 por ciento del total. También el transporte es el sector que más emisiones de COV ha emitido en Europa occidental (45%); mientras que en los países de Europa central y oriental este papel corresponde a la industria (46%).

Las fuentes naturales, especialmente de la biosfera, que intervienen en las concentraciones atmosféricas de COV y NOx están excluidas de estas cifras de emisiones. En la UE estas aportaciones son en torno al 20 por ciento y el 7 por ciento del total de emisiones antropogénicas de COV y NOx, respectivamente, como promedio anual (Simpson, 1995; Stohl y cols., 1996). En episodios de nivel elevado de ozono, las fuentes biogénicas quizá sean el mayor factor contribuyente de la carga atmosférica de COV, sobre todo en el sur de Europa. Sin embargo, en estas regiones las emisiones originadas por la vegetación no son suficientes para que afecten en grado estadísticamente significativo a la química del ozono, ya que las concentraciones de NOx parecen ser el factor limitador (Simpson, 1995). En un estudio sobre la importancia de las emisiones de NOx procedentes del suelo, se indica que los máximos diarios de ozono pueden aumentar en grado estadísticamente significativo debido a dichas emisiones en varias zonas de Europa (Stohl y cols., 1996).

5.5. Políticas adoptadas y resultados obtenidos

Las reducciones de la emisión de los precursores del ozono son, en parte, resultado del Convenio de la CEPE sobre contaminación atmosférica transfronteriza a larga distancia, por el que se adoptaron protocolos de reducción de emisiones de NOx y COV en 1988 y 1991, respectivamente. El protocolo para los NOx exigía que las partes estabilizaran las emisiones de flujos transfronterizos al nivel de 1987 para diciembre de 1994. El protocolo para los COV exigía que las emisiones se estabilizaran o se redujeran, para 1999, por lo menos un 30 por ciento de los niveles del año de referencia (por lo general, 1988). La CEPE trabaja actualmente en un protocolo sobre múltiples contaminantes

Figura 5.2 Emisiones antropogénicas de NOx (como NO2) y COVNM en Europa, 1980-1995
miles de toneladas al año

NOx COVNM

Fuente: CEPE

Figura 5.3 Emisiones de COVNM, 1988-95

porcentaje del nivel de 1988

Europa occidental - Europa central y oriental - Nuevos Estados Independientes

Fuente: CEPE

Figura 5.4 Emisiones antropogénicas de COV por sectores, 1990

otros
hogares
agricultura
transporte
industria

Europa occidental - Europa central y oriental

Fuente: ETC/AE

multiefecto, previsto para 1999. Su finalidad es establecer límites nacionales para las emisiones de NOx y todos los COV responsables de los efectos de las emisiones, así como los costes de su eliminación. Se está adoptando un enfoque amplio para combatir los problemas de la acidificación y la eutrofización además de los derivados de los oxidantes fotoquímicos.

Los objetivos de reducción de emisiones de NOx y COV establecidos en el Quinto Programa de Acción Medioambiental de la Comisión Europea se cifraban en estabilizar las emisiones de NOx en 1994 en los niveles de 1990, y luego reducirlos un 30 por ciento más para el año 2000. El objetivo establecido para los COV en el año 2000 era el mismo. Actualmente, la UE trabaja en una estrategia para reducir el ozono que incluya soluciones rentables basadas en las fuentes y orientadas a los efectos, a fin de alcanzar un conjunto de normas relativas a las concentraciones de este gas. Dichas normas se establecerán en una nueva Directiva hija para el ozono. El objetivo estratégico será determinar otras medidas necesarias, aparte de las contenidas en la legislación vigente o en proyecto. El resultado final será la propuesta de una Directiva que establezca los techos nacionales de emisión para SO₂, NOx, COV y NH₃, con el fin de reducir de manera notable las concentraciones atmosféricas de ozono y de las sustancias acidificantes y eutrofizantes. Se pretende que la Directiva sobre prevención y control integrados de la contaminación contribuya a lograr los objetivos del Quinto Programa de Acción Medioambiental. Esta directiva persigue un enfoque integrado para reducir las emisiones de fuentes estacionarias que contaminen el aire, el agua y el suelo, y exige a las autoridades competentes en la concesión de licencias a empresas que los límites de emisión permitidos se basen en niveles alcanzables mediante la aplicación de la mejor tecnología disponible.

La Comisión Europea ha definido numerosas medidas más concretas para lograr las reducciones de emisiones previstas en el Programa de Acción Medioambiental:

- En junio de 1996 la Comisión adoptó una comunicación sobre una futura estrategia destinada a controlar las emisiones atmosféricas del transporte por carretera, junto con dos propuestas de directivas. La primera se refiere a las emisiones del transporte de pasajeros por carretera e incluye un conjunto de normas obligatorias (para el año 2000) y otro más estricto de normas recomendadas (para el 2005) respecto a dichas emisiones. La segunda se refiere a la calidad del diesel y las gasolinas y establece normas obligatorias que han de entrar en vigor en el año 2000.

La Comisión ha propuesto normas aún más estrictas en relación con las emisiones del transporte de pasajeros por carretera y ha presentado nuevas propuestas respecto a las normas de calidad del combustible para finales de 1998. Asimismo, la Comisión elaborará otras propuestas relativas a la inspección y mantenimiento de vehículos comerciales ligeros y de transporte pesado. La Comisión ha llegado también a la conclusión de que, en el contexto del Programa Auto Oil I, era necesario reducir por lo menos el 70 por ciento las emisiones de NOx y COV para conseguir que el ozono troposférico disminuyera a niveles por debajo de las concentraciones umbral.

- Las emisiones de COV de fuentes industriales estacionarias se tratan en la Directiva sobre disolventes, adoptada en noviembre de 1996, en la que se establecen los límites de emisiones de todas las fuentes estacionarias, dentro de numerosas aplicaciones industriales.
- La Directiva para reducir las emisiones de los lugares de almacenamiento y distribución de gasolina (etapa 1) exige reducciones de las emisiones de COV en todas las etapas de la cadena de almacenamiento, distribución y uso de este combustible.

Como se muestra en las figuras 5.7 y 4.10, el progreso hacia la consecución de los objetivos de reducción de emisiones ha sido variable. Con respecto a los COV, únicamente los NEI han llegado casi a alcanzar el objetivo de la CEPE: 30 por ciento de reducción de las emisiones respecto a 1988. Los demás países todavía seguían emitiendo en 1995 un 75-90 por ciento del nivel que emitían en 1988 y es muy poco probable que consigan las reducciones establecidas para 1999. La misma conclusión es aplicable a los

Estados miembros de la UE. En el caso de los NO_x, el objetivo de estabilización al nivel de 1987 se había conseguido por lo general en 1994. Los países de Europa central y oriental han logrado la mayor reducción (33%). Es posible que en algunas naciones de Europa oriental parte de la reducción haya sido consecuencia de la reestructuración económica.

Las reducciones de emisiones conseguidas hasta ahora no han reducido el número de episodios en los que se sobrepasan los niveles críticos o las concentraciones umbral, lo que en parte puede deberse a las variaciones anuales de las condiciones meteorológicas. No obstante, puesto que las concentraciones ambientales de ozono han superado de forma generalizada los niveles tóxicos, las pequeñas reducciones registradas no parecen suficientes para disminuir el número de episodios con niveles por encima de los límites. Es probable que la consecución de las reducciones acordadas por el Convenio sobre contaminación atmosférica transfronteriza a larga distancia de la CEPE, y por la UE de como resultado una reducción del 5-25 por ciento de las concentraciones máximas de ozono. Será necesaria una aplicación más rápida de las directivas europeas propuestas y de la legislación nacional sobre emisiones de fuentes móviles y estacionarias, en todos los países europeos

Tabla 5.2 Reducción de las concentraciones de ozono que sobrepasan el nivel crítico AOT40 (cosechas) como resultado del 40% de reducción del nivel de las emisiones de NOx y COV de 1990

40% de reducción de emisiones en:	NOx		COV	
	conduce a una reducción del valor excedentario de protección de cosechas en toda Europa del:		conduce a una reducción del valor excedentario de protección de cosechas en toda Europa del:	
	%	AOT40(ppb/h)	%	AOT40(ppb/h)
Europa occidental	2	86	20	797
Europa central y oriental	4	160	3	117
Nuevos Estados Independientes	7	292	3	106
Total de Europa	14	537	26	1020

Nota: se supone un promedio de 3.900 ppmm/ por encima del umbral de protección de cosechas (AOT40). Los cálculos se basan en el modelo meteorológico para un promedio de cinco años.
Fuente: Simpson y cols., 1997

para cumplir los objetivos. Lograr los bajos niveles umbral y críticos establecidos para proteger la vegetación dependerá muy especialmente de la reducción global de las concentraciones de ozono troposférico, lo que a su vez exigirá medidas aplicables a todo el hemisferio norte.

5.5.1. Relaciones fuente/receptor y eficacia de las reducciones de emisiones

Se ha demostrado que las relaciones fuente/receptor son un potente instrumento para el desarrollo de estrategias de reducción de emisiones, sobre todo en el caso de la acidificación (Alcamo y cols., 1990). Dichas relaciones implican calcular todo el depósito sobre un área, sumando las aportaciones de todas las fuentes y compuestos correspondientes. En el caso del ozono, la situación es más compleja porque la relación entre los distintos precursores y la influencia de los niveles de fondo en la troposfera no es lineal.

Ha aumentado la demanda de relaciones válidas entre fuentes y receptores del ozono, debido a la necesidad de estrategias de reducción que sean eficaces con relación al coste y adecuadas geográficamente. Además, la contribución de los NOx al problema del ozono debe relacionarse con su contribución a la acidificación y la eutrofización, a fin de conseguir reducciones óptimas de emisiones que permitan alcanzar los objetivos para resolver todos estos problemas. Las relaciones fuente/receptor de ozono (Heyes y cols., 1996) ya se están aplicando como apoyo a la CEPE en su protocolo sobre múltiples contaminantes multiefecto y a la Comisión en la elaboración de una estrategia para la reducción de los niveles de ozono.

En la tabla 5.2, se indica la reducción de las concentraciones que superan el nivel crítico (AOT40) de protección de cosechas, como promedio en distintas zonas de Europa, calculadas como resultado de una

reducción del 40 por ciento del nivel de las emisiones de NOx y COV en 1990. Aunque las emisiones en los diferentes grupos de países muestran una importante variación, los datos indican que las futuras reducciones de COV serán muy eficaces en Europa occidental; mientras que, para los NOx, las mayores reducciones de los niveles que sobrepasan los valores críticos procederán de las reducciones de emisiones en Europa oriental. No obstante, los resultados demuestran que estas reducciones del 40 por ciento distan de ser suficientes si se pretende reducir las concentraciones de ozono para que no se registren episodios de superación de los niveles críticos.

Referencias bibliográficas:

AEMA (1995). *El medio ambiente europeo: la evaluación Dobris*. Eds: D. Stanners y P. Bourdeau, Agencia Europea de Medio Ambiente, Copenhague, Dinamarca.

AEMA-ETC/AE (1997). CORINAIR 1994 Summary Report, EEA Draft Topic Report. AEMA, Copenhague.

AEMA-ETC/AE (1996). CORINAIR 1990 Summary Report 1, EEA Topic Report 7/1996. AEMA, Copenhague.

Alcamo, J., Shaw, R. y Hordijk, L (1990). The RAINS model of acidification. International Institute for Applied System Analysis. Kluwer, Academic Publishers, Dordrecht, Países Bajos.

Anderson, H. R., Spix C., Medina S., y cols. (1997). Air pollution and daily admissions for chronic obstructive pulmonary disease in 6 European cities: results from the APHEA project. En: *Eur Respir J*. Vol. 10, págs.1064-71.

Beck, J.P. y Grennfelt, P. (1994). Estimate of ozone production and destruction over north-western Europe. *Atmospheric Environment*, Vol. 28, págs. 129-140.

Beck, J.P., Krzyzanowski, M. and Koffi, B. (1998). Tropospheric Ozone in the European Union. The Consolidated Report. Borrador del informe para la Comisión Europea, ETC/AQ-AEMA.

Borrego, C., Countinho, M., y Barros, N. (1994). Atmospheric pollution in the Lisbon airshed. Eds: Power, H., Moussiopoulos, N. and Brebbia, C.A. *Urban Air Pollution. Computational Mechanics Publications*, Southampton, Reino Unido.

- Bower, J.S., Stevenson, K.J., Broughton, G.F.J., Lampert, J.E., Sweeney, B.P., Wilken, J. y cols. (1991). Ozone in the UK: A review of 1989/90 data from monitoring sites operated by Warren Spring Laboratory. Stevenage, Reino Unido.
- Bower, J.S., Stevenson, K.J., Broughton, G.F.J., Vallance-Plews, J., Lampert, J.E., Sweeney, B.P., Eaton, S.W., Clark, A.G., Willis, P.G., Stacey, B.R.W., Driver, G.S., Laight, S.E., Berwick, R. y Jackson, M.S. (1994). Air Pollution in the UK: 1992/93. Warren Spring Laboratory, Stevenage, Reino Unido.
- Brönniman, S. y Neu, U. (1997). Weekend_weekday differences of near-surface ozone concentrations in Switzerland for different meteorological conditions. *Atmospheric Environment*, Vol. 31, págs. 1127-1135.
- CCE (1996). Posición común (CE) N° /97 aprobada por el Consejo el 7 de octubre de 1997 con vistas a la adopción de la Directiva 97/ /CE del Parlamento Europeo y del Consejo, relativa a la calidad de la gasolina y el gasóleo, y por la que se modifica la Directiva 93/12/CEE del Consejo. Bruselas, Bélgica.
- CEPE (1979). The Convention on Long Range Transboundary Air Pollution. UN, Nueva York y Ginebra, 1979.
- CEPE (1996). Eds: L. Kärenlampi. and L. Skärby. Critical levels for ozone in Europe: testing and finalising the concepts. UN-ECE workshop report. University of Kuopio, Finlandia.
- Cox, R.A., Eggleton, E.J., Derwent, R.G., Lovelock, J.E. y Pack, D.H. (1975). Long-range transport of photochemical ozone in north-western Europe. En: *Nature*, Vol. 255, págs. 118-121.
- De Leeuw, F.A.A.M., Sluyter, R.J.C.F., van Zantvoort, E.D.G. and Larssen, S. (1995). Exceedance of ozone threshold values in the European Community in 1994. EEA Topic Report 1995. AEMA, Copenhagen.
- De Leeuw, F.A.A.M and van Zantvoort, E.D.G. (1996). Exceedance of ozone threshold values in the European Community in 1995. EEA Topic Report 29/1996, AEMA, Copenhagen.
- De Leeuw, F.A.A.M and van Zantvoort, E.D.G. (1997). Exceedance of ozone threshold values in the European Community in 1996. EEA Topic Report 7/1997, AEMA, Copenhagen.
- Dumont, G. (1996). Effects of short term measures to reduce ambient ozone concentrations in Brussels and in Belgium. Paper presented at the Ministerial Conference on Tropospheric Ozone in Northwest Europe. Londres, Reino Unido, Mayo 1996.
- Feister, U. y Warmbt, W. (1987). Long-term measurements of surface ozone in the German Democratic Republic. En: *J. Atmos. Chem.*, Vol. 5, págs. 1-21.
- Feister, U. y Pedersen, U. (1989). Ozone measurements January 1985 - December 1985. Report No 1. Potsdam/Lillestrøm, Meteorological Service of the GDR/ Norwegian Institute for Air Research. EMEP/CCC-Report 3/89, Lillestrøm, Noruega.
- Fuhrer, J. y Achermann, B. (1994). Critical levels for ozone; a UN-ECE workshop report. FAC Report No16. Swiss Federal Research Station for Agricultural Chemistry and Environmental Hygiene, Liebefeld-Berna, Suiza.
- Grennfelt, P., Saltbones, J. y Schjoldager, J. (1987). Oxidant data collection in OECD-Europe 1985-87 (OXIDATE). April-September 1985. NILU OR 22/87, NILU, Lillestrøm, Noruega.

Grennfelt, P., Saltbones, J. y Schjoldager, J. (1988). Oxidant data collection in OECD-Europe 1985-87 (OXIDATE). Report on ozone, nitrogen dioxide and peroxyacetyl nitrate October 1985 - March 1986 and April-September 1986. NILU OR 31/88. NILU, Lillestrøm, Noruega.

Grennfelt, P., Hov, Ø., y Derwent, R.G. (1994). Second generation abatement strategies for NO_x, NH₃, SO₂ and VOCs. En: *Ambio*, Vol. 23, págs. 7, 425-433.

Guicherit, R. y Van Dop, H. (1977). Photochemical production of ozone in Western-Europe (1971-1975) and its relation to meteorology. En: *Atmospheric Environment*, Vol. 11, págs. 145-155.

Heyes, C., Schöpp, W., Amann, M., Bertok, I., Cofala, J., Gyarmas, F., Klimont, Z., Makowski, M. y Shibayev, S. (1996). A model for optimizing strategies for controlling ground-level ozone in Europe. IIASA, Laxenburg, Austria.

Hjellbrekke, A.-G. (1997). Ozone Measurements 1995. EMEP/CCC-Report 3/97. NILU, Kjeller, Noruega.

Malik, S., Simpson, D., Hjellbrekke, A.-G. y ApSimon, H. (1996). Photochemical model calculations over Europe for summer 1990.

Model results and comparison with observations. EMEP/MSC-W Report 2/96. DNMI, Oslo, Noruega.

Medina, S., Le Tertre, M.A., Dusseux, E., Camard, J.-P. (1997). Analyse des liens à court terme entre pollution atmosphérique et santé. Résultats 1991-1995. ERPURS, ORS, Ile-de-France, París.

Millán, M.M. (1993). Photo-oxidation in the Mediterranean Region: Relevant Atmospheric Processes. En: The Proceedings of EUROTRAC Symposium '92. Ed: P:M. Borrell. SPB Academic Publishing, La Haya, Países Bajos.

Moussiopoulos, N. (1994). Air pollution in Athens. In Urban Air Pollution. Eds: H. Power, N. Moussiopoulos, y C.A. Brebbia. Computational Mechanics Publications, Southampton, Reino Unido.

Olendrzynski, K. (1997). Emissions. En: Transboundary Air Pollution in Europe. Ed: Berge E. EMEP/MSC-W Report 1/97. DNMI, Oslo, Noruega.

OMS (1987). Air Quality Guidelines for Europe. Regional Publications, European Series No 23. Organización Mundial de la Salud, Copenhague.

OMS (1995). Update and revision of the Air Quality Guidelines for Europe. Meeting of the Working Group "Classical" Air Pollutants. Organización Mundial de la Salud, Copenhague.

OMS (1996a). Update and revision of the WHO air quality guidelines for Europe. Classical air pollutants; ozone and other photochemical oxidants. European Centre for Environment and Health, Bilthoven, Países Bajos.

OMS (1996b). Update and revision of the WHO air quality guidelines for Europe. Ecotoxic effects, ozone effects on vegetation. European Centre for Environment and Health, Bilthoven, Países Bajos.

Ponce de Leon, A., Anderson, H.R., Bland, J.M., Strachan, D.P., Bower, J. (1996). Effects of air pollution on daily hospital admissions for respiratory disease in London between 1987-88 and 1991-92. En: J Epidemiol Comm Health, Vol. 50 (Supplement 1): S63-S70.

PORG; United Kingdom Photochemical Oxidants Review Group (1987). Ozone in the United Kingdom, Londres, Reino Unido.

Roemer M.G.M. (1997). Trend analysis of ground level ozone concentrations in Europe. EMEP/CCC-Note 1/97. NILU, Kjeller, Noruega.

Simpson, D. (1995). Biogenic emission in Europe 2: Implications for ozone control strategies. En: J. Geophys. Res., Vol. 100, No D11, págs. 22891-22906.

Simpson, D., Olendrzynski, K., Semb, A., Storen, E. y Unger, S. (1997). Photochemical oxidant modelling in Europe: multi-annual modelling and source-receptor relationships. EMEP/MSC-W Report 3/97. DNMI, Oslo, Noruega.

Staehelin, J., Thudium, J., Buehler, R., Volz-Thomas, A. y Graber, W. (1994). Trend in surface ozone concentrations at Arosa (Switzerland). En: Atmospheric Environment, Vol. 28, págs. 75-87.

Stohl, A., Williams, E., Wotawa, G. y Kromp-Kolb, H. (1996). A European inventory of soil nitric oxide emissions and the effect of these emissions on the photochemical formation of ozone. En: Atmospheric Environment, Vol. 30, págs. 3741-3755.

Volz, A. y Kley, D. (1988). Evaluation of the Montsouris series of ozone measurements made in the nineteenth century. In *Nature*, Vol. 332, págs. 240-242.

Volz-Thomas, A. (1993). Trends in photo-oxidant concentrations. En: *Photo-oxidants: precursors and products, a contribution to sub-project TOR*, Proceedings of the EUROTRAC Symposium 92. Ed: P. Borrell y cols., SPB Academic Publishing, La Haya, Países Bajos, págs. 59-64