

El ozono troposférico y sus efectos en la vegetación

Este libro se ha realizado gracias a un acuerdo de colaboración entre el Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (MARM) y el Centro de Investigaciones, Energéticas Medioambientales y Tecnológicas (CIEMAT), para la realización de trabajos relativos a las cargas y niveles críticos de los contaminantes atmosféricos en el marco del Convenio de Ginebra sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Gran Distancia.

Dirección: Maj-Britt Larka Abellán (MARM)

Coordinación: Alberto González Ortiz (MARM)

Elaboración y redacción (CIEMAT, Unidad de Contaminación Atmosférica): Victoria Bermejo Bermejo, Rocío Alonso del Amo, Susana Elvira Cozar, Isaura Rábago Juan-Aracil, Marta García Vivanco.

Instituciones colaboradoras:

Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM), Programa Efectos de los Contaminantes; Centro de Investigaciones Ecológicas y Aplicaciones Forestales (CREAF), Unidad CREAM-CEAB-CSIC de Ecofisiología y Cambio Global; Laboratorio Integrado de Calidad Ambiental de la Universidad de Navarra (LICA/UN); ICP-Vegetation (CEPE/ONU Convenio de Ginebra).

Expertos colaboradores y revisores:

Esperanza Calvo, Vicent Calatayud (CEAM); Josep Peñuelas Reixach, María Díaz de Quijano Barbero (CREAF); Gina E. Mills (ICP-Vegetation, *Centre for Ecology and Hydrology*, Bangor, Reino Unido); Jesús Santamaría (LICA/UN); Gerardo Sánchez Peña, Paloma García Fernández (MARM, D.G. Medio Natural y Política Forestal); Ignacio González Fernández, Benjamín Sánchez Gimeno, Javier Sanz González (CIEMAT); Matthias Volk, Seraina Bassin (*Swiss Federal Research Station Agroscope ART Air Pollution/Climate Group*).

Fotos de cubierta: CIEMAT y M. Díaz de Quijano, CREAM.

Índice

Presentación	5
1 - Introducción	7
2 - El ozono	9
2.1 - El ozono estratosférico y troposférico	9
2.2 - Variación diaria y estacional de la concentración de ozono troposférico.....	11
2.3 - Variación espacial de la concentración de ozono troposférico	14
• El ozono en el área mediterránea.....	16
2.4 - Niveles de ozono troposférico en España.....	17
• Redes de vigilancia de la calidad del aire.....	18
• Modelización de la contaminación atmosférica.....	21
3 - Efectos del ozono en la vegetación.....	24
3.1- Métodos de estudio de los efectos del ozono en la vegetación.....	24
3.2- Absorción del ozono por la vegetación.....	29
3.3- Efectos del ozono desde la escala celular a la ecosistémica	32
3.4- Síntomas visibles	35
• Bioindicación	36
3.5 - Efectos del ozono en cultivos.....	38
3.6- Efectos del ozono en especies herbáceas	42
3.7- Efectos del ozono en los bosques	45
3.8 - Interacciones entre el ozono y otros factores ambientales	50
4 - Análisis del riesgo para la vegetación derivado de la exposición al ozono.....	53
4.1 - Análisis de riesgo basado en la concentración de ozono en el aire (relaciones exposición-respuesta).....	53
4.2 - Análisis de riesgo basado en la dosis de ozono absorbida por la planta (relaciones dosis-respuesta)	55
5 - Normativa para el control del ozono troposférico	58
5.1 - Convenio de Ginebra	58
• Niveles críticos de ozono para la protección de la vegetación	60
5.2 - Legislación europea y española relativa al ozono troposférico.....	61
6 - La contaminación por ozono y el cambio global. Retos para el futuro	63
7 - Referencias bibliográficas para ampliar información.....	66
8 - Siglas, acrónimos, abreviaturas y términos técnicos	74

Presentación

Uno de los temas ambientales que más preocupan a la sociedad y, por lo tanto, a las autoridades, es la calidad del aire. En los últimos años, tanto en el ámbito nacional como en el europeo, se han aprobado normas que pretenden disminuir las emisiones de distintos compuestos contaminantes y los niveles de su presencia en la atmósfera. Todas ellas tienen como fin evitar o disminuir los daños que la contaminación atmosférica pueda ocasionar tanto a las personas como al medio ambiente en general.

Las páginas que vienen a continuación quieren llamar la atención sobre dos aspectos peculiares. De una parte, la importancia y complejidad que tiene un contaminante como el ozono, tanto en la comprensión de su comportamiento como en las políticas para su reducción, ya que, al ser un contaminante secundario, formado a partir de otros que son los que realmente se emiten, sigue unos ciclos de formación, dispersión y deposición característicos. De otra, los efectos que produce sobre la vegetación, una de las componentes principales del medio, tanto en su vertiente natural (bosques, biodiversidad, etc.), como en la productiva (sobre todo, en forma de cultivos).

El trabajo que presentamos, resultado de muchos años de colaboración entre distintas instituciones, es uno de los frutos del Acuerdo de Colaboración firmado en el año 2008 entre el Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino y el Centro de Investigaciones Energéticas Medioambientales y Tecnológicas para la realización de trabajos relativos a las cargas y niveles críticos de los contaminantes atmosféricos. Pretende ser un medio de divulgación eficaz para dar a conocer al público en general un problema del que a veces no somos lo suficientemente conscientes, y algunas de las actuaciones puestas en marcha para solucionarlo. Todo ello, con el fin último de lograr una sociedad bien formada y, por lo tanto, más respetuosa con su entorno y más comprometida con su sostenibilidad.

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

1 - Introducción

El desarrollo de las actividades humanas produce emisiones de gases y partículas que han provocado y siguen provocando alteraciones en el complejo equilibrio que mantiene las propiedades y funciones de la atmósfera. Estas alteraciones pueden deberse tanto a cambios en la proporción entre sus componentes, como a la introducción de elementos extraños a la composición de la propia atmósfera, lo que conocemos en su conjunto como contaminación atmosférica. La contaminación atmosférica es uno de los principales problemas ambientales de nuestro tiempo que se manifiesta a distintas escalas, desde eventos de naturaleza local a fenómenos transcontinentales y globales que pueden llegar a cambiar las condiciones de vida del ser humano y de los ecosistemas en todo el planeta.

El ozono troposférico está considerado en la actualidad como uno de los principales contaminantes atmosféricos en Europa, debido a su amplia distribución geográfica y especialmente a los efectos que provoca sobre la salud humana, los materiales, la vegetación y sobre la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas. Además, el ozono es un gas de efecto invernadero que contribuye al calentamiento global, y está directamente implicado en el cambio climático.

Los problemas derivados de la contaminación atmosférica han obligado en las últimas décadas a establecer políticas y estrategias de gestión medioambiental comunes que permitan controlarla. Desde 1979, el Convenio de Ginebra sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Gran Distancia (*Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution*, CLRTAP) desarrollado en el marco de la Comisión Económica para Europa de Naciones Unidas (CEPE/ONU), ha reunido la base científica y tecnológica para negociar los protocolos sobre reducción de las emisiones de contaminantes atmosféricos de los países firmantes (ver ca-



Vista de la cuenca de Madrid desde la sierra de Guadarrama durante un episodio de contaminación fotoquímica y de concentración elevada de partículas en el aire. Fuente: CIEMAT.

pítulo 5). Estos protocolos deben ser posteriormente ratificados por los países, comprometiéndose a reflejarlos mediante políticas propias específicas. El funcionamiento del Convenio de Ginebra se basa en la cooperación política, científica, de vigilancia e intercambio de información, constituyendo un ejemplo de los resultados que se pueden obtener a través de la cooperación intergubernamental.

España forma parte del Convenio de Ginebra y, a través del Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (MARM), participa activamente en las actividades de sus grupos de trabajo, bien directamente desde su ministerio, o mediante la colaboración con diferentes organismos de investigación y universidades. Como país participante del Convenio, España ha firmado los protocolos de control de la contaminación atmosférica. Estos protocolos además, han sido recogidos en sucesivas directivas de calidad del aire por la Unión Europea en su calidad de miembro firmante del Convenio.

Los protocolos y normativas que se establecen para la reducción de la contaminación atmosférica se basan en el conocimiento científico disponible hasta ese momento, por lo que se encuentran en un proceso de continua revisión. Por ello, es imprescindible potenciar la investigación que permita establecer las dimensiones del problema, la cuantificación de los efectos, tanto en la salud humana como en el medio ambiente, y la optimización de las estrategias de gestión medioambiental. Las políticas adoptadas hasta hoy a nivel nacional e internacional para el control del ozono troposférico, no han sido capaces de impedir que sus niveles ambientales continúen aumentando en algunas zonas del planeta. Es necesario, por tanto, revisar y conseguir una integración de estrategias y políticas para controlar el incremento de este contaminante y otros factores del cambio climático que puedan afectarle, lo que se podrá lograr solamente a través de un importante esfuerzo de cooperación internacional a todos los niveles.

El MARM está decididamente interesado en asegurar el control de la contaminación atmosférica para reducir los daños en la salud humana y el medio ambiente. A través de su participación en organismos internacionales, de actuaciones conjuntas con ayuntamientos y comunidades autónomas, y mediante la colaboración con diferentes organismos de investigación, este ministerio promueve planes de mejora para las redes de calidad del aire y el desarrollo del conocimiento científico necesario para establecer un mejor control de la contaminación atmosférica basado en los efectos que provoca.

El presente libro surge para extender el conocimiento del ozono troposférico y sus efectos en la vegetación, tomando como ejemplo los estudios realizados en España y las actividades que se están desarrollando en relación con su participación en el Convenio de Ginebra.

2 - El ozono

2.1- El ozono estratosférico y troposférico

El ozono es un gas incoloro altamente reactivo formado por tres átomos de oxígeno (O_3). Este gas es un componente natural de la atmósfera presente en sus dos capas inferiores: la troposfera (desde la superficie terrestre hasta 10 km de altura) y la estratosfera (entre 10-50 km por encima de la superficie terrestre). Al ozono se le conoce principalmente por su papel protector frente a la radiación ultravioleta en la estratosfera, donde se localiza el 90% del ozono atmosférico, formando la llamada “capa de ozono”. Esta capa filtra la mayor parte de la radiación solar ultravioleta (longitudes de onda inferiores a 300 nm) que es perjudicial para los seres vivos, permitiendo el mantenimiento de la vida sobre la Tierra. La destrucción de la capa de ozono estratosférico como consecuencia de la emisión de determinados compuestos químicos de origen antropogénico, es la causa del llamado “agujero de ozono” que con cierta frecuencia aparece en los medios de comunicación y cuyo efecto se analiza a escala planetaria. Un problema tal vez menos conocido, pero igualmente importante, es el incremento de los niveles de ozono en la troposfera, donde el ozono está considerado actualmente como uno de los contaminantes atmosféricos más importantes.

El ozono también es un componente natural de la troposfera, donde se encuentra generalmente en concentraciones bajas. El ozono troposférico natural procede tanto del transporte desde la estratosfera, como de la propia formación fotoquímica que ocurre en la troposfera. La generación de ozono en la atmósfera

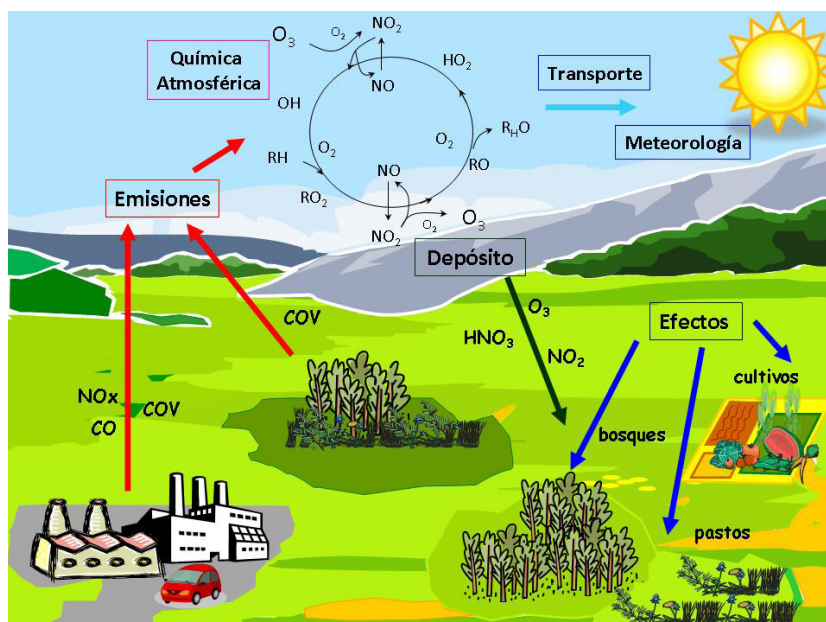


Figura 1. Ciclo simplificado del ozono y procesos relacionados: formación fotoquímica del ozono a partir de las emisiones de sus precursores, óxidos de nitrógeno (NO_2 , NO) y compuestos orgánicos volátiles (COV); relación con las condiciones meteorológicas, procesos de transporte y depósito del contaminante y efectos en cultivos y ecosistemas.

se produce mediante reacciones químicas entre compuestos orgánicos volátiles (COV), monóxido de carbono (CO) y óxidos de nitrógeno (NO_x) en presencia de la radiación solar. Estos compuestos se conocen como los precursores de la formación de ozono. En una atmósfera no alterada por la actividad humana, estas reacciones forman parte del ciclo del carbono al transformar los COV que se emiten de forma natural (por la vegetación, la actividad biológica de las zonas húmedas, etc) en dióxido de carbono y vapor de agua. Pero en las regiones directamente influenciadas por las emisiones antropogénicas, los altos niveles emitidos de NO_x actúan como catalizadores para la formación de ozono a partir de los COV, cuyos niveles a su vez también se elevan como consecuencia de la actividad urbana e industrial. De esta manera, las concentraciones de ozono en la troposfera pueden alcanzar valores elevados, por encima del fondo natural, constituyendo un problema de contaminación atmosférica.

El ozono troposférico no ejerce la función protectora que cumple en la estratosfera sino que por el contrario, dada su alta reactividad y su fuerte capacidad oxidante, cuando sus niveles se elevan por encima del fondo natural, puede provocar efectos adversos en los materiales (derivados de sus efectos corrosivos), en la salud humana (relacionados con problemas en las vías respiratorias), y en la vegetación y los ecosistemas, a los que se dedicarán los siguientes apartados.

Debido a que el ozono es un gas que no se emite directamente por ninguna fuente concreta, se le clasifica entre los contaminantes secundarios, a diferencia de los contaminantes primarios, como el dióxido de azufre (SO_2) que se emite de forma directa con la quema de combustibles fósiles (carbón, gasolinas etc.), o como los óxidos de nitrógeno (NO_2 , NO) cuya fuente más importante es el tráfico, la combustión de biomasa o los incendios. Los niveles de ozono registrados en una localidad son el resultado de un equilibrio dinámico entre los procesos de formación, transporte, depósito y destrucción de ozono, que vienen determinados por una combinación de factores meteorológicos, fotoquímicos, factores relacionados con la cubierta del suelo y por la distancia a los focos emisores de los compuestos precursores (Figura 1). La producción de ozono troposférico es máxima cuando coinciden concentraciones elevadas de precursores con unas condiciones meteorológicas que favorezcan las reacciones fotoquímicas entre ellos, como son la temperatura elevada, una alta radiación solar y la ausencia de lluvias y vientos fuertes.

El ozono generado en la troposfera llega a alcanzar una vida media de semanas, pudiendo transportarse a grandes distancias dependiendo de las condiciones meteorológicas. De esta manera, las concentraciones de este contaminante pueden ser el resultado de la mezcla del ozono generado a partir de emisiones locales, del formado a partir de precursores emitidos en zonas lejanas, incluso procedentes de otro continente, del ozono transportado desde zonas alejadas y también de las intrusiones procedentes de la estratosfera. Se estima que entre un 10 y un 30% de los niveles de ozono registrados en Europa occidental pueden estar influenciados por el transporte de precursores desde otros continentes. Este

comportamiento complica las estrategias para controlar el ozono constituyendo un problema complejo a distintas escalas: por un lado se observa un aumento de los valores de fondo que afecta a gran escala a todo el planeta, y por otro lado y al mismo tiempo, se observa por encima de ese fondo creciente un aumento de la concentración a una escala regional o continental.

2.2- Variación diaria y estacional de la concentración de ozono troposférico

El equilibrio dinámico entre los procesos de formación, transporte, depósito y destrucción que determinan la concentración de ozono en la atmósfera, depende de factores como los patrones de emisión de los compuestos precursores del ozono, la distancia a los focos de emisión, la cubierta vegetal y de manera decisiva de las condiciones meteorológicas. Todos estos condicionantes hacen que las concentraciones de ozono de una localidad sean difíciles de extrapolar a otras relativamente cercanas, ya que presentan una gran variación espacial y temporal, dependiendo de la latitud, la altitud, la época del año y el momento del día.

Los niveles de ozono presentan en general un marcado **ciclo diario** donde los valores máximos se alcanzan a mediodía, cuando la radiación solar es más intensa y la temperatura es más elevada, y descienden al caer la tarde, siendo mínimos durante la noche (Figura 2). Estos valores mínimos en las horas nocturnas se deben a la actuación conjunta de dos procesos: la interrupción de la producción de nuevas moléculas de ozono durante la noche por falta de radiación solar y por el descenso de los precursores disponibles; y la destrucción de las moléculas de ozono al entrar en contacto con diversas superficies terrestres como son la vegetación, las aguas, los materiales o los suelos.

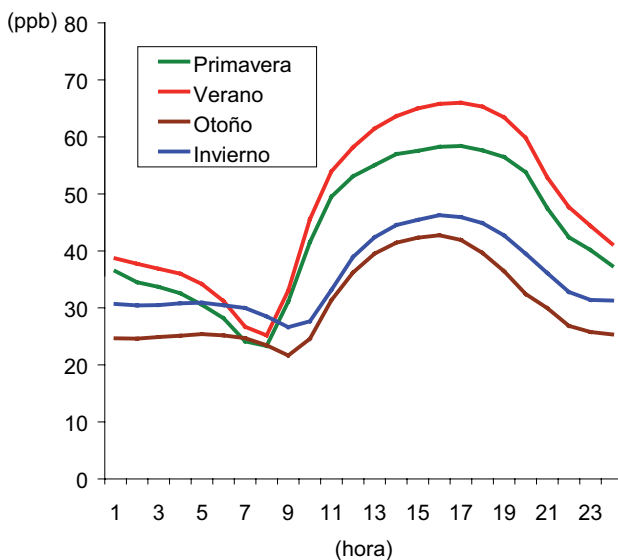


Figura 2. Variación diaria y estacional de la concentración de ozono troposférico. Ciclo diario medio en la localidad de Buitrago del Lozoya (975 m de altitud, Madrid) durante las distintas estaciones del año (promedio 2004-2006). Fuente: CIEMAT, adaptado de Alonso et al. (2009). Los datos proceden de la Red de Calidad del Aire de la Comunidad de Madrid.

Además de los ciclos diarios, **la concentración de ozono también varía dependiendo de la época del año**. En estaciones de medida ubicadas en zonas remotas, no afectadas directamente por fuentes de contaminantes cercanas, suele observarse que existe un ciclo anual natural cuyo máximo se sitúa a finales del invierno o principios de la primavera, manteniéndose los niveles altos durante el verano debido al aumento de las temperaturas y de la radiación solar. El máximo primaveral se ha relacionado con la acumulación de precursores durante el invierno, época en la que presentan una reactividad reducida debido a las bajas temperaturas y a la menor intensidad de la radiación solar típicas de esta estación. También interviene en este máximo primaveral la frecuencia mayor de intrusiones de ozono desde la estratosfera.

En zonas afectadas por fuentes emisoras de precursores de ozono, las máximas concentraciones ocurren generalmente en primavera y verano, cuando las condiciones meteorológicas favorecen las reacciones fotoquímicas que lo forman (Figura 2).

Las emisiones de los compuestos precursores del ozono y las condiciones meteorológicas varían también a lo largo de los años, provocando **fluctuaciones interanuales** en las concentraciones medias de este contaminante, en los valores máximos o en el patrón temporal en que suceden estos máximos (Figura 3). Estas variaciones interanuales complican el estudio de las tendencias temporales

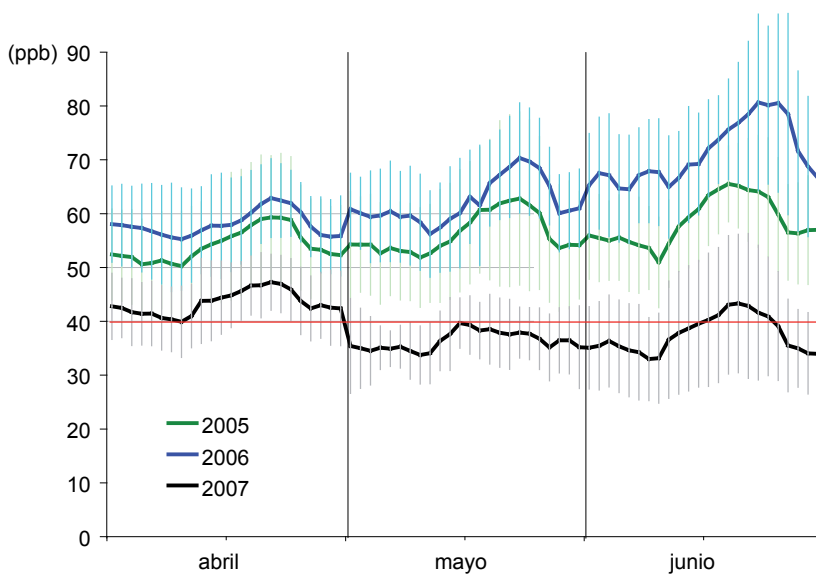


Figura 3. Variación interanual de la concentración de ozono troposférico. Ciclo diario medio en tres años consecutivos durante los meses de primavera. Estación de medida ubicada en la sierra de Guadarrama (Cotos, 1830 m, Madrid). Los valores representan la media \pm desviación estándar. Fuente: CIEMAT, adaptada de Alonso et al. (2009).

de los niveles de ozono y el análisis de la efectividad de las políticas adoptadas para controlar la contaminación atmosférica. Considerando esta variación interanual, la normativa europea y española actualmente en vigor para el control de la calidad del aire, basa los objetivos de calidad para ozono, que aseguren la protección de la salud humana y la vegetación, en valores promedios correspondientes a varios años consecutivos (tres años en los índices de protección de la salud humana y cinco para la protección de la vegetación) (ver capítulo 5).

Niveles de fondo de ozono en el hemisferio norte

Se denomina fondo hemisférico a la concentración de ozono registrada en aquellos lugares que no están afectados directamente por las emisiones antropogénicas de precursores del ozono. Analizando los registros de ozono más antiguos en zonas rurales de Europa, se ha encontrado que las concentraciones de fondo se han multiplicado por cinco desde finales del siglo XIX, y que este incremento está relacionado principalmente con el aumento de la emisión de hidrocarburos y de óxidos de nitrógeno debido al uso generalizado de los combustibles fósiles.

Los esfuerzos nacionales e internacionales realizados para reducir los niveles de ozono elevados mediante la puesta en marcha de leyes que reduzcan las emisiones de sus precursores, han sido relativamente eficaces para conseguir disminuir la frecuencia de episodios con concentraciones muy elevadas de ozono. Sin embargo, no está clara su eficacia en el control del aumento del fondo de ozono, que sigue incrementándose en algunas regiones del hemisferio norte con una tasa que varía entre el 1 y el 5% anual dependiendo de las regiones (Figura 4).

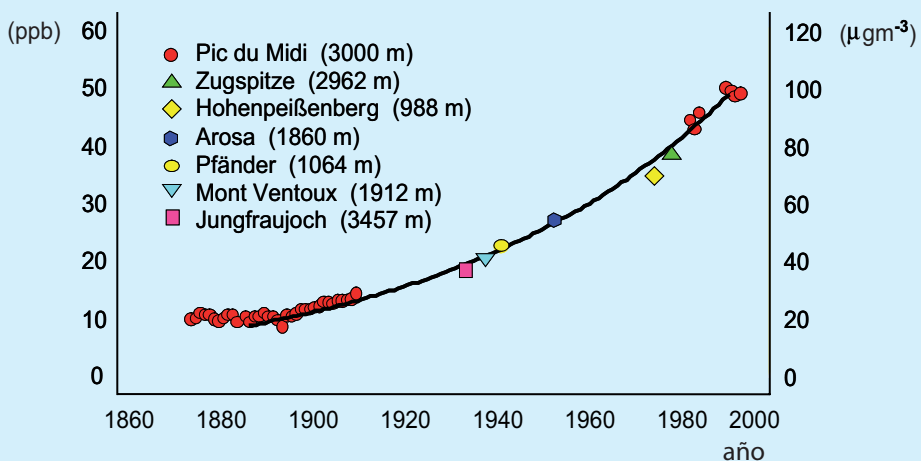


Figura 4. Incremento del fondo de ozono. Concentraciones de ozono troposférico en zonas de montaña en Europa entre 1870 y 1990. Se observa una tendencia de aumento continuo de los niveles de ozono en las áreas de montaña alejadas de fuentes de precursores del ozono. Fuente: Modificada de Marengo et al. (1994).

2.3- Variación espacial de la concentración de ozono troposférico

La distribución espacial del ozono viene determinada por las reacciones de formación y destrucción del ozono en la atmósfera, condicionadas por factores climáticos (especialmente la radiación solar y los vientos dominantes), topográficos y la concentración de precursores. Esta distribución presenta una peculiaridad respecto a otros contaminantes atmosféricos, ya que las concentraciones más elevadas se alcanzan generalmente en las zonas rurales o peri-urbanas que rodean a ciudades o centros de emisión de precursores y situadas en la dirección de los vientos dominantes. **En el interior de las ciudades**, las altas emisiones de óxidos de nitrógeno procedentes principalmente del tráfico, participan en los procesos de destrucción del ozono manteniendo sus niveles relativamente bajos.

En zonas montañosas, la distribución de las concentraciones de ozono puede ser muy heterogénea, estando marcada por los procesos meteorológicos asociados a un relieve complejo, principalmente por el régimen de vientos de ladera y valle. En estas áreas, es frecuente que se observe un aumento de los niveles de ozono con la altitud. Este incremento se ha asociado a una mayor intensidad de radiación solar en las zonas elevadas que favorece las reacciones fotoquímicas, y a un mayor intercambio de gases con las capas más altas de la troposfera donde el ozono puede acumularse y transportarse a largas distancias. Además, en las zonas de montaña, el perfil diario de las concentraciones de ozono difiere del que se registra en el fondo de los valles, presentando valores más elevados y una menor oscilación diaria (Figura 5). Las zonas elevadas mantienen unas concentraciones de fondo estables y frecuentemente altas durante todo el día, sin que se produzca un descenso marcado durante las horas nocturnas. Para determinar la compleja distribución de las concentraciones de ozono en las zonas

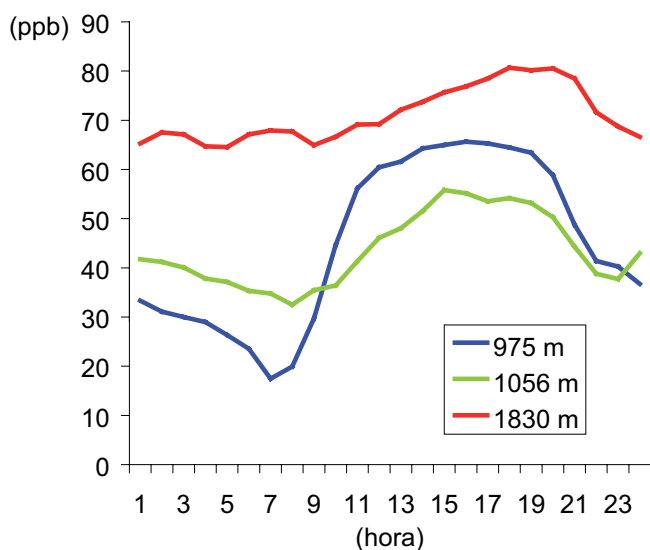


Figura 5. Variación de la concentración de ozono troposférico con la altitud. Ciclo diario medio durante el mes de junio de 2006 en tres localidades a diferente altitud al norte de la ciudad de Madrid: Buitrago del Lozoya (975 m), Miraflores de la Sierra (1056 m) y Cotos (1830 m). Fuente: CIEMAT. Los datos de Buitrago proceden de la Red de Calidad del Aire de la Comunidad de Madrid.

de montaña es necesario realizar estudios específicos, al no poder aplicarse los modelos tradicionales que predicen la formación, transporte y distribución de contaminantes atmosféricos.

En zonas costeras, la concentración de ozono y su distribución espacial presentan una dinámica muy relacionada con la topografía, el régimen de brisas y los procesos de recirculación asociados a ellas. Durante el día, la brisa transporta los contaminantes emitidos en los centros industriales y urbanos costeros hacia el interior siguiendo la topografía de los valles que se abren al mar. En este transporte, se produce ozono a partir de las reacciones fotoquímicas que suceden entre sus precursores, y que tiende a acumularse en las capas atmosféricas más altas (Figura 6). Al caer la tarde, se invierte la dirección de la brisa y las capas de aire enriquecidas en ozono (estratos de ozono) se desplazan hacia el mar donde

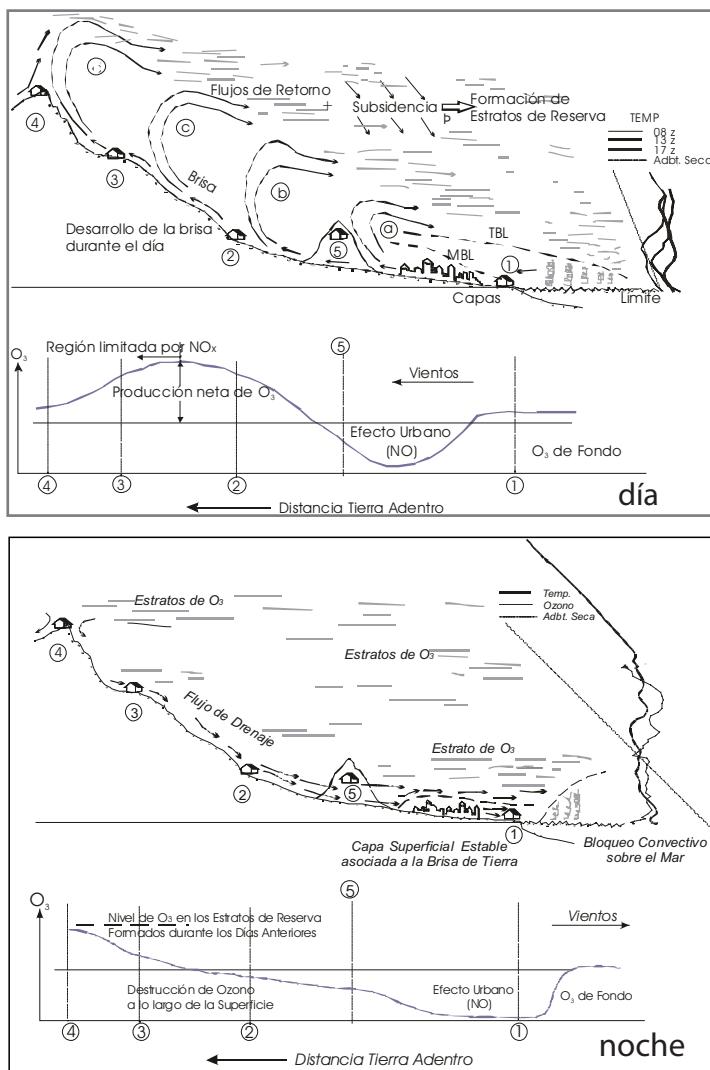


Figura 6. Dinámica del ozono en las zonas costeras del este peninsular. *Procesos de recirculación de las masas de aire cargadas de ozono debido al régimen de brisas en la costa mediterránea durante el día (arriba) y la noche (abajo). Fuente: CEAM, adaptado de Millán et al. (2000).*

se acumulan a cierta altitud. Al día siguiente, las capas estratificadas sobre el mar y enriquecidas en ozono penetran de nuevo hacia el interior de los valles empujadas por la brisa. Se establece así un proceso recirculatorio que puede mantenerse durante varios días y que va produciendo un incremento progresivo de ozono en las masas de aire que penetran desde la costa hacia el interior siguiendo los valles. Las capas en altura enriquecidas en ozono pueden además desplazarse a largas distancias generando un problema de contaminación a escala regional.

El ozono en el área mediterránea

Las características climatológicas de la región mediterránea con altas temperaturas y radiación solar intensa, junto con los procesos de recirculación de las masas de aire contaminado que suceden tanto a escala regional como local, favorecen los procesos fotoquímicos que derivan en la formación, transporte y acumulación de ozono en la atmósfera. Además, el área mediterránea es una zona densamente poblada y con un desarrollo económico relativamente reciente e intenso, que ha estimulado un aumento significativo de su nivel de industrialización y su flota de vehículos favoreciendo la emisión de precursores del ozono. Estas características convierten a esta zona en la región de Europa donde se registran los niveles ambientales de ozono en superficie más elevados (Figura 7).

El análisis de las tendencias futuras de las concentraciones de ozono troposférico indica que, asociado al cambio climático, para finales de siglo se espera que se produzca un aumento de los niveles de ozono en el Mediterráneo, ligado a una mayor frecuencia de veranos más cálidos y secos y a un incremento de la emisión de COV biogénicos de origen natural.

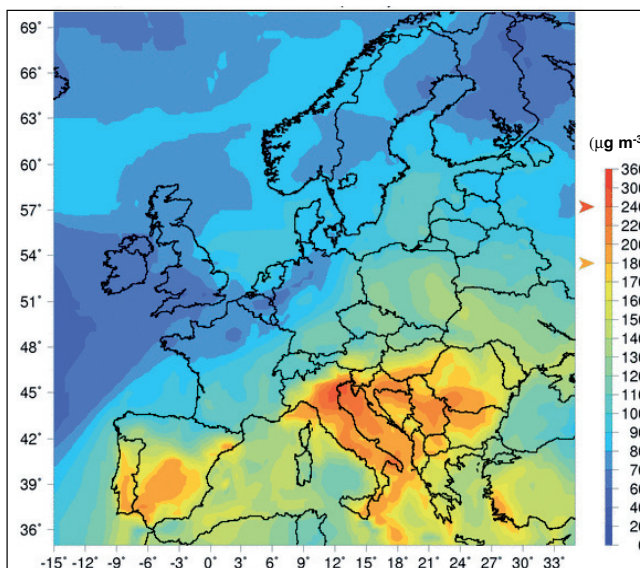


Figura 7. Niveles de ozono en Europa. Concentración de ozono durante un episodio de contaminación registrado en junio del 2008. Fuente: European Topic Centre on Air and Climate Change. European Environment Agency, EEA (<http://www.eea.europa>).

2.4- Niveles de ozono troposférico en España

La Península Ibérica presenta unas concentraciones de ozono en el aire que sobrepasan con frecuencia los valores objetivo establecidos en la legislación europea y nacional para la protección de la vegetación y la salud humana, sobre todo durante los meses de primavera y verano. La costa mediterránea es una de las zonas sometida a un problema crónico de contaminación por ozono. El análisis de la formación y dispersión de ozono en toda la cuenca del Mediterráneo indica que los altos niveles registrados en la costa este peninsular se deben en gran parte al transporte de ozono a escala regional debido a la circulación de los vientos en la zona, al que se suma el ozono generado por la emisión de precursores procedentes de fuentes locales. Otras áreas que presentan generalmente concentraciones de ozono elevadas son las que rodean las principales zonas urbanas e industriales del país; en este caso asociadas principalmente a las emisiones locales de precursores.

En las islas Canarias, también se han registrado concentraciones relativamente altas de ozono cuyo origen está relacionado con el transporte a larga distancia por los vientos alisios desde latitudes más norteñas, y también con su formación fotoquímica a partir de precursores locales. En las áreas ubicadas a barlovento de las zonas urbanas (de donde sopla el viento), dominan los procesos de transporte a larga distancia, tanto de ozono como de sus precursores, mientras que en las áreas a sotavento, los niveles de ozono están más determinados por la formación a partir de emisiones de precursores locales.

Las concentraciones de ozono y su evolución temporal están muy relacionadas con los patrones de emisión de sus precursores. En España, la tendencia temporal en las tasas de emisión de los distintos compuestos precursores del ozono es

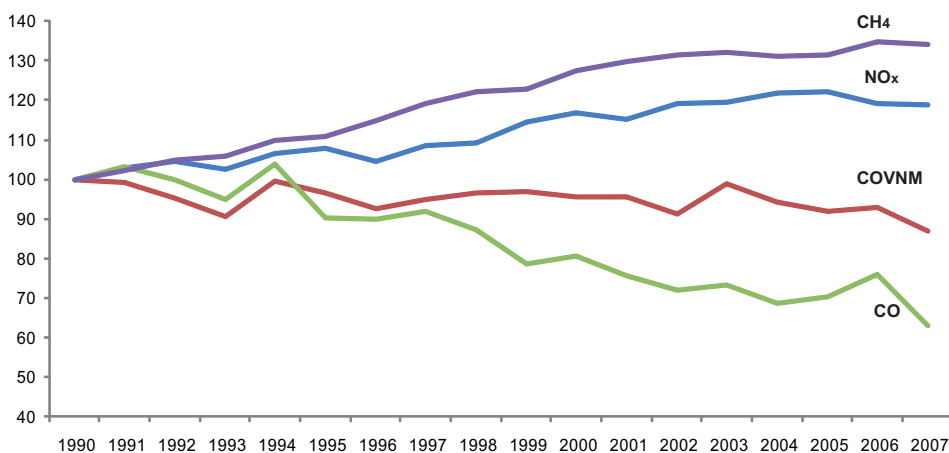


Figura 8. Evolución de las emisiones totales anuales de los distintos precursores del ozono en España. La figura presenta las emisiones respecto al nivel de base de 1990. Fuente: MARM, Banco Público de Indicadores Ambientales.

heterogénea. Las medidas de control impuestas para reducir los precursores del ozono han permitido reducir de forma significativa las emisiones de monóxido de carbono (CO) y compuestos orgánicos volátiles (COV) en las últimas dos décadas (Figura 8). Sin embargo, las emisiones de óxidos de nitrógeno (NO_x) y metano (CH₄) continúan aumentando. El control desigual de las emisiones de precursores del ozono, junto con las circunstancias geográficas y climáticas de España, contribuyen a que los niveles de ozono se mantengan elevados, constituyendo un importante reto medioambiental.

Redes de vigilancia de la calidad del aire

El cumplimiento de la legislación europea y nacional referente a la calidad del aire requiere el mantenimiento de redes de medida de la contaminación atmosférica que registren la concentración de los contaminantes atmosféricos más importantes, entre los que se haya el ozono troposférico y sus precursores, junto con otros parámetros meteorológicos que ayudan a la interpretación de los valores recogidos.

Las redes de vigilancia de la calidad del aire se han desarrollado ampliamente en las últimas décadas por parte de ayuntamientos y comunidades autónomas. Debido a que su objetivo original era el control de la calidad del aire en relación con la salud humana, estas redes se han centrado en la medida de la contaminación atmosférica en las zonas de mayor densidad de población. Por ello, sus estaciones de medida se localizan mayoritariamente en zonas urbanas y con frecuencia se carece de información adecuada sobre la concentración de ozono en las zonas peri-urbanas y rurales donde pueden representar un problema más significativo. En la actualidad, se está realizando un esfuerzo importante desde ayuntamientos y comunidades, en colaboración con el MARM, para optimizar las redes de calidad del aire de forma que se incorporen nuevas estaciones de medida que sean representativas del medio rural y permitan el seguimiento de la calidad del aire para la protección de los ecosistemas naturales y la salud de la



Estación de medida de la Red de Vigilancia de la Calidad del Aire del Ayuntamiento de Madrid. Fuente: Ayuntamiento de Madrid.

población fuera de las ciudades. La red de estaciones de vigilancia en el territorio español dispone de un total de 380 estaciones cuya información es accesible al público a través de páginas web.

Paralelamente a las redes de calidad del aire gestionadas por comunidades autónomas y ayuntamientos, y para dar cumplimiento a las obligaciones contraídas en el marco de varios convenios europeos, existe la red nacional EMEP/VAG/CAMP para medir contaminación atmosférica de fondo, gestionada por el MARM.

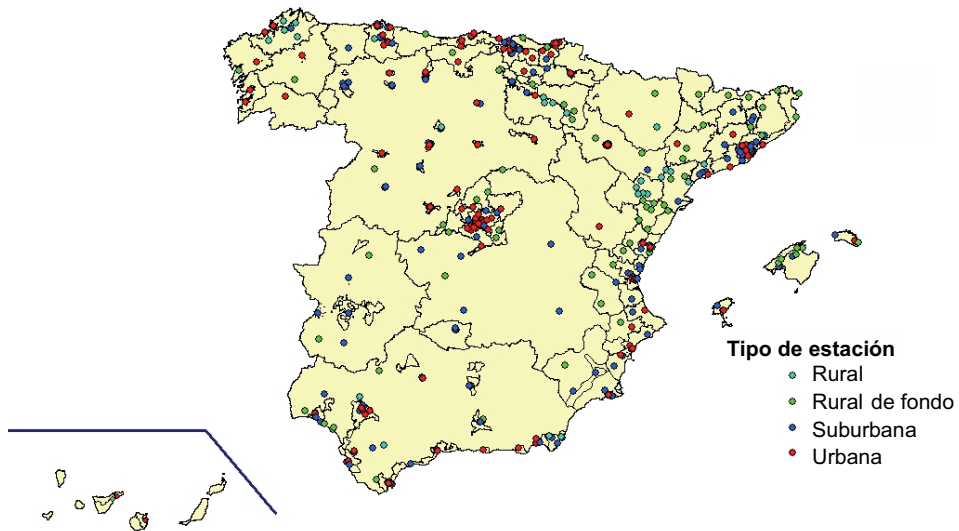


Figura 9. Vigilancia de la calidad del aire en España. Ubicación de las 380 estaciones de vigilancia de la calidad del aire distribuidas en el territorio español (datos 2008). Fuente: MARM, D.G. de Calidad y Evaluación Ambiental.

Red EMEP/VAG/CAMP

La red nacional EMEP/VAG/CAMP, gestionada por el Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (Figura 10), tiene como fin dar cumplimiento a las obligaciones contraídas en el marco de varios convenios internacionales. Esta red está integrada en el Programa de cooperación para la vigilancia continua y la evaluación del transporte a gran distancia de contaminantes atmosféricos en Europa (EMEP, *European Monitoring Evaluation Programme*, <http://www.emep.int/index.html>), creado en el marco del Convenio de Ginebra para medir la contaminación atmosférica de fondo y optimizar la modelización de los procesos de transporte y depósito de los contaminantes atmosféricos. Uno de los principales objetivos de EMEP es proporcionar, tanto a los gobiernos, como a otros cuerpos del Convenio, la información científica necesaria para desarrollar y evaluar los protocolos de reducción de las emisiones de contaminantes atmosféricos que se elaboran desde el propio Convenio. Además de EMEP, la red EMEP/VAG/CAMP sirve a los objetivos del proyecto de Vigilancia Mundial de la Atmósfera (VAG) de la Organización Meteorológica Mundial (OMM) y del Programa Integral de Control Atmosférico (CAMP) fruto del Convenio OSPAR para la protección y conservación de los recursos del Atlántico nororiental. La participación española se realiza a través de una amplia red de científicos y expertos nacionales.



Figura 10. Estaciones de la red EMEP/VAG/CAMP en España. Las azules son de EMEP; las amarillas de VAG; la roja de EMEP-CAMP. Fuente: MARM.

La red EMEP/VAG/CAMP vigila los niveles troposféricos de contaminación atmosférica de fondo y su sedimentación en la superficie terrestre con el fin de proteger el medio ambiente. La serie de datos recogida a través de esta red todavía no es lo suficientemente extensa como para poder determinar cuál es la tendencia temporal en las concentraciones de fondo de ozono en España. Sin embargo, los datos disponibles indican que los valores medios registrados desde el año 2000 se encuentran por encima del valor objetivo establecido por la legislación europea

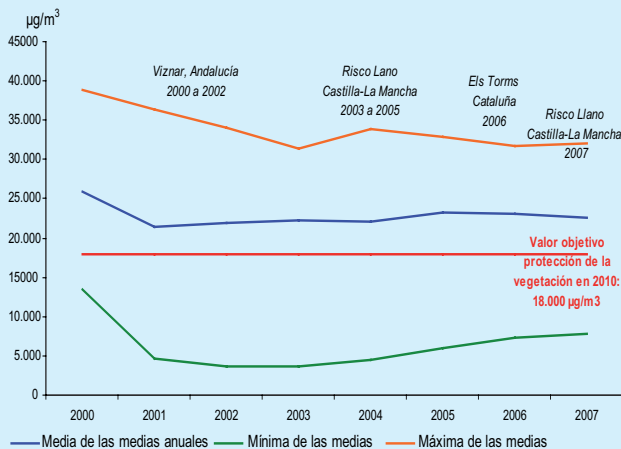


Figura 11. Niveles de fondo de ozono en España. Medias móviles quinquenales de AOT40, valores medios anuales calculados a partir de las estaciones EMEP/VAG/VAMP desde el año 2000. La línea roja indica el valor objetivo que debe alcanzarse para asegurar la protección de la vegetación sensible según la Directiva europea de la calidad del aire ($18.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Fuente: MARM.

y española, tanto en lo relativo a la protección de la salud de las personas, como en lo relativo a la protección de la vegetación (Figura 11). En cambio, los niveles de ozono en las grandes ciudades (por encima de 100.000 habitantes) se encuentran por debajo del valor objetivo establecido para la protección de la salud humana, aunque se aprecia una tendencia al aumento. Este comportamiento coincide con los patrones generales de distribución del ozono que muestran niveles más altos en las zonas rurales respecto a los ambientes urbanos.



Estaciones de vigilancia de la calidad del aire de la red EMEP/VAG/CAMP. Izquierda: estación de Niembro (Asturias), área de captadores de partículas. Derecha: estación de O Saviñao (Galicia), vista general.

Modelización de la contaminación atmosférica

Las diversas redes de medida de contaminantes atmosféricos, junto con las actividades de numerosos grupos de investigación, ofrecen una información importante sobre la distribución de los contaminantes atmosféricos. Esta información se encuentra sin embargo limitada por el número de estaciones de medida y su distribución geográfica heterogénea, lo que dificulta la caracterización de la calidad del aire de una región extensa, como es el caso de la Península Ibérica. Para cubrir esta limitación, se emplean modelos de calidad del aire que permiten la estimación de la concentración en el aire de diferentes compuestos químicos pudiendo abarcar una cobertura geográfica amplia.

Para estimar los valores de concentración de una determinada especie química, los modelos resuelven de forma numérica un balance de masas en el que se consideran todos los procesos físicos y químicos que conducen a un aumento y/o disminución de la concentración del compuesto químico en el volumen considerado. Los procesos que deben ser simulados por los modelos de calidad del aire incluyen las emisiones, el transporte por el viento, los procesos de mezcla turbulenta, los procesos de depósito de los contaminantes sobre distintas superficies y las reacciones químicas atmosféricas. Para simular estos procesos se necesita una gran cantidad de información de entrada, relativa a las condiciones meteorológicas (viento superficial y en altura, temperatura, precipitación, radiación, etc), emisiones antropogénicas y biogénicas, usos del suelo, topografía, y valores de la concentración del compuesto que se quiere modelizar en las zonas limítrofes al área modelizada.

Los modelos de calidad del aire requieren que los valores de emisión de los distintos contaminantes que se utilizan como entrada para el modelo presenten una definición espacial y temporal concreta, que habitualmente no coincide con los datos recogidos en los inventarios de emisiones. Por ello, para obtener los datos de entrada del modelo, es necesario realizar una desagregación, tanto temporal (el modelo necesita información de forma horaria) como espacial, de estas emisiones, lo que supone una complicación adicional al laborioso cálculo de las emisiones. Otro factor de complejidad se debe a que los modelos de calidad del aire consideran los procesos de depósito de los contaminantes sobre las superficies terrestres, tanto los que se producen por vía seca como húmeda. El depósito seco está relacionado con la captura de gases o partículas por parte del suelo o de la vegetación cuando están suficientemente cercanos a estas superficies como para quedar atrapados. El depósito húmedo está relacionado con la caída del contaminante junto con la lluvia, bien porque sea arrastrado o disuelto por ella o porque haya llegado a incorporarse a las pequeñas gotas de agua que componen las nubes.

Los modelos de calidad del aire deben considerar además el conjunto de reacciones químicas que afecta a un determinado contaminante. Hay un número muy elevado de compuestos orgánicos capaces de existir en la atmósfera y un gran número de reacciones químicas que pueden suceder en ella (reacciones de oxidación, reacciones de fotólisis en la que interviene la luz solar, etc). Para afrontar esta complejidad, los modelos pueden realizar numerosas aproximaciones, considerando únicamente ciertos compuestos o agrupamientos de ellos, de manera que se reduzcan las especies químicas que participan en el sistema químico, y el número de reacciones

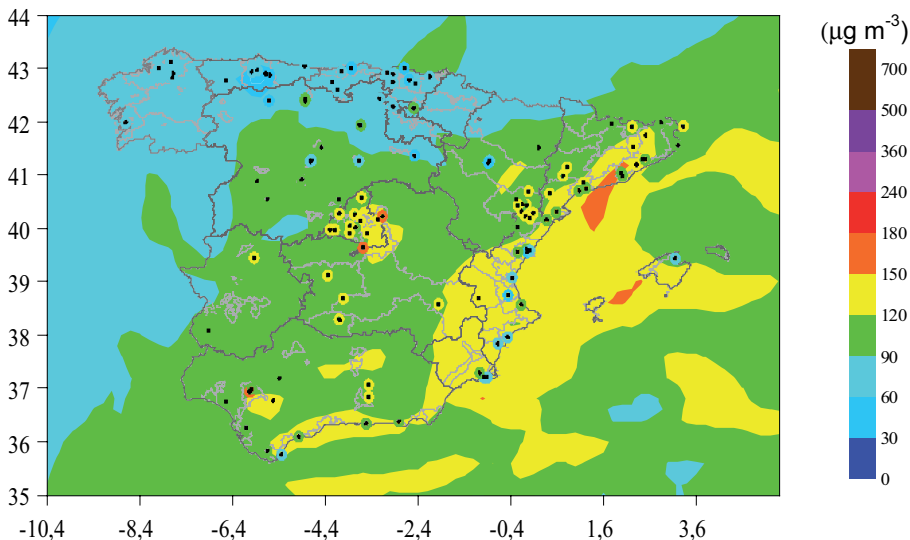


Figura 12. Modelización de la distribución de ozono. Concentración máxima octohoraria de ozono calculada con el modelo de calidad de aire CHIMERE para un día del mes julio (expresada en $\mu\text{g m}^{-3}$). Los puntos representan las estaciones de medida empleadas para la validación del modelo. El color que rodea estas estaciones corresponde a la concentración medida de ozono, dando una idea de la desviación entre los valores modelizados y los valores medidos. Fuente: CIEMAT.

químicas implicadas, incluyendo únicamente las más representativas o de mayor efecto en la química atmosférica que se quiere analizar. Esta simplificación se realiza para reducir el consumo y tiempo de cálculo computacional, ya que la resolución numérica del balance de masas se vuelve más compleja cuanto mayor es el número de mecanismos considerados. La simplificación de procesos puede ser adecuada en el caso de la modelización de contaminantes no reactivos (por ejemplo el plomo), donde se puede prescindir del módulo químico. El ozono, sin embargo, es un compuesto implicado en numerosas reacciones químicas, por lo que deben considerarse todos los procesos químicos para conseguir una modelización lo más precisa posible (Figura 12).

Una vez realizada con el modelo la estimación de la concentración de un contaminante, los valores obtenidos deben ser contrastados con los valores registrados en aquellos puntos en los que se disponga de equipos de medida con el fin de conocer la calidad de las estimaciones del modelo (Figura 13).

En España, distintos grupos científicos están contribuyendo a la optimización y desarrollo de modelos de calidad del aire en los que la dispersión de los contaminantes atmosféricos se analiza en función de la meteorología y la química atmosférica. Recientemente se ha creado la Red Temática sobre Modelización de la Contaminación Atmosférica (RETEMCA), liderada por el CIEMAT y financiada por el MARM. La utilización de modelos es una herramienta útil para la gestión medio ambiental y la planificación territorial. Algunos de los proyectos actualmente en marcha relacionados con la modelización de la calidad del aire tienen como objetivo realizar pronósticos fiables de los niveles de contaminación en una escala temporal que permita tomar medidas para la protección de la salud, si éstas fueran necesarias.

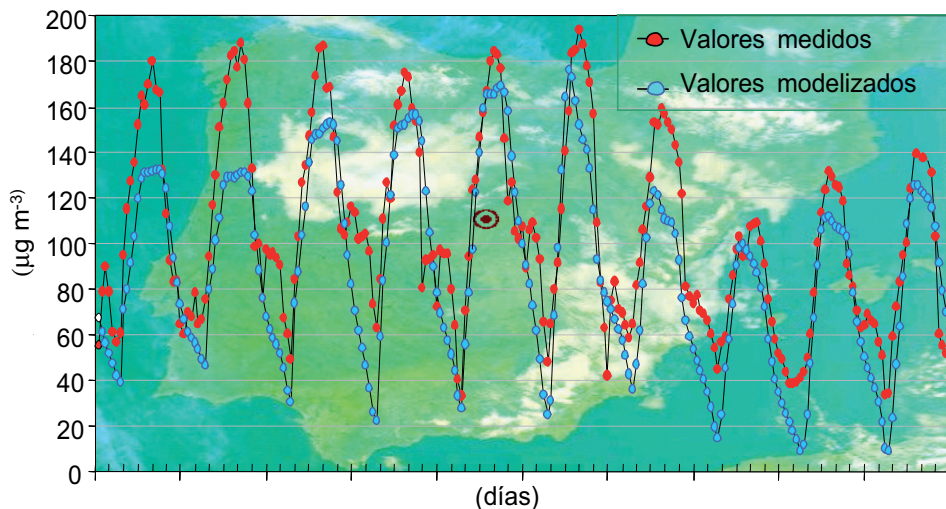


Figura 13. Comparación entre la concentración de ozono modelizada y sus correspondientes valores medidos. Valores modelizados proporcionados por el modelo de calidad del aire CHIMERE; valores observados registrados en una estación de Madrid de fondo urbano para un periodo de agosto utilizando un dominio espacial que engloba la Península Ibérica. Fuente: CIEMAT.

3.- Efectos del ozono en la vegetación

3.1- Métodos de estudio de los efectos del ozono en la vegetación

Para estudiar los efectos de la contaminación atmosférica en la vegetación se han desarrollado numerosas metodologías de experimentación que permiten determinar la sensibilidad de las especies a un contaminante y los parámetros biológicos que pueden verse afectados. A través de la experimentación se persigue aislar la variable de interés (el contaminante que se quiere estudiar) del resto de los factores que afectan al desarrollo de la vegetación. Estas metodologías se clasifican en sistemas experimentales bajo condiciones naturales, seminaturales o controladas, dependiendo del grado de control de distintos parámetros durante el desarrollo del experimento, como son la exposición al contaminante(s), los factores meteorológicos y los factores edáficos. Cada una de estas técnicas ha sido diseñada para responder a cuestiones a distintas escalas de trabajo, por lo que su eficacia depende de que la técnica seleccionada sea la más adecuada para los objetivos concretos que plantea cada estudio. Estas diferentes metodologías presentan todas ellas sus ventajas y limitaciones. La experimentación en condiciones naturales ofrece resultados más extrapolables a las condiciones de campo reales, pero entran en juego variables que no se controlan experimentalmente y que dificultan la interpretación de los resultados. En los estudios en condiciones controladas, los resultados obtenidos son más reproducibles y las variables que inducen la respuesta de la planta están claramente definidas, dos características imprescindibles a la hora de establecer relaciones causa-efecto y cuantificar la respuesta de la planta a distintas concentraciones del contaminante. Los sistemas en condiciones seminaturales son un caso intermedio.

Los estudios realizados en condiciones controladas permiten establecer a priori tanto las condiciones de exposición al contaminante, como el rango de algunas variables ambientales como la intensidad de luz, la temperatura, la humedad del aire o la disponibilidad de nutrientes y de agua. Existe una gran variedad de estos dispositivos, desde invernaderos modificados hasta cámaras de fumigación más o menos sofisticadas. Estos sistemas permiten repetir las mismas condiciones experimentales en sucesivos estudios. Por ello son muy útiles para determinar los mecanismos de acción de los contaminantes sobre procesos fisiológicos o bioquímicos que son también modulados por las condiciones ambientales. Sin embargo, la extrapolación de estos resultados a condiciones de campo no experimentales es bastante limitada.

En los sistemas experimentales seminaturales, llamados sistemas de exposición en campo, puede controlarse total o parcialmente la concentración en aire del con-



CIEMAT



CIEMAT



CIEMAT

Figura 14. Instalación experimental de cámaras descubiertas ubicada sobre un campo de cultivo extensivo de sandía (delta del Ebro, Tarragona). Vista aérea y detalles de las cámaras desde el exterior e interior. Fuente: CIEMAT.

taminante y el tiempo de exposición, trabajando en condiciones ambientales muy próximas a las naturales, por lo que es posible establecer relaciones causa-efecto. La técnica más utilizada son las cámaras de techo descubierta (*Open Top Chamber*, OTC). La mayor parte de las bases de datos que se manejan actualmente para establecer los valores umbrales de ozono para la protección de la vegetación en Europa proceden de estudios realizados empleando este tipo de instalaciones.

Las cámaras de techo descubierta son invernaderos circulares de pequeño tamaño (2-3 m de diámetro) abiertos por la parte superior (Figura 14). El flujo de aire hacia el interior de la cámara se fuerza utilizando un ventilador externo que impulsa el aire desde la parte inferior de la cámara hacia la abertura superior del techo. La disposición opcional de filtros de carbón activo en la entrada de aire permite rebajar la concentración de ozono dentro de las cámaras respecto al exterior. Mediante este sistema se puede comparar el desarrollo de la vegetación crecida en cámaras con aire filtrado frente al desarrollo de las expuestas a las concentraciones ambientales de ozono. El empleo adicional de un sistema de generación de ozono puede elevar la concentración del contaminante dentro de las cámaras por encima de los valores ambientales, reproduciendo situaciones de atmósferas más contaminadas y enriqueciendo, con ello, el estudio de la relación entre la exposición al ozono y la respuesta de la vegetación. Las cámaras descubiertas permiten a las plantas desarrollarse bajo unas condiciones relativamente cercanas a las condiciones de crecimiento naturales. Sin embargo, la extrapolación de los resultados para la evaluación de los daños provocados por el ozono en cultivos o zonas forestales



ART, S. Bassin

CREAF, M. Díaz de Quijano

CREAF, M. Díaz de Quijano

Figura 15. Sistema experimental de exposición a ozono a cielo abierto en los Alpes suizos (*Alp Flix, Research Station Agroscope Reckenholz-Tänikon, Suiza*). Colaboración entre el Agroscope ART Air Pollution/Climate Group (Zurich, Suiza) y la unidad CREAM-CEAB-CSIC de Ecofisiología y Cambio Global para analizar la sensibilidad al ozono del pino negro (*Pinus uncinata*) del Pirineo.

debe hacerse con precaución debido al inevitable efecto invernadero de la propia cámara, que puede modificar la respuesta de la planta dando lugar, con bastante frecuencia, a una sobreestimación de los efectos (aunque dependiendo de las condiciones experimentales la subestimación de daños también es posible).

Para evitar la distorsión de la respuesta de las plantas al ozono provocada por el efecto invernadero de las cámaras, se han desarrollado en las últimas décadas nuevos sistemas experimentales de exposición a cielo abierto (*Open Air Exposure Systems*) que permiten una exposición de las plantas a concentraciones controladas de ozono sin el uso de ningún tipo de cámaras o invernaderos (Figura 15). Estos sistemas suelen constar de un número variable de parcelas circulares delimitadas por un tubo perforado de pequeño diámetro que rodea la parcela externamente y por el que se libera aire hacia el centro de la parcela con distintas concentraciones de ozono. Su diseño se parece a los sistemas más extendidos para analizar el efecto sobre la vegetación del enriquecimiento atmosférico en CO_2 (*Free Air Carbon dioxide Enrichment, FACE*). Estos sistemas de exposición a cielo abierto son complejos y costosos al requerir un control preciso de la liberación del aire enriquecido en ozono en función de la dirección y velocidad del viento y de la concentración atmosférica de ozono. Actualmente, en España no se dispone de ninguna instalación de este tipo, aunque la colaboración con otros grupos de investigación europeos ha permitido realizar este tipo de estudios empleando plantones de pino canario y pino negro en instalaciones de Alemania y Suiza.

Los estudios en condiciones naturales se realizan sin el empleo de cámaras ni sistemas de exclusión de aire, por lo que no se producen alteraciones del microclima que rodea a las plantas. Las plantas crecen expuestas a las variaciones ambientales de los contaminantes y de los factores ambientales que modifican su respuesta. Este tipo de estudios se pueden realizar en zonas que presentan un gradiente en los niveles de contaminación atmosférica, provocado por el movimiento dominante de las masas de aire desde los centros de emisión de los contaminantes o de sus precursores (ciudades, centros industriales) hacia las zonas rurales. Aprovechando la existencia de estos gradientes de contaminación, se puede analizar el desarrollo de la vegetación expuesta a distintos niveles de contaminación. Sin embargo, para la interpretación correcta de los resultados, se debe tener en cuenta la posible

existencia de otros gradientes naturales, como variaciones en las características del suelo, en la temperatura o en el régimen de precipitaciones, que se superponen al de contaminación y pueden modificar la respuesta de la vegetación.

En España, distintos grupos de investigación están trabajando para caracterizar gradientes naturales de contaminación atmosférica. En todos ellos se requiere la monitorización de los parámetros meteorológicos, edáficos y la concentración de los contaminantes atmosféricos a lo largo del gradiente. Debido a que estos estudios se realizan en zonas rurales, donde no hay corriente eléctrica disponible para emplear monitores de medida en continuo de los contaminantes, estas medidas se realizan utilizando dosímetros pasivos. Los dosímetros pasivos son filtros impregnados con un compuesto químico específico para reaccionar con cada contaminante (Figura 16). Los dosímetros se exponen al aire durante un periodo de tiempo determinado, transcurrido el cual se retiran y analizan en el laboratorio para determinar la concentración media de los distintos contaminantes durante el periodo de exposición. Esta técnica se emplea comúnmente para estudiar la distribución de la contaminación atmosférica en zonas rurales, y especialmente en áreas protegidas, como por ejemplo los parques nacionales, donde la calidad del aire es un factor a considerar al valorar su estado de conservación.



CIEMAT



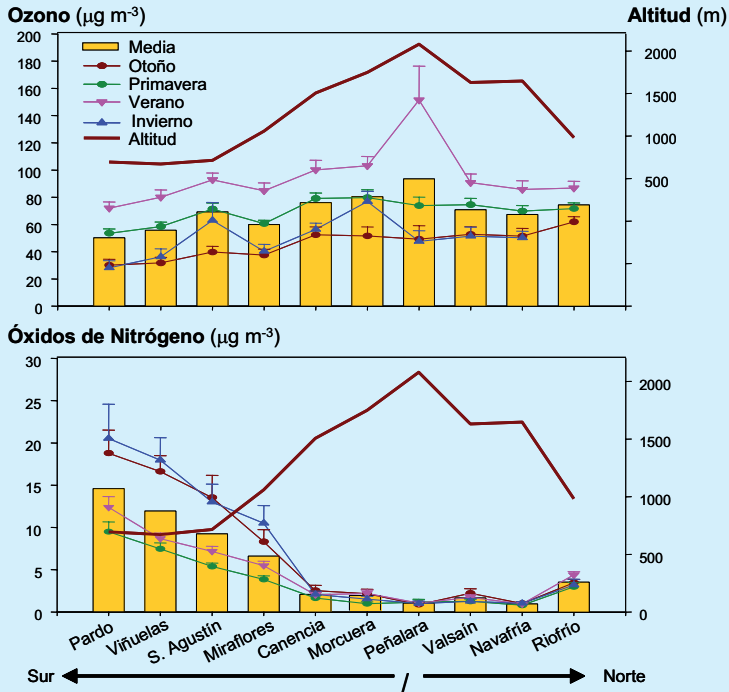
MARM



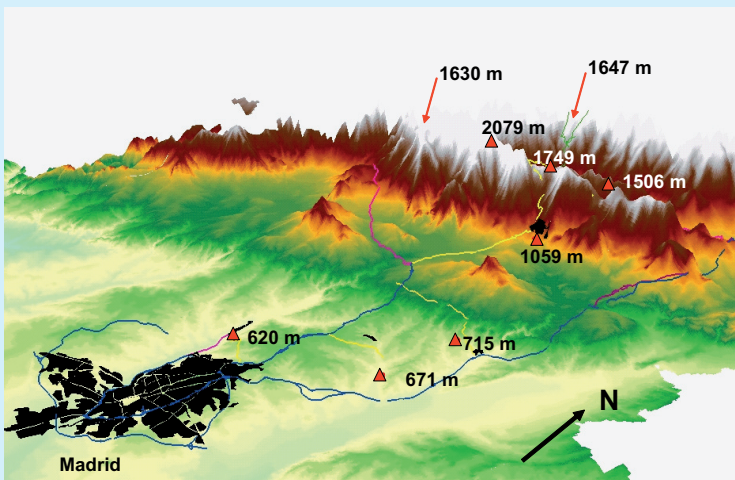
CEAM

Figura 16. Dosímetros pasivos para medida de contaminantes gaseosos. Distintos modelos de dosímetros para el análisis de los niveles de ozono y óxidos de nitrógeno. Fuente: CIEMAT, CEAM, MARM-DG Medio Natural y Política Forestal.

Caracterización del gradiente de contaminación entre Madrid y la sierra de Guadarrama



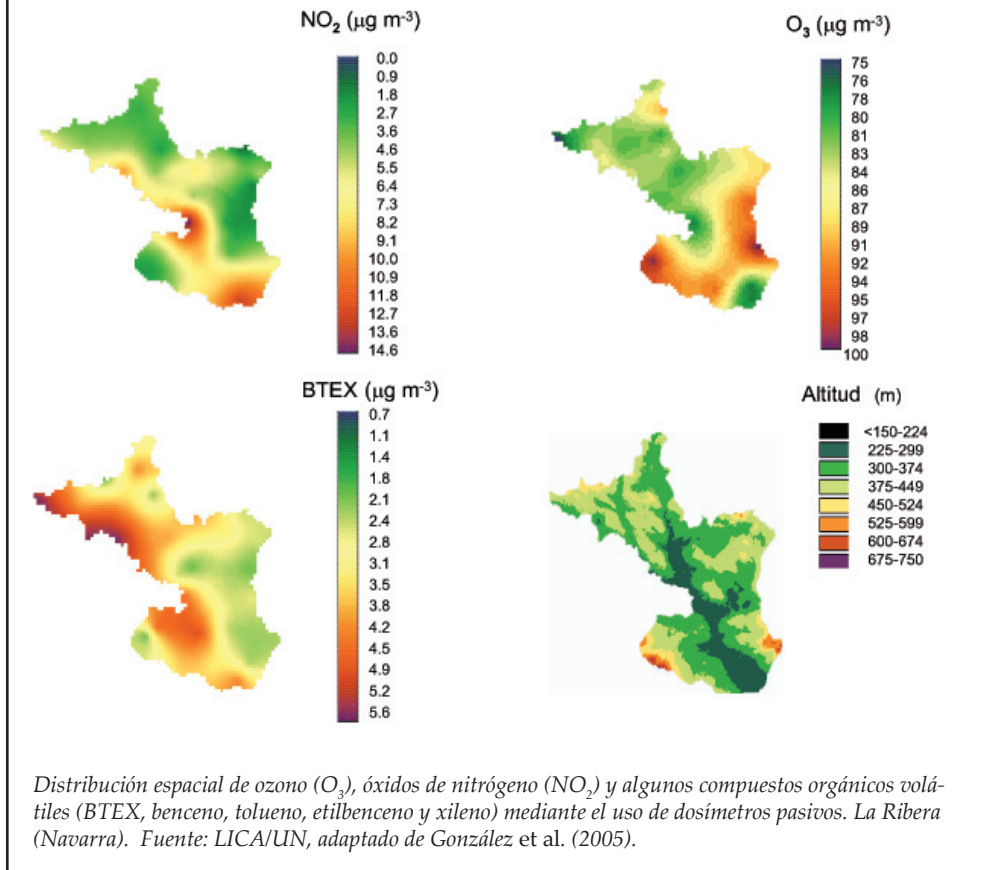
Mediante el empleo de dosímetros pasivos se ha caracterizado el gradiente de contaminación que existe entre la ciudad de Madrid y la sierra de Guadarrama. La concentración de ozono se incrementa con la distancia a la ciudad de Madrid y la altitud, alcanzándose los valores más altos en las zonas más elevadas de la sierra, mientras que los óxidos de nitrógeno presentan el patrón contrario, disminuyendo con la distancia a la ciudad y la altitud. Las figuras muestran los valores medios \pm error estándar para el periodo junio 2004-julio 2007. Fuente: CIEMAT, adaptado de Alonso et al. (2009).



Estaciones de muestreo

- 1- El Pardo (620 m)
- 2- Viñuelas (671 m)
- 3-San Agustín de Guadalix (715 m)
- 4-Miraflores de la Sierra (1059 m)
- 5- Pto.Canencia (1506 m)
- 6- Pto.Morcuera (1749 m)
- 7- Peñalara (Zabala) (2079 m)
- 8- Valsain (1630 m)
- 9- Navafria (1647 m)
- 10- Riofrío (982 m)

Caracterización de la distribución de contaminantes atmosféricos en La Ribera (Navarra)



3.2- Absorción del ozono por la vegetación

Los efectos que el ozono provoca en la vegetación dependen de la cantidad de contaminante que consigue alcanzar el interior de la planta e interferir en las reacciones bioquímicas y metabólicas gracias a las que se produce el desarrollo y crecimiento vegetal. Debido a que el ozono es un contaminante gaseoso, su principal vía de entrada en las plantas es a través de los estomas, unos pequeños poros en la superficie de las hojas por donde se realiza el proceso habitual de intercambio de gases con la atmósfera que permite la fotosíntesis y la respiración. El ozono penetra en los tejidos vegetales mediante mecanismos de difusión pasiva.

El flujo de ozono que alcanza el interior de la planta es proporcional a la concentración que hay en el aire, pero parte de ese ozono se pierde durante su transporte desde la atmósfera hacia las capas de aire más cercanas al tejido

vegetal y por su contacto con distintas superficies, por ejemplo la cutícula de las hojas. El transporte del ozono hacia el interior vegetal se puede explicar mediante una analogía con un sistema de resistencias que reducen la concentración del gas en cada paso de su transporte hacia el interior de la planta (Figura 17). Una primera resistencia aerodinámica (R_a) delimita el paso de los gases desde la atmósfera hasta la capa de aire en contacto con la superficie de la vegetación y depende de factores como la altura y la estructura del dosel vegetal, la velocidad del viento o la rugosidad de la superficie. La resistencia de la capa límite (R_b) determina la concentración de ozono en la capa de aire que se encuentra en contacto inmediato con la superficie foliar y es función de las características morfológicas de las hojas (tamaño, forma, orientación, rugosidad) y de factores meteorológicos, en especial de la velocidad del viento.

La fracción de la concentración de ozono que realmente entra en el interior de la hoja está controlada finalmente por la resistencia estomática (R_s), a su vez condicionada por el número de estomas, las características anatómicas de las células guarda que forman el estoma y por el grado de apertura del poro estomático.

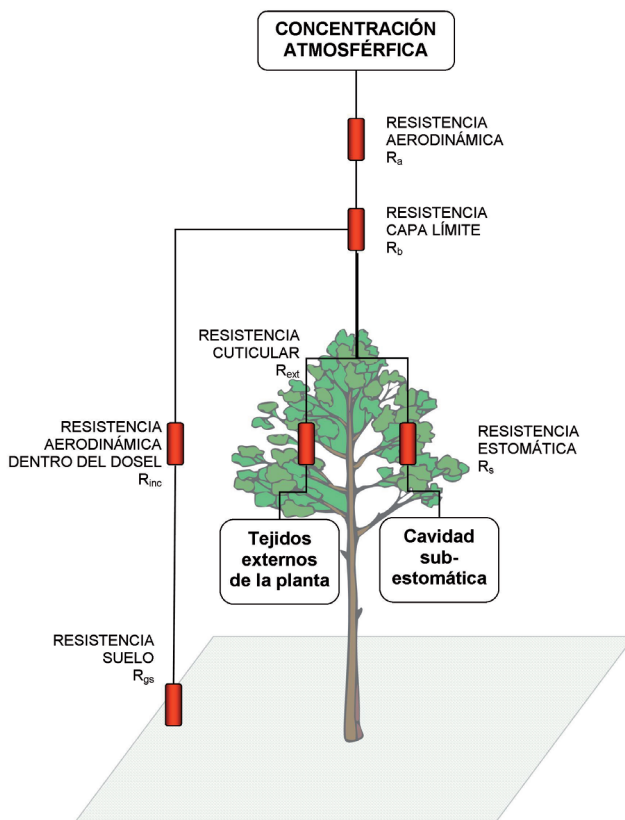
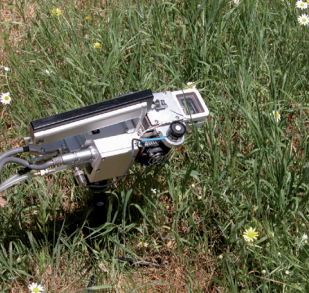


Figura 17. Depósito de ozono sobre la vegetación. Cálculo del flujo de ozono absorbido por la planta utilizando una analogía con un modelo de resistencias que incluye los procesos atmosféricos, de depósito sobre superficies y de absorción por la vegetación. Fuente: adaptado de UNECE (2009).



CIEMAT



CIEMAT



CIEMAT



CIEMAT

Análisis del intercambio de gases entre la atmósfera y la planta empleando un sistema portátil de medida de CO₂ y vapor de agua que utiliza un analizador de infrarrojos. Fuente: CIEMAT.

El inverso de la resistencia estomática se denomina conductancia estomática. Cuanto mayor sea esta conductancia, mayor será el flujo de gases entre la planta y la atmósfera, favoreciendo la absorción del ozono y el desarrollo de daños en la planta. La conductancia estomática es el parámetro más importante que determina la absorción del ozono por la vegetación.

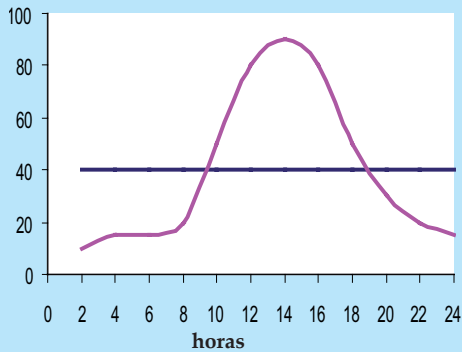
El funcionamiento de los estomas está regulado por factores ambientales como son la temperatura, la humedad relativa del aire, la luz, la disponibilidad de agua, la concentración de nutrientes o la concentración de CO₂ dentro de la hoja. También está controlado por factores internos de la planta a través de las hormonas vegetales que dependen de la edad y del estado de desarrollo de la planta. Cualquier factor que provoque el cierre de los estomas contribuye a la reducción de la absorción del contaminante y, por tanto, a una disminución de los daños causados por el ozono. A su vez, la propia contaminación atmosférica puede provocar alteraciones en el funcionamiento estomático.

La absorción del contaminante por la planta no es el único parámetro que explica la toxicidad del ozono. Las plantas poseen la capacidad de activar determinados mecanismos de defensa, protección y reparación frente a los daños provocados por el ozono. Estos mecanismos de defensa pueden actuar limitando su absorción mediante el cierre estomático, evitando la formación de productos tóxicos derivados de las reacciones del ozono en el medio celular, o destruyendo los compuestos tóxicos ya generados. La capacidad de defensa de las plantas varía dependiendo de la especie y de su estado de desarrollo, pero depende también de múltiples factores externos como son las condiciones climáticas y nutricionales o los posibles cambios en las relaciones entre individuos de la misma o de distintas especies (relaciones intra e interespecíficas) dentro del funcionamiento del ecosistema.

Importancia del tipo de exposición al ozono

Los efectos del ozono en la vegetación dependen tanto de la concentración de ozono en el aire como de la frecuencia y duración con que ocurren esas concentraciones. En función del tiempo y la concentración se pueden distinguir dos tipos de exposiciones:

- **Exposición aguda:** exposición a altas concentraciones de ozono durante períodos cortos de tiempo. Este tipo de exposiciones provoca generalmente daños que se observan como síntomas foliares visibles. La aparición de estos síntomas se debe a cambios a nivel bioquímico y no siempre están asociados a reducciones en el crecimiento de las plantas.
- **Exposición crónica:** se producen con concentraciones de ozono bajas o medias durante largos períodos de tiempo. En estos casos se observan alteraciones a nivel metabólico, a menudo sin que se observen síntomas visibles, que conducen a una senescencia prematura y a cambios en el crecimiento y la productividad de las plantas. Este tipo de exposiciones pueden inducir otro tipo de respuestas más difíciles de apreciar como una mayor sensibilidad frente a otros factores de estrés, tanto bióticos como abióticos.



Perfil diario de las concentraciones de ozono correspondientes a una exposición tipo crónica (línea azul) y otra aguda (línea rosa). Nótese que a pesar de sus diferentes perfiles y su diferente fitotoxicidad potencial, ambas resultarían en una concentración media diaria idéntica.

3.3- Efectos del ozono desde la escala celular a la ecosistémica

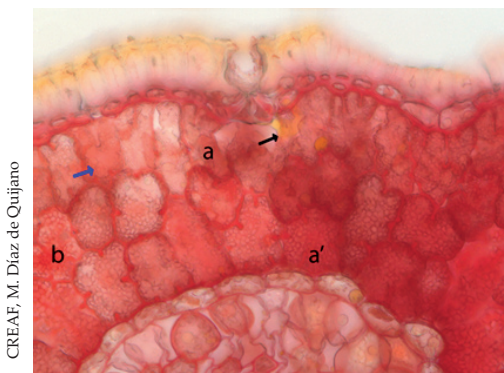
El ozono es una molécula gaseosa con una gran capacidad oxidante. Una vez absorbido por las plantas a través de los estomas, el ozono se ve implicado en una serie de reacciones en cadena que producen radicales libres y formas activas del oxígeno. Estos compuestos químicos son altamente reactivos y pueden oxidar diversos compuestos orgánicos que forman parte de las paredes celulares o de los orgánulos de la célula vegetal, provocando un estrés oxidativo celular y alterando su funcionamiento. Los mecanismos de actuación del ozono en los tejidos vegetales no se conocen con exactitud, en parte por la complejidad de los mecanismos implicados y en parte porque la respuesta de la planta depende de la especie, del estado de desarrollo y de las condiciones ambientales de crecimiento.

El ozono y sus productos derivados parecen alterar la permeabilidad de la membrana celular y el funcionamiento de algunos enzimas y hormonas que actúan ligados a la membrana y que están implicados en la regulación del transporte de iones y de agua, influyendo de manera decisiva en el metabolismo de las células

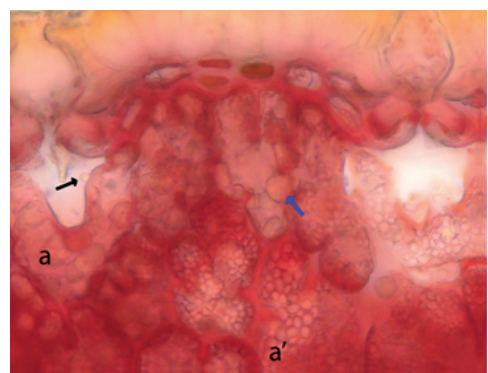
afectadas. Pero al mismo tiempo, la formación de radicales libres y formas activas del oxígeno parece constituir una primera línea de defensa desencadenando una cascada de señales que activan diversos mecanismos de protección en el interior celular, incluyendo cambios en la expresión de algunos genes.

La formación de radicales libres y otras especies activas del oxígeno ocurre también durante el metabolismo vegetal, incluso bajo unas condiciones óptimas de crecimiento. Por esta razón, las plantas presentan una serie de sistemas de protección con el fin de evitar que se produzcan daños por oxidación en sus propios componentes celulares. Los sistemas de protección celular antioxidante están constituidos por enzimas (principalmente superóxido dismutasa, peroxidasa, glutatión reductasa), diversas moléculas de pequeño tamaño (ascorbato, glutatión, α -tocoferol) y otros metabolitos secundarios (fenoles, carotenoides) distribuidos en distintos compartimentos celulares. La abundancia y actividad de estos compuestos depende de la especie, de la edad de la planta y de sus condiciones de crecimiento. En condiciones normales, existe un equilibrio entre la formación y la destrucción de radicales libres y formas activas del oxígeno. Este equilibrio puede ser alterado por múltiples factores ambientales y nutricionales como son la sequía, las altas intensidades de luz, las altas temperaturas, o también por la acción de contaminantes atmosféricos como el ozono.

Cuando se sobrepasa la capacidad de protección de las células vegetales frente a las perturbaciones inducidas por el ozono a escala celular, se producen efectos a escala metabólica, principalmente en la asimilación del carbono mediante la fotosíntesis, en la distribución de nutrientes y productos asimilados y en el almacenamiento de sustancias de reserva. Estos efectos a menudo se traducen en una disminución en las tasas de crecimiento y productividad, y en una aceleración de los procesos de senescencia.

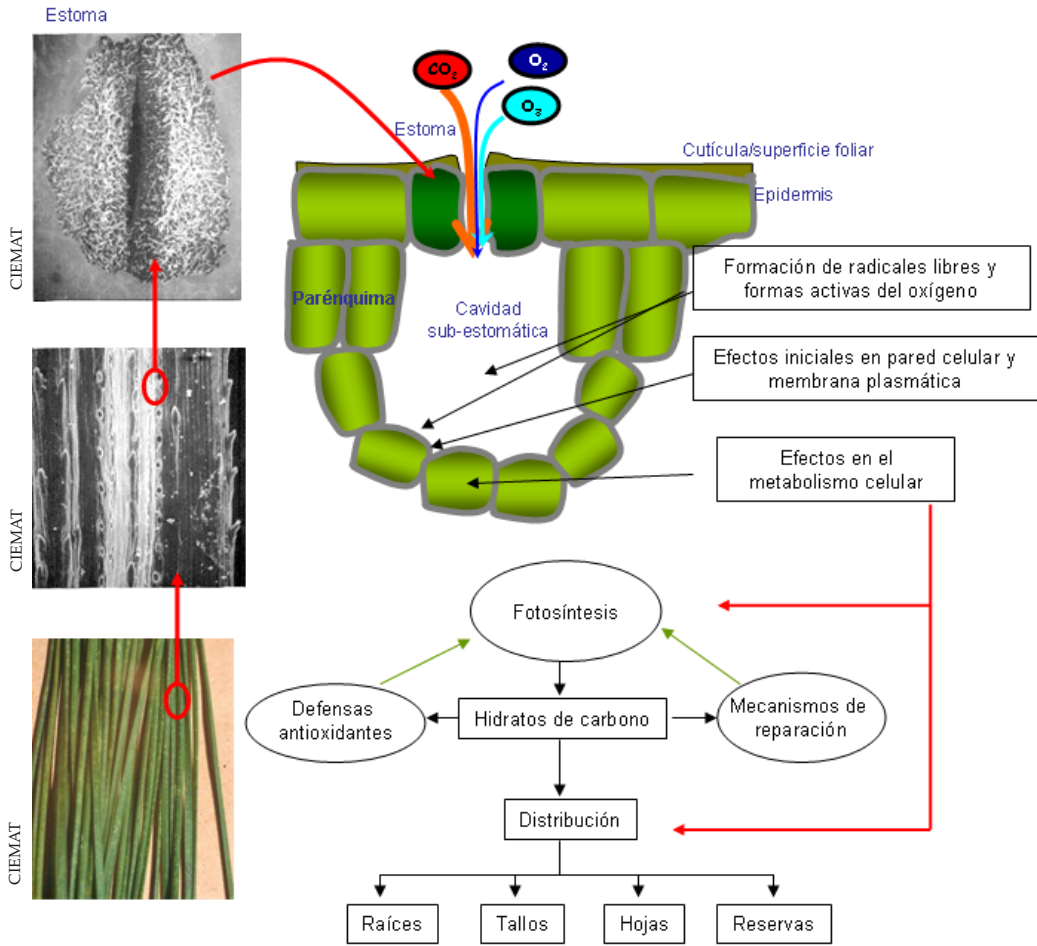


CREAF, M. Díaz de Quijano



CREAF, M. Díaz de Quijano

*Efecto del ozono a escala celular. Relación entre los daños foliares visibles y los observados a escala celular en acículas de pino negro (*Pinus uncinata*) del Pirineo. Se observa una destrucción de los cloroplastos en las células que rodean la cámara estomática (a) respecto a los cloroplastos de las células del mesófilo interior (a'); una acumulación de material extracelular en la misma cámara estomática (flechas negras); una acumulación de oligómeros de proanthocianidinos (b) y de otros cuerpos fenólicos (flechas azules). Los compuestos fenólicos contribuyen a reducir el estrés oxidativo inducido por el ozono. Fuente: CREAM, Unidad CREAM-CEAB-CSIC de Ecofisiología y Cambio Global.*



Esquema de la entrada del ozono al interior de los tejidos vegetales y de su efecto en la fijación de carbono y reparto de compuestos asimilados. El CO_2 y el ozono penetran en el interior de la hoja a través de los estomas. Una vez alcanzada la cavidad subestomática, el ozono en contacto con el medio acuoso genera radicales libres y formas activas del oxígeno que reaccionan con la pared y membrana celular, alterando los procesos de asimilación y translocación de los productos asimilados (flechas rojas). Los mecanismos de detoxificación y reparación disminuyen los daños provocados por el ozono (líneas verdes), pero suponen un gasto energético a costa del consumo de productos asimilados. Se produce una alteración en la distribución de los productos asimilados hacia las raíces, tallos, hojas y órganos de reserva.

El ozono puede provocar una disminución de la actividad fotosintética a través de alteraciones en la actividad de la Rubisco (enzima encargada de fijar el CO_2), en el contenido de clorofilas o en la actividad de las células guarda que controlan la apertura estomática. Además, la intensificación de los mecanismos de protección y reparación que el ozono desencadena aumenta la tasa de respiración para soportar el gasto energético extra necesario, lo que supone finalmente una reducción neta de la tasa de asimilación de carbono.

El ozono puede también provocar cambios en el reparto o translocación de los productos asimilados, generalmente aumentando el flujo hacia las hojas jóvenes

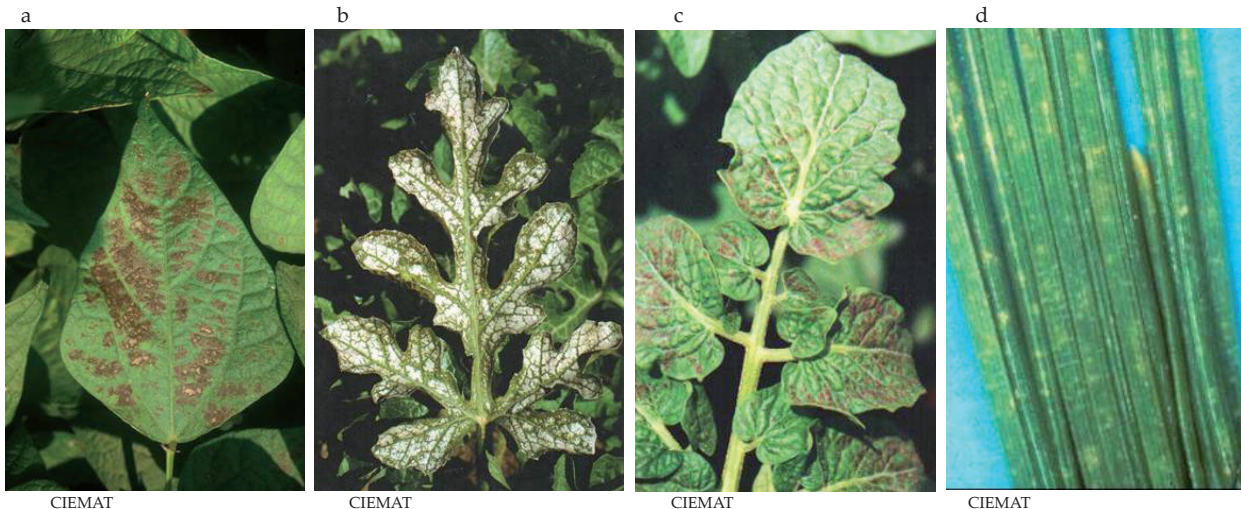
y disminuyendo el que se dirige a hojas más viejas, raíces y órganos de reserva. Si las concentraciones del contaminante no son demasiado altas, este comportamiento puede constituir un mecanismo adaptativo que permite mantener las tasas de crecimiento en unas condiciones de estrés con poca disponibilidad de hidratos de carbono. Por el contrario, si las concentraciones de ozono son mayores, la disminución de productos de reserva en las raíces provoca un descenso del crecimiento radicular que conlleva una disminución de la absorción de nutrientes, de forma que se produce una pérdida en el vigor de las plantas. Esta pérdida de vigor aumenta su sensibilidad frente a otros factores de estrés (sequía, altas temperaturas, plagas, etc).

Además de estos efectos observados a escala de organismo, el ozono puede provocar efectos a escala de ecosistema. La diferente sensibilidad al ozono que presentan especies pertenecientes a una misma comunidad vegetal, puede cambiar las relaciones de competencia entre dichas especies, alterando la estructura y la diversidad de la comunidad vegetal. Estos cambios pueden traducirse en efectos sobre los ciclos de nutrientes y sobre las relaciones hídricas dentro del ecosistema.

3.4- Síntomas visibles

Cuando las alteraciones provocadas por la exposición al ozono superan la capacidad de defensa de las células vegetales, se producen daños a nivel metabólico que pueden llegar a observarse de forma visible. Algunos agentes bióticos y abióticos, como la presencia de otros contaminantes atmosféricos, desequilibrios nutricionales, condiciones climáticas extremas o ataques de patógenos (insectos, hongos, etc.) pueden provocar en algunas especies síntomas foliares parecidos a los que provoca el ozono. El discernir en campo cuál es el agente causante de estos síntomas y si estos pueden atribuirse o no al ozono con seguridad, requiere una evaluación experta

Síntomas foliares inducidos por ozono. Punteadoras rojizas en hojas de judía (a) y tomate (c), necrosis más avanzada en hojas de sandía (b), bandeado clorótico en acículas de pino carrasco (d). Fuente: CIEMAT.



y muy cuidadosa. Para su confirmación es necesario ser capaces de reproducir los síntomas observados en campo en condiciones experimentales, exponiendo la especie a diferentes concentraciones de ozono. Aún así, resulta complicado establecer una clara relación entre las concentraciones de ozono y la intensidad de los síntomas foliares puesto que su desarrollo depende también de las características de la exposición al contaminante y de las condiciones de crecimiento de la planta.

En las especies de hoja ancha, los daños que produce el ozono se caracterizan por la aparición de una pigmentación en forma de punteaduras de color marrón, rojizo o púrpura. Estas punteaduras indican las áreas que han sido afectadas de manera irreversible por el contaminante provocando la muerte celular. Se trata de una respuesta que afecta a las células más superficiales del parénquima en empalizada, mientras que las nervaduras permanecen intactas. Los síntomas se desarrollan inicialmente en el haz de las hojas (cara superior) y en general aparecen primero en las hojas que han alcanzado su madurez. Cuando los daños se extienden, se puede detectar una necrosis bifacial que refleja la muerte del tejido vegetal. En las coníferas, los síntomas foliares se observan como un bandeo clorótico difuso con frecuencia acompañado de puntas quemadas. Otra característica común es la defoliación de las copas de los individuos sensibles, que evoluciona desde la base de la copa hacia la parte superior. La aparición de estos síntomas suele venir acompañada de un proceso de senescencia prematura de hojas, flores, frutos y/o de toda la planta.

El desarrollo de daños visibles provocados por el ozono no siempre viene acompañado de efectos en el crecimiento o producción de la planta. Sin embargo, su presencia puede suponer una importante pérdida económica en el caso de aquellos cultivos sensibles cuyo valor en el mercado depende de su apariencia.

Bioindicación

El desarrollo de síntomas foliares visibles provocados por la exposición al ozono, permite la utilización de algunas especies, variedades o biotipos, como bioindicadores y/o biomonitores de los niveles ambientales de ozono. Un bioindicador es un ser vivo que responde a unas condiciones ambientales específicas con unos síntomas específicos. En el caso de la contaminación atmosférica, el bioindicador actúa como un sensor que detecta la presencia de contaminantes atmosféricos. Los biomonitores pueden ofrecer además una información cuantitativa de la cantidad de contaminante atmosférico. La bioindicación puede ser pasiva cuando se basa en observaciones realizadas en especies vegetales que crecen en la zona, ya sea de forma natural o cultivada. Pero también se pueden realizar estudios de bioindicación activa utilizando métodos estandarizados con especies, variedades o biotipos seleccionados por su sensibilidad al ozono.

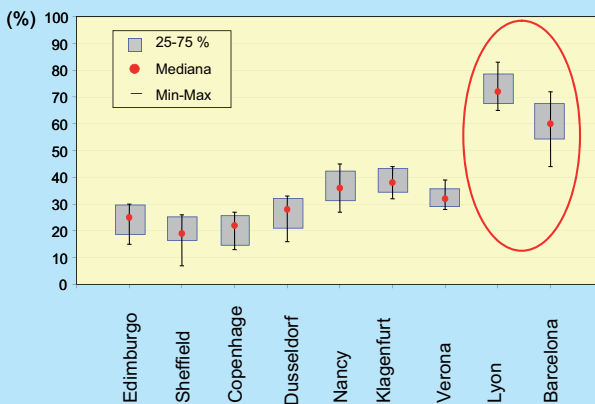
El pino carrasco (*Pinus halepensis*) ha sido el bioindicador más utilizado en España para determinar la extensión del problema de contaminación por ozono que afecta al este peninsular. Los estudios realizados empleando este pino indican

Biomonitorización del ozono

Uno de los sistemas de biomonitorización del ozono más utilizado se basa en el empleo simultáneo de tres variedades de tabaco con distinta sensibilidad a este contaminante (BelW3, BelB y BelC) siguiendo un protocolo experimental estandarizado que analiza el desarrollo y la extensión de daños foliares visibles. Este sistema ha sido muy utilizado en Europa en el marco del grupo de trabajo del Convenio de Ginebra que estudia los efectos del ozono en cultivos y vegetación (*ICP-Vegetation*, <http://icpvegetation.ceh.ac.uk>). Además, algunos proyectos europeos, como el EuroBionet, también han empleado este sistema de bioindicación para evaluar la calidad ambiental en algunas ciudades europeas, entre ellas Barcelona y Valencia. Otro sistema de bioindicación comúnmente empleado por el *ICP-Vegetation* se basa en la combinación de la respuesta al ozono, tanto en producción de biomasa como en desarrollo de síntomas foliares, de dos biotipos de trébol blanco (*Trifolium repens*) seleccionados específicamente por su sensibilidad y su resistencia a este contaminante. Ambos sistemas se han utilizado en múltiples estudios a nivel internacional para caracterizar la extensión de los daños del ozono en la vegetación a escala regional o continental. En Europa, los resultados coinciden en señalar a los países del centro y sur del continente como los más afectados por los daños en la vegetación inducidos por el ozono.



Daños foliares de distinta intensidad en hojas de tabaco de la variedad sensible al ozono BelW3 provocados por las concentraciones de ozono que se registran en la costa del levante peninsular. Fuente: CIEMAT



Bioindicación con tabaco en distintas ciudades europeas en 2001. Daños foliares expresados como porcentaje de hoja dañada (mediana, valores medios, máximos y mínimos). Las ciudades de Lyon y Barcelona, son las que presentan mayores daños por ozono. Fuente: Adaptado de Klumpp et al. (2006). Resultados del proyecto Life-European Network for the Assessment of Air Quality by the Use of Bioindicator Plants, EuroBionet.

que los niveles de ozono en esta área son suficientemente elevados para provocar daños en la vegetación, y que la localización y orientación de los bosques determinan el grado de daño, estando más afectados aquellos que se encuentran en el camino del movimiento de las masas de aire contaminado desde la costa hacia el interior. De manera similar, se ha constatado la presencia de síntomas visibles en diversos cultivos hortícolas comerciales empleados como bioindicadores pasivos para determinar la extensión del riesgo de daños por ozono en la costa mediterránea desde Tarragona hasta Almería.

3.5- Efectos del ozono en cultivos

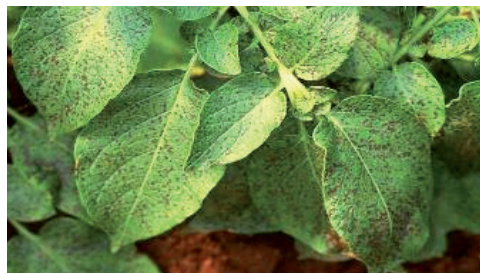
Las concentraciones de ozono troposférico que se registran actualmente en muchas regiones del mundo, y en concreto en España, pueden provocar efectos nocivos para la agricultura. El desarrollo de los daños depende de la concentración y duración de la exposición al contaminante, pero también del estado de desarrollo de la planta en el momento de la exposición y de las condiciones meteorológicas y edáficas durante este periodo. Son especialmente importantes los factores que determinan la disponibilidad de agua para la planta que condicionan el flujo de absorción del contaminante. Los efectos del ozono en los cultivos se pueden manifestar como síntomas visibles en las hojas, como reducción de la producción y/o calidad de la cosecha, o como un aumento en la sensibilidad frente a ataques de patógenos. En la Península Ibérica, la mayor parte de los estudios sobre el efecto del ozono en la agricultura se han desarrollado en el área mediterránea, la principal zona de producción hortícola.

El desarrollo de síntomas foliares provocados por el ozono puede suponer una pérdida económica a considerar en aquellos cultivos cuyo valor comercial se basa en la

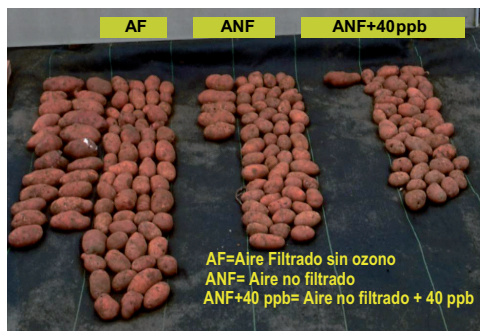


CEAM

Efectos del ozono en cultivo de patata: desarrollo de síntomas foliares y reducción de la producción. Instalación de cámaras descubiertas de "La Periera" (Benifaió, Valencia). Fuente: CEAM.

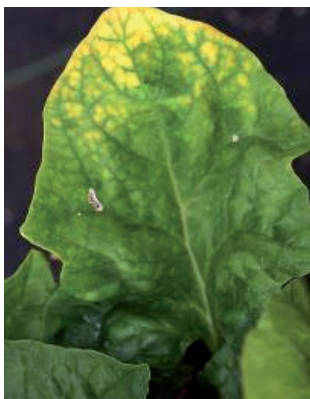


CEAM, E. Calvo



AF=Aire Filtrado sin ozono
ANF= Aire no filtrado
ANF+40 ppb= Aire no filtrado + 40 ppb

CEAM, E. Calvo



Síntomas foliares inducidos por el ozono de forma experimental en espinaca (arriba) y lechuga (abajo). Fuente: CEAM.



Cultivos sensibles al ozono descritos en España

sandía (*Citrullus lanatus*)
 judía (*Phaseolus vulgaris*)
 tomate (*Lycopersicon esculentum*)
 cítricos
 tabaco (*Nicotiana tabacum*)
 patata (*Solanum tuberosum*)
 lechuga (*Lactuca sativa*)
 espinaca (*Spinacea oleracea*)
 alcachofa (*Cinara scolymus*)
 vid (*Vitis vinifera*)
 colza (*Brassica napus*)
 trigo duro (*Triticum durum*)
 trigo blando (*Triticum aestivum*)
 maíz (*Zea mays*)
 arroz (*Oryza sativum*)
 soja (*Glycine maxima*)
 cacahuete (*Arachis hypogea*)
 melón (*Cucumis melo*)
 guisante (*Pisum sativa*)
 col (*Brassica oleracea*)

aparición de las hojas. Este es el caso de cultivos como la espinaca, la lechuga y el tabaco, en los que se han observado este tipo de daños provocados por las concentraciones de ozono habituales en la costa levantina. En otros cultivos cuya importancia comercial se basa en el fruto, la aparición de síntomas foliares no se relaciona siempre con pérdidas en producción. Por el contrario, la exposición al ozono puede provocar una reducción de la producción sin la aparición de daños visibles.

Existe una amplia base experimental, a partir de estudios realizados en diversas áreas de la geografía española, que indica que los niveles de ozono que se registran habitualmente en muchas zonas agrícolas son capaces de provocar efectos en la productividad de los cultivos. Estos se pueden manifestar como una reducción de la tasa de germinación de las semillas, un retraso en el inicio del periodo de floración, una disminución de la producción de flores, y, principalmente, como una reducción en la producción de frutos y semillas. En la zona de Levante, el ozono puede provocar, en condiciones experimentales, pérdidas de productividad de hasta un 39% en sandías, un 31% en judías y un 26% en tomates. En el caso de las sandías, por ejemplo, la reducción en la cosecha se produce más por una disminución en el número de frutos que por una reducción en el peso del fruto. En algunos cultivos, como la sandía y el tomate, el ozono provoca además un retraso en la maduración de los frutos, por lo que las cosechas tempranas son las que más sufren la reducción

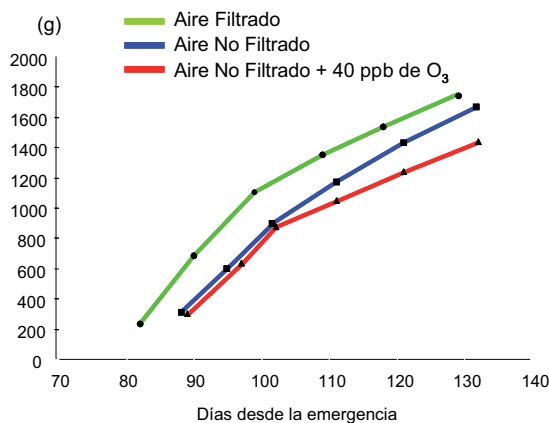


Figura 18. Efectos del ozono en la producción de cultivos experimentales de tomate.

Evolución de la producción del peso de frutos por planta de la variedad Tiny Tim. El efecto del ozono es más intenso en las cosechas tempranas donde se observa una reducción de la producción provocada por el ozono. Fuente: CIEMAT (adaptado de Bermejo et al. (2002)).

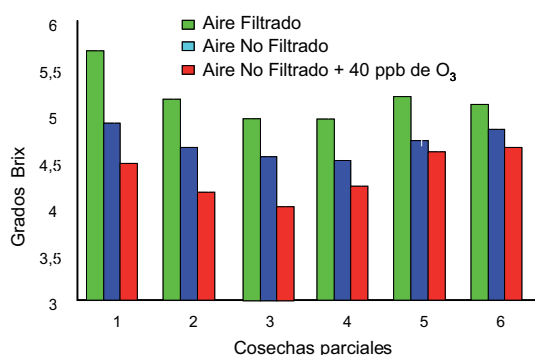


Figura 19. Efectos del ozono en la calidad de frutos de tomate.

Reducción de la concentración de azúcares en fruto expresados como grados Brix en las diferentes cosechas parciales por efecto del ozono. Fuente: CIEMAT, adaptado de Bermejo et al. (2002).

de la producción. Esta pérdida puede compensarse con las cosechas finales si los niveles del contaminante no son muy elevados (Figura 18), si bien el retraso puede implicar una pérdida de competitividad en el mercado cuando ocurre en cultivos cuya aparición temprana supone un valor añadido.

Es importante destacar que la respuesta de los cultivos a la exposición al ozono puede ser muy diferente dependiendo de la variedad utilizada. De forma general, se ha encontrado que las variedades procedentes de regiones con elevados niveles de contaminación por ozono tienden a ser más tolerantes que las variedades desarrolladas en áreas relativamente limpias, posiblemente debido a que se ha producido una selección inconsciente por parte de los agricultores. En las zonas agrícolas donde se detectan problemas de producción asociados al ozono, una solución eficaz es optar por el cultivo de variedades resistentes. También es posible adoptar algunos cambios en el manejo de los cultivos que pueden reducir la absorción del ozono por las plantas y con ellos sus efectos, especialmente los relacionados con los patrones de riego o el uso de fertilizantes.

Un aspecto menos estudiado son los efectos del ozono en la calidad de la cosecha. El ozono reduce hasta un 10-14% el contenido en azúcares del fruto de la sandía y el tomate, y provoca cambios en la composición proteica del grano del trigo (Figura 19). Estos efectos pueden agravar las pérdidas económicas inducidas por el

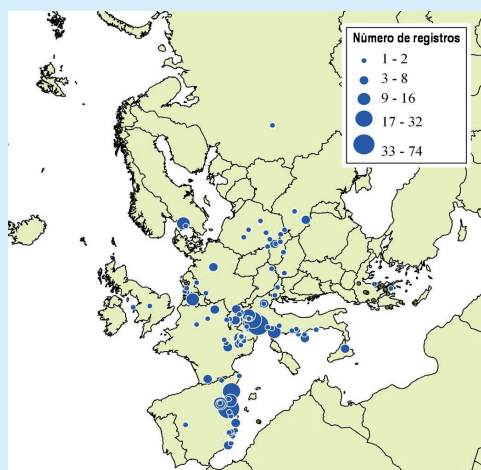
contaminante al disminuir el precio del fruto en el mercado. En los últimos años, se ha comprobado que la exposición al ozono puede además predisponer a los cultivos de tomate y melón al ataque de enfermedades víricas o en otros casos alterar la eficacia de algunos herbicidas.

Grupo de Cooperación Internacional sobre los Efectos de los Contaminantes Atmosféricos en la Vegetación Natural y los Cultivos (ICP-Vegetation)

El ICP-Vegetation es el grupo de trabajo dentro del Convenio de Ginebra que reúne la base científica sobre los efectos de la contaminación atmosférica en la vegetación (<http://icpvegetation.ceh.ac.uk>). Está formado por distintos grupos internacionales que de forma conjunta desarrollan experimentos, analizan bases de datos y elaboran modelos sobre los efectos del ozono, los metales pesados y los compuestos nitrogenados en la vegetación natural herbácea y en los cultivos. Actualmente 18 países, entre ellos España, participan en este programa.

En los últimos 20 años, el ICP-Vegetation se ha centrado en el estudio y análisis de los daños provocados por el ozono en especies agrícolas y herbáceas, recopilando y analizando una extensa base de datos. En el marco de este grupo se han recogido las evidencias que indican que las concentraciones de ozono que se registran en amplias zonas de Europa provocan efectos en la vegetación. Sus resultados han contribuido al desarrollo de los protocolos para el control del ozono y de los óxidos de nitrógeno del Convenio de Ginebra.

El análisis integrado de los efectos del ozono en la producción y la aparición de síntomas visibles, realizado en el marco del ICP-Vegetation, ha permitido establecer los valores umbrales de ozono para la protección de los cultivos y la vegetación herbácea (niveles críticos de ozono). Estos valores, que se revisan periódicamente para incorporar la nueva información disponible, han sido la base para el desarrollo de la legislación sobre ozono actualmente vigente en Europa (ver capítulo 5). En el seno de este grupo también se están optimizando los modelos para el cálculo de los flujos de ozono hacia el interior de la planta que serán la base para el desarrollo de nuevos niveles críticos que aseguren la protección de la vegetación.



Localidades europeas donde se han registrado daños visibles por ozono en cultivos, matorrales y herbáceas, en estudios realizados dentro del marco de ICP - Vegetation. Fuente: ICP-Vegetation, adaptado de Hayes et al. (2008).



Análisis de sensibilidad al ozono. Especies herbáceas anuales expuestas a concentraciones elevadas de ozono dentro de una cámara descubierta. Fuente: CIEMAT.

3.6- Efectos del ozono en especies herbáceas

La investigación sobre los efectos del ozono en la vegetación se ha centrado tradicionalmente en evaluar los daños en especies agrícolas y forestales debido a que es posible asociar pérdidas económicas a estos daños, e incluirlas en los análisis de coste-beneficio de los diferentes escenarios y estrategias de reducción de los niveles de este contaminante. Sin embargo, se conoce muy poco sobre los efectos del ozono en las comunidades de pastos y pastizales, a pesar de que representan alrededor del 50% de la superficie europea y de que reúnen gran parte de la biodiversidad de los hábitats naturales. La información recopilada y generada dentro del marco del programa *ICP-Vegetation* del Convenio de Ginebra es insuficiente para establecer con fiabilidad cual es la sensibilidad al ozono de este tipo de vegetación y cuáles deben ser los límites para su protección; ya que el centenar de especies analizadas suponen menos del 5% de las especies herbáceas descritas en Europa.

Los estudios realizados con especies de clima centroeuropeo indican que el ozono puede provocar el desarrollo de daños foliares, la reducción del crecimiento y la producción de semillas y una disminución de la calidad nutritiva. Las especies que componen estas comunidades pascícolas no responden de forma homogénea al ozono. Esta diversidad de respuestas puede depender de múltiples causas, como diferencias en las estrategias de crecimiento, la morfología foliar, el metabolismo celular o los mecanismos de defensa. En general, las especies pertenecientes a la familia de las leguminosas son más sensibles al ozono en comparación con la relativa resistencia de las gramíneas con las que conviven en la misma comunidad. Esta diferente sensibilidad puede provocar una selección de las especies resistentes frente a las sensibles que llevaría a un empobrecimiento del pasto (pérdida de diversidad) y a una reducción de su calidad forrajera, ya que la presencia de leguminosas hace al pasto más palatable y nutritivo para el ganado.

El estudio de los efectos del ozono en las comunidades de pastos supone un desafío debido a la complejidad de estos ecosistemas. Se requiere no sólo el análisis de la respuesta al contaminante de las diferentes especies que lo componen, sino



CIEMAT



CIEMAT



CIEMAT



CIEMAT

Medidas fisiológicas en pastizales mediterráneos a escala foliar y de dosel para el análisis de los flujos de ozono hacia el interior de las plantas; en una dehesa del centro peninsular y en una cumbre de la sierra de Guadarrama.
Fuente: CIEMAT

también la evaluación de los cambios que ocurren en las interacciones entre las distintas especies y la evolución final en términos de composición florística y productividad de toda la comunidad. La respuesta de estas comunidades está además determinada por factores nutricionales y microclimáticos que pueden variar de manera importante en pequeñas distancias, o por las técnicas de gestión del pasto utilizadas.

La mayor parte de los estudios realizados en Europa sobre el efecto del ozono en especies pascícolas se han centrado en comunidades perennes representativas de los climas centroeuropeos. En la última década, se está realizando un esfuerzo importante para determinar la sensibilidad al ozono de las especies que forman parte de los pastizales mediterráneos de la Península Ibérica, especialmente de los pastizales anuales asociados a las dehesas. Estas comunidades destacan por su alta biodiversidad y por ser representativas de los usos tradicionales del suelo. Se han detectado varios mecanismos por los que el ozono podría estar alterando la composición y estructura florística de estas comunidades.

La exposición al ozono reduce la producción de flores y de semillas de la mayor parte de las leguminosas anuales estudiadas, tréboles en su mayoría. Al tratarse de especies anuales, una menor producción de semillas puede tener importantes consecuencias para la supervivencia de las especies sensibles, puesto que en cada estación de crecimiento la abundancia de una especie, su capacidad de competencia frente a otras especies o su capacidad de resistencia a condiciones meteorológicas adversas depende de la cantidad y viabilidad del banco de semillas presente en el suelo.

Se ha observado también un desequilibrio en la respuesta al ozono entre la parte aérea y la subterránea en algunos de los tréboles anuales analizados, de forma que el ozono afecta de forma más intensa al crecimiento de las raíces respecto a la parte aérea de la planta. Este desequilibrio puede suponer una disminución en las sustancias de reserva almacenadas en las raíces que pueden resultar imprescindibles para la maduración final de las semillas en condiciones de sequía.

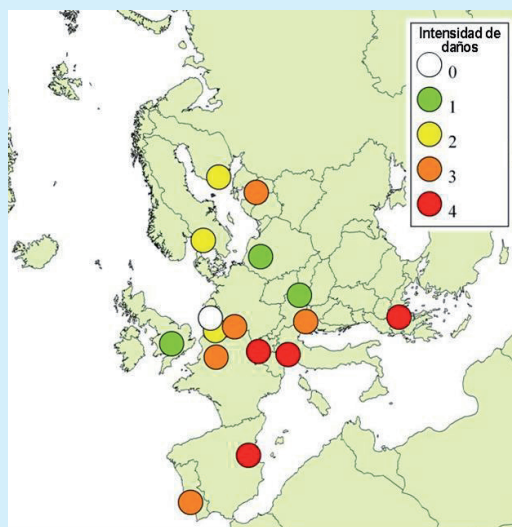
Como en el caso de los pastos centroeuropeos, las leguminosas anuales son más sensibles al ozono que las gramíneas con las que conviven (Figura 20). De hecho, el ozono no afecta al crecimiento ni provoca daños foliares en las gramíneas es-

Estudios realizados dentro del Grupo de Cooperación Internacional sobre los Efectos de los Contaminantes Atmosféricos en la Vegetación Natural y los Cultivos (ICP-Vegetation)

Entre las actividades que desarrolla el ICP-Vegetation del Convenio de Ginebra, se encuentra la puesta en marcha y seguimiento de experimentos que permitan evaluar el riesgo de daño por ozono en la *vegetación herbácea natural* del área europea y contribuir con ello a determinar los valores umbrales de ozono para este tipo de vegetación y la distribución de las áreas potencialmente más sensibles.

Para conseguir la participación de un gran número de países y grupos de investigación, cubriendo la mayor superficie posible del territorio europeo, se proponen experimentos sencillos y fáciles de desarrollar siguiendo un protocolo claramente definido. Entre estos estudios se encuentran los que emplean distintos bioindicadores sensibles al ozono. Uno de los más utilizados, desde 1996, es el sistema basado en el empleo de dos biotipos de trébol blanco (*Trifolium repens*), uno sensible y otro resistente. De manera similar, se han hecho evaluaciones con dos biotipos de *Centaurea jacea* con diferente sensibilidad al ozono. Los resultados señalan mayores daños en los países de la región mediterránea, que presenta mayores concentraciones de ozono.

Además, desde el ICP - Vegetation se está desarrollando una intensa labor para recopilar toda la información disponible sobre los efectos del ozono en diferentes comunidades herbáceas, con el fin de detectar aquellas características que se puedan relacionar con su sensibilidad al ozono. Esto permitirá predecir la respuesta de estas comunidades al contaminante. A la vez, se están desarrollando modelos para el cálculo de los flujos de ozono absorbidos por las plantas acoplados a modelos de predicción de crecimiento de este tipo de vegetación, en función de las condiciones meteorológicas y edáficas.



LICA/UN, J. Santamaría

Bioindicación de ozono en Pamplona empleando un biotipo sensible y otro resistente de trébol blanco en el marco del ICP-Vegetation. Fuente: LICA/Universidad de Navarra.

Bioindicación en Europa empleando biotipos de trébol. Escala de intensidad de daños en función del daño foliar del biotipo sensible NC-S. Valores medios de agosto entre 1998-2006. Fuente: ICP-Vegetation, adaptado de Hayes et al. (2007).

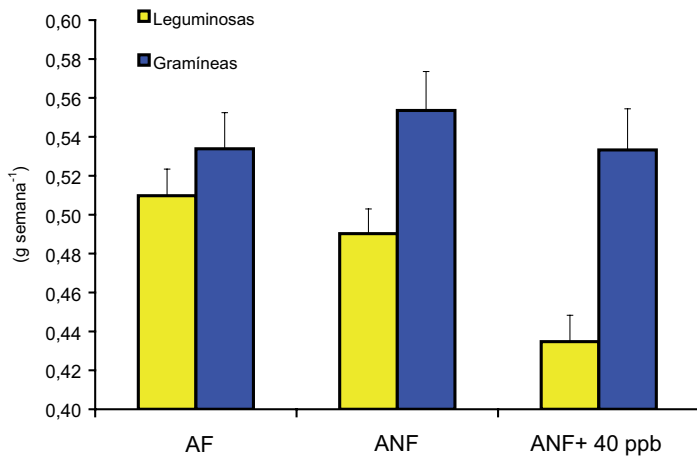


Figura 20. Efecto del ozono en las herbáceas anuales. Tasa de crecimiento medio de leguminosas y gramíneas anuales de los pastizales del centro peninsular expuestas a concentraciones de ozono inferiores al ambiente (AF), ambientales (ANF) y 40 ppb por encima del ambiente (ANF+40 ppb). El ozono afecta al crecimiento de las leguminosas, pero no al de las gramíneas. Fuente: CIEMAT, adaptada de Gimeno et al (2004).

tudiadas, a diferencia de la respuesta de las leguminosas. El ozono supone por tanto un factor limitante en la capacidad de competencia de las leguminosas.

Otro aspecto importante a considerar es la calidad forrajera de los pastizales de las dehesas para su aprovechamiento ganadero. El ozono reduce la calidad del pasto, no sólo por inducir una reducción en el crecimiento de las leguminosas, sino que también altera el contenido de fibras y/o puede disminuir el contenido proteico de las hojas en algunas especies sensibles.

3.7.- Efectos del ozono en los bosques

A mediados de los años 70 del siglo pasado, se empezaron a detectar indicios de un deterioro generalizado en los bosques de algunas regiones de Norteamérica y Europa, cuyos síntomas más aparentes eran el desarrollo anormal de procesos de clorosis en las hojas (pérdida de clorofilas), la reducción en el crecimiento de los árboles y un debilitamiento progresivo de las masas forestales, que aumentaba su sensibilidad frente a otros factores de estrés. No se trataba de un fenómeno uniforme y generalizado, sino que los daños variaban en función de las especies

Medidas fisiológicas en los pastizales de una dehesa del centro peninsular para determinar la influencia de los parámetros meteorológicos en su intercambio de gases y por tanto en la absorción de ozono. Fuente: CIEMAT





Izquierda: bosque de pino carrasco en las hoces de río Cabriel (Valencia) Derecha: exposición de pino carrasco en una instalación de cámaras descubiertas, (delta del Ebro, Tarragona). Fuente: CIEMAT.

y de las regiones geográficas. Este deterioro, que no se pudo atribuir a una causa única, empezó a relacionarse por primera vez con el impacto de los contaminantes atmosféricos. Se consideró que el ozono era uno de los agentes implicados en el proceso, no como causante directo, sino como un factor que predisponía a los árboles frente a otros tipos de estrés, fundamentalmente la sequía, el ataque de patógenos y las deficiencias nutricionales. Desde entonces, unas 60 especies arbóreas y arbustivas europeas han sido descritas como sensibles a los niveles elevados de ozono en el aire.

En el área mediterránea, y concretamente en España, una de las especies más estudiadas por su elevada sensibilidad al ozono es el pino carrasco (*Pinus halepensis*). Es frecuente detectar síntomas visibles en forma de un bandeo clorótico en sus acículas en amplias zonas del este de la Península Ibérica, sin estar relacionados con la presencia de patógenos como micosis foliares o insectos chupadores. Los estudios experimentales han demostrado que el ozono altera el metabolismo de esta especie, provocando una disminución en el contenido de clorofilas, una reducción de la asimilación de carbono (fotosíntesis, Figura 21) y una alteración de los sistemas de defensa y distribución de nutrientes. Estas alteraciones se manifiestan finalmente como una disminución en la tasa de crecimiento de los árboles y una menor capacidad de respuesta frente a otros factores de estrés, por ejemplo, la sequía y las altas temperaturas. Como ocurre con otras especies forestales, el efecto del ozono en la tasa de crecimiento del pino carrasco no se observa hasta después de dos o tres años de exposición al contaminante.

Los estudios realizados en la Península también se han centrado en otras especies propias de los bosques mediterráneos que pueden desarrollar alteraciones del metabolismo y/o del crecimiento en respuesta a una exposición experimental a concentraciones elevadas de ozono: encina (*Quercus ilex*), coscoja (*Quercus coccifera*), algarrobo (*Ceratonia siliqua*), lentisco (*Pistacia lentiscus*), cornicabra (*Pistacia terebinthus*), olivo (*Olea europaea*) y varias especies de arce (*Acer campestre*, *A. monspessulanum*, *A. opalus*, *A. pseudoplatanus*). El desarrollo de daños foliares en la zarzamora (*Rubus sp.*) y el madroño (*Arbutus unedo*) permite que estas espe-

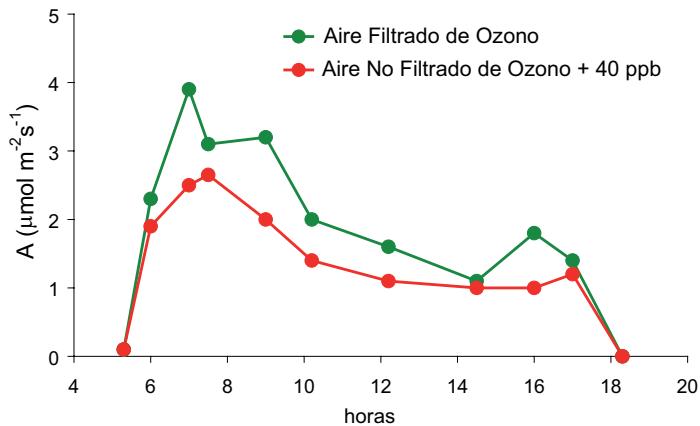


Figura 21. Efecto del ozono en la tasa fotosintética (A) de pino carrasco. Exposición experimental en cámaras descubiertas (delta del Ebro, Tarragona). Los plantones expuestos durante dos años a concentraciones elevadas de ozono (aire no filtrado + 40ppb) presentan una menor actividad fotosintética. Fuente: CIEMAT, adaptado de Elvira, 1999.

cies se empleen como bioindicadores en los seguimientos del estado de salud de los bosques que realiza el ICP- Forests.

Algunas especies forestales de clima más centroeuropeo, que tienen una representación importante en los bosques del norte o en las áreas de montaña del centro y sur peninsular, han sido calificadas como especies sensibles al ozono por los efectos observados en su crecimiento o fisiología: pino silvestre (*Pinus sylvestris*), abeto blanco (*Picea abies*), aliso (*Alnus glutinosa*), chopo (*Populus sp.*), roble (*Quercus petraea*, *Quercus robur*), saúco (*Sambucus racemosa*, *S. nigra*), haya (*Fagus sylvatica*) y abedul (*Betula pendula*). De hecho, los niveles críticos de ozono definidos por el Convenio de Ginebra para la protección de especies forestales se basan en los efectos detectados en estas dos últimas especies. Otras especies, como el pino negro (*Pinus uncinata*) se encuentran actualmente en estudio.

En general, las especies más típicamente mediterráneas son más resistentes a la contaminación por ozono debido a sus características esclerófilas (hojas coriáceas con cutículas gruesas, estomas pequeños con tasas de intercambio gaseoso bajas), que implican una menor absorción de los contaminantes atmosféricos y



CIEMAT



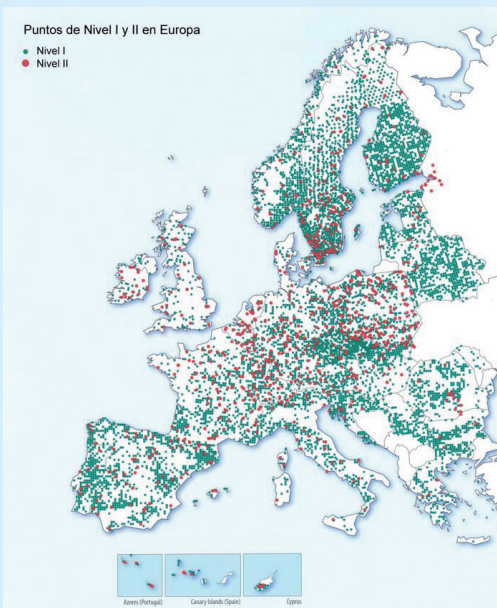
CIEMAT

Medidas de intercambio gaseoso realizadas en un encinar adhesado del centro peninsular influenciado por la ciudad de Madrid y sometido a una contaminación crónica por ozono. Fuente: CIEMAT.

una mayor capacidad antioxidante de sus sistemas de defensa. Además, esta mayor resistencia está favorecida por las condiciones climáticas propias de su área de distribución, con una larga temporada de sequía durante el verano, que reduce la actividad fisiológica de las plantas y limita la absorción de ozono en los meses estivales en los que se registran las concentraciones más altas. Por ello, los efectos observados experimentalmente en estas especies, generalmente bajo unas condiciones óptimas de crecimiento, no pueden extrapolarse directamente a condiciones de campo sin cometer una sobreestimación de los daños. No obstante, algunas especies representativas de mundo mediterráneo, como el pino carrasco o el ponderosa (*Pinus ponderosa*) de California, se encuentran entre las especies forestales más afectadas por el ozono en condiciones naturales.

Grupo de Cooperación Internacional sobre los efectos de los Contaminantes Atmosféricos en Bosques (ICP-Forests)

El Programa Internacional de Cooperación de Bosques ICP-Forests, encuadrado en el Grupo de Trabajo de Efectos dentro del Convenio de Ginebra (<http://www.icp-forests.org>), es el encargado de evaluar y realizar un seguimiento del estado de salud de los bosques. El ICP-Forests estudia la influencia de los factores antropogénicos, principalmente la contaminación atmosférica, y su relación con los principales factores naturales de estrés (sequía, deficiencias nutricionales, patógenos), en el crecimiento y vitalidad de los ecosistemas forestales. Los 41 países que actualmente participan en este programa realizan un seguimiento anual del estado de los bosques en una red de 16 x 16 km² sobre la superficie de Europa denominada red de Nivel I. Además, existe una red de Nivel II, con un menor número de parcelas ubicadas en los ecosistemas forestales más representativos, en las que se realiza un seguimiento más intensivo y continuo. Con la red de Nivel II se pretende obtener información detallada sobre el funcionamiento de los bosques y la interacción entre los diferentes parámetros meteorológicos, edáficos y de contaminación atmosférica (entre ellos el ozono troposférico) que influyen en la estructura, estado de salud y biodiversidad de los bosques.



Parcelas de la red del ICP-Forests para el seguimiento del estado de salud de bosques. Parcela de nivel II en el monte público de Vallivana (Castellón). Torre meteorológica, captadores de lluvia y pluviómetros, al fondo bosque de coscoja (*Quercus coccifera*). Fuente: CEAM y D. G. de Medio Natural y Política Forestal.





CEAM, V. Calatayud



CEAM, V. Calatayud



CEAM, V. Calatayud

Síntomas foliares inducidos por el ozono de forma experimental en plántones de arce, aliso y chopo. Instalación experimental de cámaras descubiertas de "La Pereira" (Benifaió, Valencia). Fuente: CEAM.

Actualmente, los niveles de ozono en la región mediterránea no son tan elevados como para provocar daños en sus bosques de forma generalizada. En este caso pueden ser más importantes los efectos indirectos del ozono, que provocan una disminución de la capacidad de respuesta de la vegetación frente a otros estreses bióticos y/o abióticos (por ejemplo la sequía, el ataque de patógenos o las deficiencias nutricionales).

La Fundación CEAM (Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo) es el Centro Coordinador de Referencia en el marco del ICP-Forests para el seguimiento y determinación de posibles daños visibles relacionados con la contaminación por ozono. La D.G. de Medio Natural y Política Forestal del MARM coordina el seguimiento de las parcelas correspondientes a las redes de Nivel I y II ubicadas en España. Las evaluaciones realizadas en España muestran en los últimos años una tendencia a la mejora del estado de salud tanto en los bosques de coníferas como en los de frondosas.

Recientemente, se ha creado dentro del ICP-Forests la red del proyecto FutMon (*Further Development and Implementation of an EU-level Forest Monitoring System*, <http://www.futmon.org>) en la que participan 24 países (en España coordinado por la D.G. de Medio Natural y Política Forestal) mediante la que se pretende mejorar el sistema de monitorización a largo plazo de los bosques a escala pan-europea, empleando gran parte de la infraestructura desarrollada dentro del ICP-Forests. La red recolecta y analiza información cualitativa y cuantitativa relacionada con el cambio climático, la contaminación atmosférica y el estado de salud de los bosques. Uno de los objetivos principales del proyecto es conseguir que este sistema de vigilancia de los bosques suministre información relevante para las políticas europeas de gestión forestal.



MARM

Red de seguimiento intensivo del estado de los bosques (red FutMon en España). Fuente: MARM, D.G. Medio Natural y Política Forestal.

Toma de muestra quincenal en una parcela de seguimiento intensivo de la red de Nivel II del ICP-Forests en Castellón. Fuente: MARM, D.G. Medio Natural y Política Forestal

3.8- Interacciones entre el ozono y otros factores ambientales

Los efectos del ozono en la vegetación dependen no sólo de la exposición al contaminante, sino también de una serie de factores que influyen y modifican el comportamiento fisiológico de las plantas y su respuesta frente al estrés. Algunos de estos factores son inherentes a la planta, como son su carga genética y su estado de desarrollo en el momento de la exposición al contaminante. Pero existen otros factores abióticos y bióticos que determinan el ambiente de la planta y su respuesta frente a la contaminación atmosférica. A su vez, la exposición al ozono puede alterar la fisiología de las plantas modificando su comportamiento frente a las condiciones ambientales. Las interacciones entre los factores abióticos y bióticos que determinan el medio ambiente de la vegetación y la contaminación por ozono son extremadamente complejas, dificultando la interpretación de los efectos que el ozono provoca en condiciones naturales.

Entre los factores abióticos que pueden interaccionar con el ozono destaca la presencia de otros contaminantes atmosféricos, la disponibilidad de nutrientes y las variables meteorológicas, como la temperatura del aire y especialmente la disponibilidad de agua. Generalmente en áreas con contaminación atmosférica, el aire está compuesto por una mezcla de gases, aerosoles y partículas que pueden afectar a la vegetación, bien simultáneamente o de forma secuencial en el tiempo. La complejidad de estudiar estas **interacciones entre contaminantes**, junto con la respuesta heterogénea de las distintas especies y poblaciones vegetales, hace que la información sobre estos procesos sea bastante limitada. Por ejemplo, en el caso de la vegetación mediterránea, la exposición combinada al ozono y al SO_2 de pino carrasco durante un año provoca una reducción en la



Interacción ozono-nitrógeno. Estudio de la interacción entre diferentes niveles de ozono y el contenido de nitrógeno en el sustrato en la producción de biomasa de Trifolium striatum. Fuente: CIEMAT.

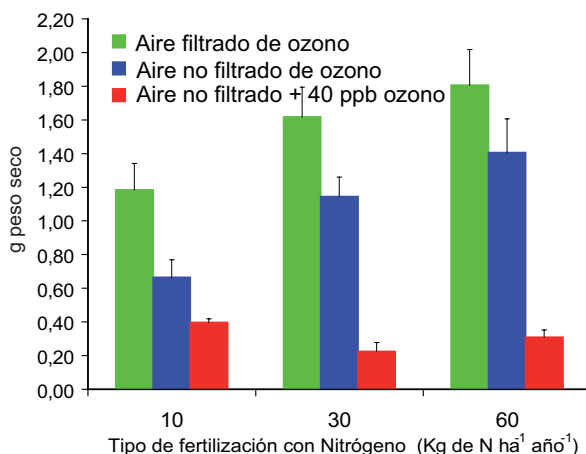


Figura 22. Efecto de la interacción entre diferentes niveles de ozono y el contenido de nitrógeno en el sustrato en la producción de flores de un trébol (*Trifolium striatum*). Con baja disponibilidad de N el ozono reduce la producción de flores. Sin embargo, con un aporte de N elevado, sólo se observa una reducción en la producción de flores con las concentraciones de ozono más altas. Fuente: CIEMAT, adaptado de Sanz et al. (2007).

biomasa aérea y de las raíces, y altera la composición de las micorrizas (asociación simbiótica entre hongos y las raíces de algunas plantas), efectos que no se observan cuando los contaminantes actúan por separado.

La influencia de la **disponibilidad de nutrientes**, en particular del nitrógeno, en la respuesta al ozono ha sido más estudiada en la vegetación mediterránea. En general, una disponibilidad óptima de nitrógeno disminuye los efectos que el ozono provoca en la vegetación. Sin embargo, la respuesta puede ser distinta dependiendo de las especies, de la concentración de ozono y los parámetros biológicos considerados. En algunas especies representativas de los pastizales anuales asociados a las dehesas, se ha observado que un mayor aporte de nitrógeno en el sustrato puede compensar los daños provocados por el ozono en algunos tréboles, pero sólo cuando las concentraciones de ozono son moderadas. Esta capacidad se pierde cuando los niveles del contaminante son elevados (Figura 22).

Las **condiciones meteorológicas** también determinan la distribución, desarrollo y funcionamiento de la vegetación, así como su respuesta frente a factores de estrés como es la contaminación atmosférica. Dado que el ozono es un contaminante gaseoso que se absorbe por vía estomática, todos aquellos factores que favorezcan la conductancia estomática y por tanto el flujo de ozono hacia el interior de los tejidos vegetales, pueden provocar una mayor toxicidad del ozono y viceversa. Así, las condiciones con temperatura elevada y humedad del aire (HR) baja (alto déficit de presión de vapor del aire) reducen la conductancia estomática, y limitan el efecto negativo del ozono; mientras que las condiciones con HR elevada y temperatura suave favorecen el flujo de ozono hacia el interior de la planta. Estas dos situaciones se dan cuando se compara el riesgo de daño por ozono entre una zona costera y otra del interior de la Península: aunque los niveles de ozono sean más elevados en el interior, la cantidad de ozono absorbida y el desarrollo de daños en la planta suele ser mayor en la costa.

De igual manera, el estrés hídrico provocado por la sequía es uno de los factores más importantes que modulan la respuesta de la vegetación al ozono. El cierre estomático que provoca el estrés hídrico disminuye la absorción del contaminante, reduciendo sus efectos. Este comportamiento, especialmente importante en la región mediterránea donde la sequía durante el verano es una característica climática, ha llevado a considerar a la vegetación mediterránea como relativamente resistente al ozono. Sin embargo, en especies como el pino carrasco y la encina, la mayor absorción del contaminante se produce durante la primavera, antes de la sequía, cuando las plantas están más activas, de forma que el ozono no sólo induce daños, sino que altera su capacidad de protección y recuperación frente al estrés hídrico veraniego.

Existe mucha menos información sobre las complejas interacciones entre la exposición al ozono y factores bióticos como son las relaciones de competencia, de simbiosis, la incidencia de ataques de patógenos y el posible significado ecológi-

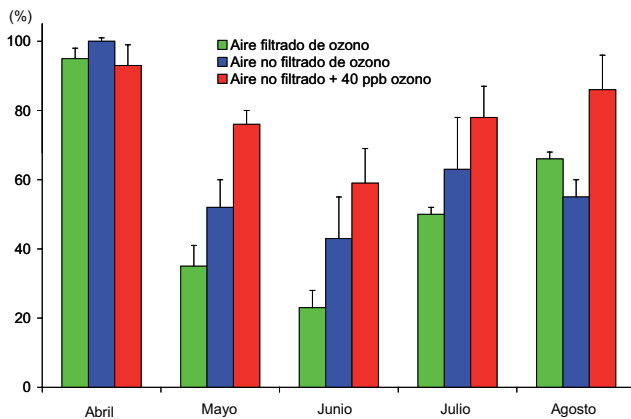


Figura 23. Efecto de la exposición al ozono en la capacidad de infección del virus del mosaico del tomate. *El porcentaje de plantas infectadas por el virus aumenta cuando las plantas están expuestas a altas concentraciones de ozono. Fuente: adaptado de Porcuna (1997).*

co y económico de estas alteraciones. En el caso de la vegetación mediterránea, destaca la información obtenida en los bosques de las montañas de San Bernardino en el sur de California, donde se ha comprobado que el ozono debilita las masas forestales, especialmente aquellas especies más sensibles al ozono, predisponiéndolas al ataque de **patógenos** en los años más secos. Estos efectos han provocado que los genotipos y especies más sensibles hayan perdido competencia frente a las especies más resistentes, observándose cambios en la composición de las masas forestales. En el caso de los cultivos del levante peninsular, se ha observado que la exposición de las plantas de tomate al ozono favorece la infección del virus del mosaico del tomate (Figura 23). Este tipo de respuestas indica la importancia de considerar al ozono como un factor significativo en el desarrollo de las virosis de los cultivos en la costa mediterránea, consideradas como una de las patologías más graves que afectan a los cultivos de esta zona.

Las complejas interacciones entre la exposición al ozono y los factores ambientales y sus efectos en los ecosistemas deben ser considerados en un contexto de cambio global en el que se están produciendo cambios en la composición atmosférica y en el clima que afectan a todo el planeta y que determinan la vitalidad de la vegetación y de los ecosistemas.

4.- Análisis del riesgo para la vegetación derivado de la exposición al ozono

4.1- Análisis de riesgo basado en la concentración de ozono en el aire (relaciones exposición-respuesta)

El reconocimiento de que el ozono troposférico es un contaminante que provoca efectos negativos en los ecosistemas ha promovido esfuerzos tanto de ámbito nacional como internacional, para cuantificar estos efectos y establecer unos valores estándar que aseguren la protección de la biodiversidad, la salud forestal y la producción agrícola. Para establecer estos valores es preciso identificar cuáles son las especies más sensibles cuya protección debe quedar asegurada; definir cuál es el parámetro biológico de respuesta indicativo de la sensibilidad de la especie; identificar la forma de caracterizar la exposición al contaminante y establecer las relaciones exposición-respuesta y dosis-respuesta apoyándose en una base experimental lo más amplia posible. El establecimiento de los valores umbrales de concentraciones de ozono que no deben superarse para asegurar la protección de la vegetación permite evaluar los riesgos derivados de la exposición al ozono.

Para establecer los límites europeos de protección para la vegetación, el parámetro biológico que generalmente se utiliza en las funciones exposición-respuesta es la producción en el caso de los cultivos y la tasa de crecimiento en el caso de la vegetación natural, tanto herbácea como forestal. En las herbáceas anuales se emplean también otros parámetros como la producción de semillas que tiene una importancia decisiva en el mantenimiento de las poblaciones en este tipo de especies.

Para establecer las relaciones entre un contaminante y la respuesta vegetal se requiere, en primer lugar, caracterizar la exposición al contaminante mediante los índices de exposición. Estos índices deben ofrecer la información sobre la calidad del aire que más se relaciona con el desarrollo de daños en la vegetación. Los índices que más se han utilizado en los estudios sobre los efectos del ozono en cultivos son los índices promedio. Se calculan como la media aritmética, durante el periodo de crecimiento, de las concentraciones horarias de ozono en las horas centrales del día (frecuentemente se emplea la media de 7 ó de 12 horas); en este periodo central del día coinciden generalmente los valores de ozono más elevados con la mayor actividad vegetal. En la actualidad se utilizan más los índices de exposición acumulados por encima de un valor umbral, al comprobarse la mayor importancia de las concentraciones elevadas en el desarrollo de daños.

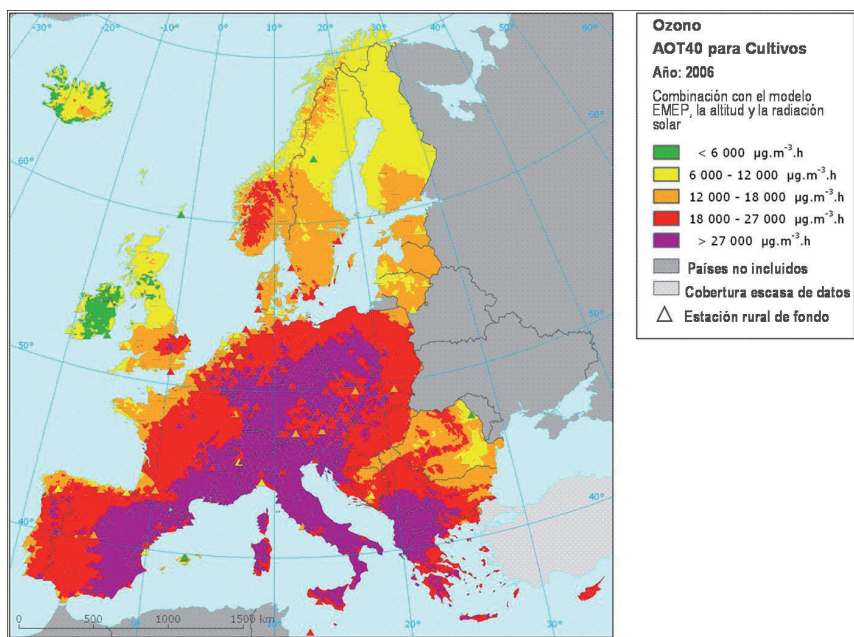


Figura 24. Índice de exposición AOT40 acumulado durante 3 meses calculado para Europa. Fuente: adaptado de European Environment Agency, EEA (<http://eea.europa.eu>).

Estos índices acumulados consideran que los valores por debajo de ese umbral no tienen efecto en el desarrollo de la respuesta biológica.

Uno de los índices de exposición al ozono que mejor se relaciona con los daños observados en la vegetación es el índice de exposición acumulada llamado AOT40 (*Accumulated exposure Over the Threshold of 40 ppb*; exposición acumulada por encima de 40 ppb) y que en el marco del Convenio de Ginebra se calcula como la suma durante las horas diurnas de las diferencias entre el promedio horario de concentración de ozono y 40 ppb cuando la concentración excede 40 ppb. Este valor se acumula durante periodos de tiempo definidos en función de los tipos de vegetación: generalmente tres meses para cultivos y especies anuales, seis meses para especies forestales, y el año entero para los bosques mediterráneos perennifolios. Este índice de exposición se emplea para definir los niveles críticos de ozono para la protección de la vegetación en el marco del Convenio de Ginebra y para marcar los valores establecidos como objetivo a cumplir en la legislación española y europea (Figura 24).

La construcción de las funciones matemáticas que relacionan la exposición al contaminante y la respuesta observada en la vegetación, implica integrar y analizar de forma conjunta bases de datos obtenidas en experimentos realizados de forma estandarizada y que sean representativos de diferentes áreas geográficas y condiciones ambientales. La función exposición-respuesta para el ozono más completa disponible en la actualidad es la del trigo, basada en experimentos realizados en instalaciones de cámaras descubiertas en diversos países europeos y en Estados Unidos considerando 9 variedades (Figura 25). Ésta es la función que se ha utilizado para establecer el nivel crítico para la protección de los cultivos en el marco del Convenio de Ginebra. Además del trigo, se han desarrollado funciones exposición-respuesta fiables para otros cultivos

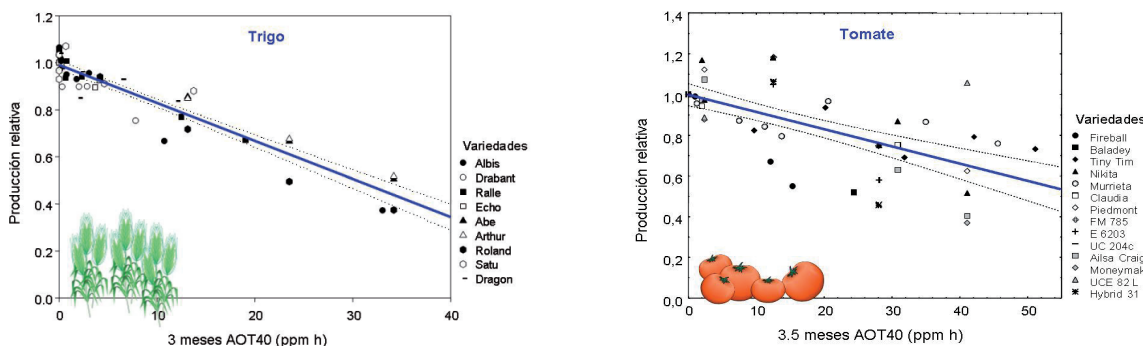


Figura 25. Funciones exposición-respuesta para trigo (izquierda) y tomate (derecha), basadas en experimentos realizados en Europa y Estados Unidos. Las líneas de puntos indican el intervalo de confianza de 5% para la regresión que relaciona la pérdida de producción con el índice de exposición AOT40. Fuente: adaptado de UNECE (2009).

Europeos importantes y sensibles al ozono, como la patata y el tomate. El tomate es el cultivo elegido como representativo de las especies hortícolas para definir el nivel crítico de ozono para este tipo de vegetación. Su función de exposición-respuesta se ha construido a partir de experimentos realizados en Estados Unidos, Alemania y, sobre todo, en España (Figura 25).

En el caso de las especies forestales, se dispone de funciones exposición-respuesta para haya (*Fagus sylvatica*), abedul (*Betula pendula*), pino silvestre (*Pinus sylvestris*), picea (*Picea abies*) y roble (*Quercus petraea*, *Q. robur*), siendo las especies más sensibles (haya y abedul) las utilizadas para definir el nivel crítico para este tipo de especies.

Las funciones exposición-respuesta se derivan de estudios realizados en condiciones experimentales donde se aseguran unas condiciones ambientales que favorezcan el desarrollo de la planta y la máxima absorción del contaminante. Sin embargo, la respuesta de las plantas al ozono se modula dependiendo de las condiciones de crecimiento y las variables meteorológicas durante su desarrollo, por lo que las funciones exposición-respuesta generalmente sobreestiman los efectos del ozono cuando estas se aplican a condiciones no experimentales. Por esta razón, la aplicación directa de las funciones exposición-respuesta sólo puede realizarse para hacer una estimación del riesgo derivado de la exposición al ozono, pero no deben ser empleadas para calcular pérdidas económicas de producción asociadas a las concentraciones ambientales de ozono.

4.2.- Análisis de riesgo basado en la dosis de ozono absorbida por la planta (relaciones dosis-respuesta)

La aplicación de las funciones exposición-respuesta para el cálculo de los daños provocados por el ozono en la vegetación conlleva generalmente una sobreestimación de los daños cuando se emplean fuera del ámbito experimental. Estos daños se relacionan mejor con la cantidad de ozono que entra realmente en el interior de la planta que con la concentración presente en la atmósfera, ya que

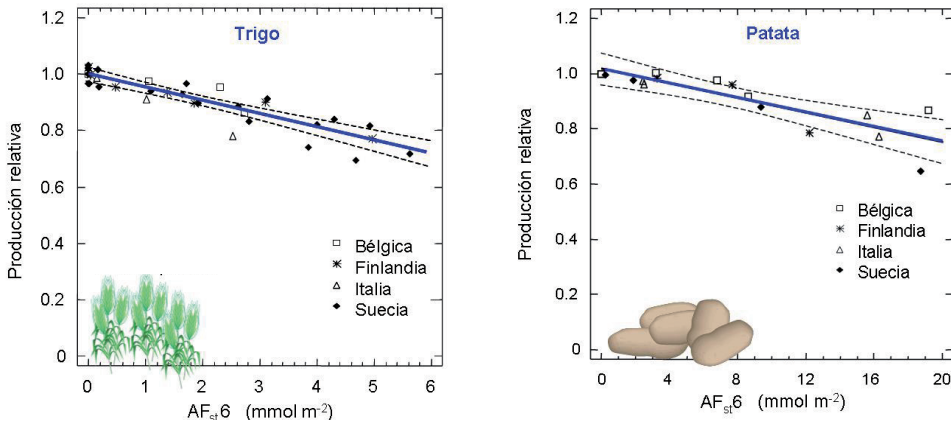


Figura 26. Funciones dosis-respuesta para el trigo y la patata. Las funciones relacionan la producción relativa frente al flujo de ozono absorbido por encima de un umbral de $6 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. Ambas funciones se basan en experimentos realizados en cuatro países. Las líneas de puntos indican el intervalo de confianza de 5% para la regresión. Fuente: adaptado de UNECE (2009).

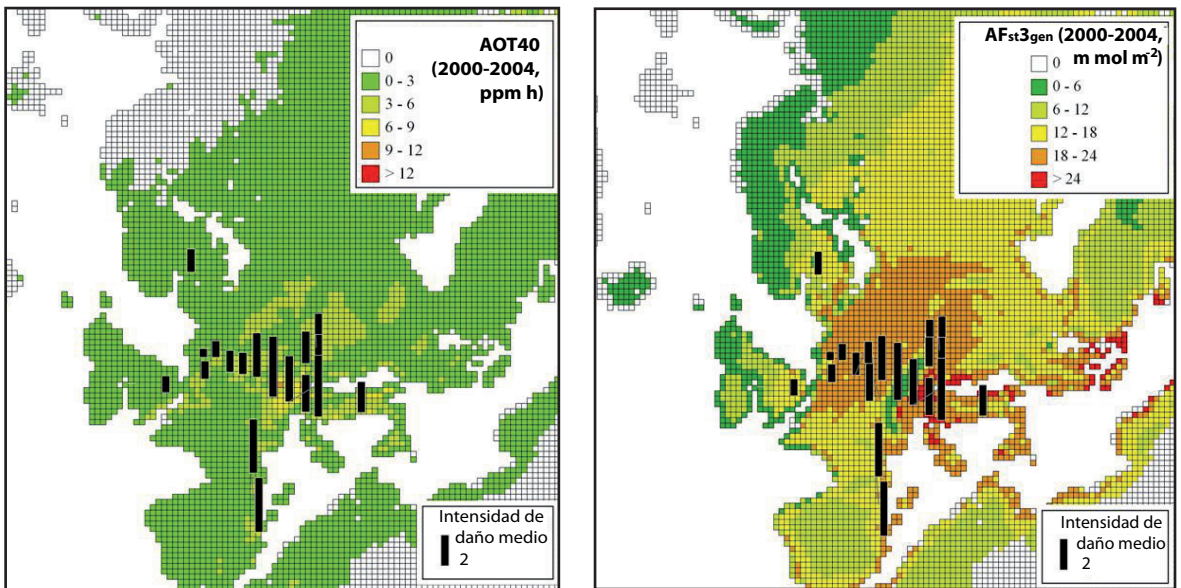
en su camino hacia el interior de los tejidos vegetales una parte del ozono se pierde a través de las distintas resistencias atmosféricas y vegetales (ver capítulo 3.2). Por esta razón, se está realizando en los últimos años un esfuerzo importante para establecer funciones matemáticas de dosis-respuesta, en las que la respuesta de la planta (los daños) se relacionen con la cantidad de ozono absorbida por la planta (dosis) en lugar de con las concentraciones de ozono en el aire.

La construcción de las funciones dosis-respuesta es compleja y requiere una gran cantidad de trabajo experimental y de campo para caracterizar el flujo de ozono al interior vegetal, que depende de múltiples parámetros tanto de naturaleza intrínseca a la planta (genéticos relacionados con el número y apertura de estomas, tasa de crecimiento, sistema antioxidante celular, estado de desarrollo, etc.) como extrínseca (meteorología, suelos, nutrición, disponibilidad de agua, etc.).

En el marco del Convenio de Ginebra, se ha adoptado una metodología estandarizada para la determinación de la dosis de ozono absorbida por las plantas a través del cálculo de los flujos del contaminante desde la atmósfera hacia la planta. Por analogía con las funciones exposición-respuesta, se emplea un índice de flujo de ozono acumulado durante el periodo de crecimiento de la planta. Este flujo (F_{st} , expresado en mmol m^{-2}) se calcula sumando los flujos de ozono horarios a lo largo de un periodo de crecimiento definido dependiendo del tipo de vegetación: tres meses para cultivos y especies anuales, seis meses para las especies forestales europeas y el año entero para los bosques mediterráneos perennes. El cálculo del flujo de ozono tiene en cuenta la concentración atmosférica de ozono y la conductancia estomática, que a su vez es función de parámetros ambientales (radiación solar, temperatura, humedad del aire, disponibilidad de agua en el suelo) y del estado fenológico o de desarrollo de la planta.

La disponibilidad de información en el momento actual sólo permite construir con fiabilidad las funciones dosis-respuesta para dos cultivos: trigo y patata (Figura 26). En el caso de las especies forestales, el modelo de flujos de ozono se encuentra en desarrollo considerando dos tipos generales de bosques: los caducifolios y los bosques mediterráneos perennes. Los estudios desarrollados en España han permitido parametrizar el modelo para el cálculo de flujos de ozono para encina, pino carrasco, coscoja y para algunas especies representativas de los pastizales anuales presentes en las dehesas (*Trifolium subterraneum*, *Bromus hordeaceus*).

Entre los problemas más importantes que presentan las funciones dosis-respuesta se encuentra su complejidad, tanto conceptual como de desarrollo, junto con su alta especificidad, tanto a nivel de especie como de localidad. Además, estas funciones presentan una incertidumbre importante, ya que no consideran los mecanismos de detoxificación celulares y de defensa de las plantas que son otro factor limitante de la dosis efectiva de ozono (la que realmente causa daños). La introducción de estos mecanismos en los modelos de cálculo de la dosis de ozono está en desarrollo actualmente. Dentro de Europa, se está trabajando de forma intensa en la parametrización de los modelos dosis-respuesta para las especies más sensibles al ozono considerando las distintas zonas climáticas del continente, en la validación en campo de estos modelos y en la introducción de los sistemas de detoxificación en el cálculo de la dosis efectiva de ozono.



Comparación de un análisis de riesgo basado en la concentración de ozono en el aire y en el flujo de ozono absorbido por un cultivo. Las dosis absorbidas de ozono pueden indicar un riesgo de que se produzcan efectos en la vegetación menores que el esperado en áreas donde las concentraciones atmosféricas de ozono son muy elevadas. Fuente: Simpson et al. (2007) adaptado según Hayes et al. (2007).

5.- Normativa para el control del ozono troposférico

5.1- Convenio de Ginebra

La contaminación atmosférica es un problema ambiental que trasciende las fronteras de los países. Por este motivo, las políticas y estrategias de prevención y control deben adoptarse de manera integrada contando con la participación del mayor número posible de países. La necesidad de establecer políticas de control comunes para reducir los daños sobre la salud humana y el medio ambiente dio origen en 1979 al Convenio sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Gran Distancia o Convenio de Ginebra (*Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, Geneva Convention, CLRTAP*; <http://www.unece.org/env/lrtap/>) en el marco de la Comisión Económica para Europa de Naciones Unidas (CEPE/ONU). Los objetivos y compromisos adquiridos por los países integrantes del Convenio son limitar y reducir la contaminación atmosférica transfronteriza (la contaminación que cruza las fronteras dificultando la detección de las fuentes emisoras), revisar periódicamente las políticas y estrategias nacionales de reducción de contaminantes y colaborar con el Programa de Cooperación para la Vigilancia Continua y la Evaluación del Transporte a Gran Distancia de Contaminantes Atmosféricos en Europa (EMEP, *European Monitoring Evaluation Programme*).

El Convenio de Ginebra fue ratificado por España en 1982 y actualmente está firmado por 51 miembros (entre ellos los países de la Unión Europea y la propia Unión). Constituye desde su creación el marco bajo el que se han desarrollado ocho Protocolos internacionales para el control de las emisiones de diferentes contaminantes atmosféricos: óxidos de azufre, óxidos de nitrógeno, ozono, metales pesados, compuestos orgánicos volátiles o contaminantes orgánicos persistentes (Tabla 1). La adhesión de la Unión Europea al Convenio de Ginebra ha contribuido a que parte de la legislación comunitaria se haya establecido con el objeto de lograr un mejor cumplimiento de los compromisos del Convenio en lo referente a las estrategias generales sobre calidad del aire y el control de las emisiones de las fuentes móviles (transporte) y estacionarias (fuentes de emisión fijas).

El Convenio de Ginebra presenta una estructura formada por tres grandes grupos: el Grupo de Trabajo sobre Efectos (WGE, *Working Group on Effects*), el Programa EMEP y el Grupo de Trabajo en Estrategias y Revisión (WGSR, *Working Group on Strategies and Review*). Las actividades de cada grupo se llevan a cabo mediante el establecimiento de distintos grupos de trabajo, en el caso de EMEP y WGSR, o de distintos programas de cooperación internacional (*International Cooperative Programs, ICP*) en el WGE. En España, el Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, es el encargado de realizar un seguimiento del Convenio participando en sus reuniones y coordinando a los grupos de investigación que trabajan en sus distintas áreas de trabajo.

PROTOCOLOS DEL CONVENIO DE GINEBRA	
Protocolo de Gotemburgo de reducción de la acidificación, eutrofización y ozono troposférico	1999
Protocolo de Aarhus sobre compuestos orgánicos persistentes (POPs)	1998
Protocolo de Aarhus sobre metales pesados	1998
Protocolo de Oslo sobre reducciones adicionales de las emisiones de dióxido de azufre	1994
Protocolo de Génova referente al control de las emisiones de compuestos orgánicos volátiles o de sus flujos transfronterizos	1991
Protocolo de Sofía referente al control de los óxidos del nitrógeno o de sus flujos transfronterizos	1988
Protocolo de Helsinki sobre la reducción de emisiones de azufre o de sus flujos transfronterizos	1985
Protocolo de Ginebra, sobre la financiación a largo plazo del Programa de cooperación para la vigilancia continua y la evaluación del transporte a larga distancia de contaminantes atmosféricos en Europa (EMEP)	1984

Tabla 1. *Protocolos establecidos en el marco del Convenio de Ginebra sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Gran Distancia para la reducción de los contaminantes atmosféricos.*

En un principio, los protocolos propuestos por el Convenio de Ginebra para el control de los contaminantes se basaron en una reducción porcentual y uniforme de las emisiones de los países firmantes. A partir de 1994, con el Protocolo de Oslo, los protocolos pasaron a negociarse con el objeto de prevenir los efectos adversos de los contaminantes, de tal forma que las tasas de reducción de emisiones se aplican a las áreas específicas de los distintos países que más contribuyen a las superaciones de los niveles permisibles de tales contaminantes. Desde entonces los protocolos se han desarrollado utilizando una metodología normalizada denominada cargas y niveles críticos. Se define carga/nivel crítico como la exposición/concentración umbral por encima de la cual aparecen efectos perjudiciales sobre los receptores sensibles, que pueden ser ecosistemas acuáticos o terrestres, materiales o la salud humana. Los valores de cargas/niveles críticos se establecen y determinan de forma específica para cada contaminante y receptor. La metodología aplicada para la definición de los niveles/cargas críticas se revisa de forma continua con el fin de incorporar los últimos avances científicos. Los valores críticos para los diferentes contaminantes se consensúan entre los grupos científicos y técnicos del Convenio, y son la base sobre la que se definen los protocolos que han sido posteriormente reflejados en las directivas europeas.

El control del ozono troposférico en el marco del Convenio de Ginebra se ha establecido a través del Protocolo de Gotemburgo de 1999 de reducción de la acidificación, la eutrofización y el ozono troposférico. En este protocolo se fijan los niveles máximos permitidos de emisiones para cada país y para los cuatro contaminantes precursores causantes de la acidificación, la eutrofización o el ozono troposférico: óxidos de azufre, óxidos de nitrógeno, compuestos orgánicos volátiles (COV) y amoníaco. En este Protocolo también se establecen valores límites de emisión para determinadas fuentes contaminantes como las centrales de combustión, las centrales eléctricas o los vehículos, y solicita la aplicación de

las mejores tecnologías disponibles (*Best Available Technology, BAT*) para conseguir la reducción de emisiones, así como la reducción de COV procedentes de pinturas y aerosoles. Además, el Protocolo de óxidos de nitrógeno y el Protocolo de COV, aprobados anteriormente, regulan las emisiones y los flujos transfronterizos de estos precursores del ozono troposférico. A lo largo de 2010, el Protocolo de Gotemburgo se revisará con el fin de actualizar los criterios y establecer nuevos objetivos de emisiones de acuerdo a los conocimientos y avances logrados en los últimos años, e incorporará un nuevo contaminante atmosférico, la materia particulada de tamaño inferior a $2,5 \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2,5}$). En el año 2003, la Unión Europea decidió adherirse al Protocolo de Gotemburgo obligando a los Estados miembros a cumplir los compromisos que establece dicho protocolo.

Niveles críticos de ozono para la protección de la vegetación

Los actuales valores umbrales de ozono para la protección de la vegetación propuestos por el Convenio de Ginebra fueron definidos en el Protocolo de Gotemburgo de 1999. En dicho protocolo se especifica que los niveles críticos se determinan de acuerdo al Manual de metodologías y criterios para establecer las cargas y niveles críticos del Convenio (*Mapping Manual*; <http://icpmapping.org/cms/zeigeBereich/5/manual-und-downloads.html>) que se encuentra en proceso de continua revisión. Los valores umbrales de ozono se establecieron basándose en las funciones de exposición-respuesta de las especies más sensibles para los distintos tipos de vegetación considerados en el Convenio: cultivos, bosques y la denominada vegetación seminatural que se refiere principalmente a la herbácea. En el caso de los cultivos, los niveles críticos se basan en la respuesta al ozono del trigo, una de las especies agrícolas más sensibles a este contaminante y de la que se dispone de mayor información experimental. Para los cultivos hortícolas se ha utilizado la función exposición-respuesta desarrollada para el tomate. En el caso de las especies forestales, los niveles críticos se han definido en base al análisis conjunto de los estudios realizados con dos especies sensibles representativas de los bosques europeos, el haya y el abedul. Para la vegetación herbácea, se han definido dos tipos de niveles críticos dependiendo de si las comunidades están compuestas principalmente por especies anuales o por perennes.

Las funciones exposición-respuesta establecen de forma matemática la relación entre la concentración acumulada de ozono a lo largo de un determinado periodo de tiempo y el efecto relativo que causa en algún parámetro biológico de interés, generalmente la producción en el caso de los cultivos y la tasa de crecimiento en la vegetación natural. El índice utilizado para caracterizar la exposición al ozono es el AOT40 (*Accumulated exposure Over a Threshold of 40 ppb*) que se calcula como la suma durante las horas diurnas de las diferencias entre el promedio horario de concentración de ozono y 40 ppb cuando la concentración excede 40 ppb. El periodo de tiempo a considerar para el cálculo del índice AOT40 es de 3 meses para los cultivos y las especies herbáceas anuales, 6 meses para la vegetación herbácea perenne y la estación de crecimiento para las especies forestales. El nivel crítico se estableció como el valor del índice AOT40 por

VEGETACIÓN	NIVEL CRÍTICO	PERIODO DE TIEMPO	EFECTO
Cultivos	Cultivos agrícolas: AOT40 = 3.000 ppb h	Cultivos agrícolas: 3 meses	Reducción de la producción (5%)
	Hortícolas: AOT40 6.000 ppb h	Hortícolas: 3,5 meses	
Vegetación semi-natural (herbácea)	Comunidades perennes: AOT40 = 5.000 ppb.h	Perennes: 6 meses	Perennes: Reducción crecimiento (10%)
	Comunidades anuales: AOT40 = 3.000 ppb h	Anuales: 3 meses (o ciclo vital si es más corto)	Anuales: Reducción de crecimiento y/o producción de semillas (10%)
Árboles	AOT40 = 5.000 ppb h	Estación de crecimiento	Reducción crecimiento (5%)

Tabla 2. Niveles Críticos de ozono para los distintos tipos de vegetación establecidos en el Convenio de Ginebra.

encima del cual se supera en un 5% la pérdida de producción en cultivos o la reducción del crecimiento en especies forestales y en un 10% la reducción en el crecimiento de la vegetación herbácea (Tabla 2).

En los últimos años, se ha comprobado que los efectos observados en la vegetación están más relacionados con la dosis real de contaminante absorbida por las plantas que con la concentración de ozono en la atmósfera (ver capítulo 4.2). Por esta razón, dentro de los grupos de trabajo del Convenio, se está dedicando un esfuerzo importante para establecer una nueva generación de niveles críticos basados en funciones dosis-respuesta. Estos nuevos niveles críticos serán incluidos previsiblemente en la próxima revisión del Protocolo de Gotemburgo actualmente en discusión.

5.3- Legislación europea y española relativa al ozono troposférico

Con la entrada de España en la Unión Europea en 1986, la legislación nacional se ha ido adecuando a la normativa europea con la transposición de las directivas aprobadas en el marco comunitario. La última Directiva Europea 2008/50/CE sobre calidad del aire ambiente y una atmósfera más limpia en Europa, integra y/o modifica la mayoría de la legislación europea previa existente sobre contaminación por dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno y óxidos de nitrógeno, partículas, plomo, benceno, monóxido de carbono y ozono y refleja los objetivos de ozono para la protección de la vegetación y de la salud humana. Esta Directiva mantiene en esencia los mismos objetivos de ozono para la protección de la vegetación que establecía la Directiva anterior de ozono (2002/3/CE) y que fue transpuesta a la legislación española con el Real Decreto 1796/2003 con el objetivo de regular, evaluar, mantener y mejorar la calidad del aire en relación con el ozono troposférico, y así evitar, prevenir o reducir sus efectos nocivos sobre la salud humana y el medio ambiente. En la Directiva 2008/50/CE se establecen unos valores objetivo de concentraciones de ozono para proteger tanto la salud de las personas como la vege-

tación, que deberán alcanzarse respectivamente, en el trienio o el quinquenio que comienzan en el año 2010. La misma Directiva indica a la vez unos objetivos más estrictos para cumplir a largo plazo, que marcan los niveles de ozono en el aire ambiente por debajo de los cuales, según los conocimientos científicos actuales, es improbable que se produzcan efectos nocivos directos sobre la salud humana o el medio ambiente en su conjunto (Tabla 3).

En España, la normativa medioambiental sobre ozono viene dictada, como ya se ha especificado, por el Real Decreto 1796/2003, que traspuso al derecho interno la Directiva 2002/3/CE. Además, en el año 2007 se publicó la nueva Ley 34/2007, de 15 de noviembre, de calidad del aire y protección de la atmósfera, para adecuar la capacidad de acción frente a la contaminación atmosférica basándose en los conocimientos y avances en la política de calidad del aire y de protección del ambiente atmosférico adquiridos a lo largo de estos años. Con esta ley, se establecen las bases en materia de prevención, vigilancia y reducción de la contaminación atmosférica a fin de evitar y disminuir los daños que puedan derivarse para las personas y el medio ambiente. Para ello, entre otras cosas, atribuye a la Administración General del Estado la competencia de definir y establecer, con la participación de las Comunidades Autónomas, los objetivos de calidad del aire, los umbrales de alerta y de información y los valores límite de emisión para los distintos contaminantes.

VALORES PARA OZONO TROPOSFÉRICO - DIRECTIVA EUROPEA DE CALIDAD DEL AIRE 2008/50/CE y REAL DECRETO 1796/2003, DE 26 DE DICIEMBRE, RELATIVO AL OZONO EN EL AIRE AMBIENTE

Valores Objetivo (a cumplir el 1 de enero de 2010):

Protección de la Vegetación: El índice AOT40 acumulado durante 3 meses (mayo-julio) debe estar por debajo de $18.000 \mu\text{g m}^{-3}$ (9.000 ppb h) (media de 5 años, contados, por primera vez, a partir de 2010)

Protección de la Salud Humana: La máxima diaria de las medias móviles octohorarias no podrá superar $120 \mu\text{g m}^{-3}$ (61 ppb) más de 25 días al año (media de 3 años, contados, por primera vez, a partir de 2010)

Objetivos a largo plazo:

Protección de la Vegetación: El índice AOT40 acumulado durante 3 meses (mayo-julio) debe estar por debajo de $6.000 \mu\text{g m}^{-3}$ (3.000 ppb h)

Protección de la Salud Humana: La máxima diaria de las medias móviles octohorarias del año no podrá superar $120 \mu\text{g m}^{-3}$ (61 ppb)

Tabla 3. Valores límite de concentración de ozono troposférico para la protección de la vegetación y la salud humana recogidos en el Anexo VII de la Directiva 2008/50/CE de Calidad del Aire y el Anexo I del RD 1796/2003. AOT40 [expresado en ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h] será la suma de la diferencia entre las concentraciones horarias superiores a los $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (=40 ppb) y $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a lo largo de un período dado utilizando únicamente los valores horarios medidos entre las 8:00 y las 20:00 horas de la Hora de Europa Central (HEC).

6.- La contaminación por ozono y el cambio global.

Retos para el futuro

El ozono troposférico está considerado no sólo como uno de los contaminantes atmosféricos más importantes, sino como un componente fundamental del cambio global por su contribución al cambio climático al ser un gas que provoca efecto invernadero. Los gases de efecto invernadero dejan que la radiación solar atraviese la atmósfera hasta llegar incluso a la superficie terrestre, pero absorben la radiación infrarroja emitida por la tierra provocando un aumento de la temperatura de la atmósfera. La presencia natural en la atmósfera de este tipo de gases ha permitido el desarrollo de la vida en la tierra. Sin embargo, su incremento como producto de las actividades humanas está afectando al sistema climático terrestre. El ozono está clasificado como el tercer gas invernadero en importancia después del CO₂ y el metano, y se ha calculado que contribuye en un 25% al calentamiento de la atmósfera provocado por los gases emitidos por la actividad humana. El aumento del ozono troposférico tiene también una influencia indirecta en el cambio climático, ya que al afectar a la vegetación disminuyendo su crecimiento, limita la fijación de CO₂ y aumenta el balance neto de CO₂ en la atmósfera favoreciendo el efecto invernadero. Por esta razón, es posible que la importancia del ozono en el calentamiento global sea incluso mayor que la considerada inicialmente.

Paralelamente a la influencia que el ozono puede tener en el clima, éste influye a su vez en las concentraciones de ozono troposférico. La producción y destrucción del ozono están controladas por parámetros sensibles al cambio climático (temperatura, radiación solar, humedad, régimen de vientos) que determinan el transporte y formación de los contaminantes atmosféricos, y que también modifican el comportamiento de la vegetación que a su vez participa en los procesos de formación y destrucción del ozono. Los mecanismos a través de los cuales el clima influye en los niveles de ozono están definidos por complejas interacciones entre la atmósfera, la superficie terrestre y la biosfera que aún no se conocen completamente.

Un incremento en la temperatura acelera la producción fotoquímica de ozono, pero además aumenta generalmente la emisión de compuestos orgánicos volátiles (COV) de origen natural, que a su vez potencian la formación de ozono en áreas con presencia de óxidos de nitrógeno (NO_x). Así, se espera que en las próximas décadas, el aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero provoque un calentamiento del planeta que podría incrementar los niveles de ozono en zonas actualmente contaminadas.



CREAF, M. Díaz de Quijano

Bosque de pino negro en el Pirineo catalán. Se han detectado síntomas visibles en las acículas de pino negro que se están tratando de reproducir en condiciones experimentales empleando un sistema de exposición a ozono a cielo abierto, gracias a la colaboración entre el CREAM y el ART (Suiza).

Los cambios en el patrón de lluvias son más difíciles de predecir en un contexto de cambio climático, aunque parece que hay una tendencia clara a la reducción de las precipitaciones en el sur de Europa. Un aumento de la radiación solar por la ausencia de nubes favorecería la producción de ozono, tanto por la activación de las reacciones fotoquímicas, como por un aumento de las emisiones de COV por parte de la vegetación, asociado a una mayor actividad fotosintética. La menor disponibilidad hídrica para la vegetación produciría el cierre de los estomas de las hojas y por tanto una menor absorción del contaminante. Este comportamiento minimizaría los efectos del ozono en la vegetación, pero favorecería el mantenimiento de altas concentraciones de ozono en la atmósfera. Además, una mayor sequía aumentaría la intensidad de los incendios que a su vez influiría en los niveles de ozono a través de la emisión de NO_x , CO y COV. De esta manera, los cambios en el patrón de distribución de lluvias parece ser uno de los factores que tendrán una importancia más significativa en los niveles futuros de ozono, aunque los procesos implicados son todavía difíciles de predecir. Otros factores relacionados con el cambio climático afectarán a las concentraciones de ozono en el futuro, como son los cambios en la distribución de los vientos, en el intercambio de masas de aire entre la estratosfera y la troposfera, y en las tipologías de nubes y precipitaciones. Sin embargo, no existe todavía un consenso sobre cuáles serán los mecanismos de acción predominantes.

Otro tema interesante a considerar es que el cambio global puede a su vez alterar la respuesta de la vegetación al ozono. El aumento progresivo de las concentraciones de CO_2 que se está produciendo por efecto de las actividades humanas, al que se responsabiliza en gran parte del cambio climático, puede disminuir algunos de los efectos que el ozono provoca en la vegetación. Por un lado, el aumento de CO_2 generalmente induce un cierre estomático que llevaría a una menor absorción del contaminante actuando como un mecanismo de protección. Pero además, la protección parcial que una mayor concentración de CO_2 confiere a la vegetación frente al ozono, parece estar también asociada a un aumento de las tasas de fotosíntesis que generan una mayor vitalidad y flexibilidad metabólica para protegerse y defenderse del contaminante. Simultáneamente a estos pro-

cesos, una mayor actividad fotosintética conlleva mayores emisiones de COV biogénicos que a su vez influyen en la concentraciones de ozono, constituyendo un ciclo de complejas relaciones entre el cambio climático y el ozono.

El incremento de la disponibilidad de nitrógeno en los ecosistemas, principalmente debido al uso de combustibles fósiles y a la síntesis de fertilizantes para su aplicación en la agricultura, constituye otro de los componentes importantes del cambio global. Las actividades humanas han alterado el ciclo del nitrógeno de forma más intensa que el ciclo del carbono, provocando una cascada de efectos ambientales entre los que se incluyen la formación de ozono troposférico y de partículas, la acidificación y eutrofización de los ecosistemas y la modificación del balance de gases de efecto invernadero, pudiendo tener connotaciones para la salud humana y la biodiversidad. Además, un mayor aporte de nitrógeno puede alterar la capacidad de respuesta de las plantas frente al estrés generado por el ozono.

Muchas son las lagunas de conocimiento que existen todavía sobre los efectos del ozono en la vegetación, la biodiversidad y su papel en el cambio global. Se desconoce, por ejemplo, el riesgo que el ozono puede suponer para especies de gran importancia agronómica en nuestro país, como el olivo o la vid. Es necesario también intensificar los estudios sobre las interacciones entre el aumento del depósito de compuestos nitrogenados, de CO₂ y de ozono y sus implicaciones a escala ecosistémica. Además, se necesita entender cómo influirán los cambios en el clima y en los usos del suelo en las emisiones, tanto antropogénicas como naturales, de compuestos precursores del ozono y cómo afectarán a las concentraciones atmosféricas de este contaminante.

Las previsiones obtenidas con los modelos de contaminación atmosférica indican que sin un control significativo de las emisiones de los compuestos precursores, el ozono troposférico constituirá un serio problema global a finales de siglo, no sólo de calidad del aire, sino también como uno de los factores determinantes del cambio global. Las complejas interacciones entre la atmósfera, la superficie terrestre y la biosfera requieren que las estrategias de control de la contaminación se afronten de una manera global con el fin de conseguir la conservación del medio ambiente para todos los organismos de la Tierra, incluido el hombre. La importancia del medio ambiente ha quedado reflejada por la ONU en la formulación de los Objetivos de Desarrollo del Milenio y en la Estrategia para un Desarrollo Sostenible de la Unión Europea, donde se incluye la sostenibilidad del medio ambiente como un objetivo principal y como uno de los principales retos para conseguir un mundo más habitable y justo para todos, que permita asegurar el mantenimiento de los recursos naturales y de la biodiversidad para las generaciones venideras.

7.- Referencias bibliográficas para ampliar información

Distribución y niveles de ozono troposférico en España

Adame, J.A., Bolivar J.P., de la Morena, B.A. (2009). Surface measurements in the Southwest of the Iberian Peninsula (Huelva, Spain). *Environmental Pollution Research*. DOI 10.1007/s11356-008-0098-9.

Adame, J.A., Lozano, A., Bolivar, J.P., de la Morena, B.A., Contreras, J., Godoy, F. (2008). Behaviour, distribution and variability of surface ozone at an arid region in the South of Iberian Peninsula (Seville, Spain). *Chemosphere* 70, 841-849.

Alonso, R., Bermejo, V., Elvira, S., Aguirre Alfaro, A., Sanz, J., Herce Garraleta, M.D., González Fernández, I., Fernández Patier, R., Gimeno, B.S. (2009). La contaminación atmosférica en la sierra de Guadarrama. Riesgos potenciales para la vegetación. *VI Jornadas Científicas del Parque Natural de Peñalara y del Valle de El Paular*. Comunidad de Madrid, pp 63-86.

Álvarez, E., de Pablo, F., Tomas, C., Rivas, L. (2000). Spatial and temporal variability of ground level ozone in Castilla-León (Spain). *International Journal of Biometeorology* 44, 44-51.

Caballero, S., Galindo, N., Pastor, C., Varea, M., Crespo, J. (2007). Estimated tropospheric levels on the southeast Spanish Mediterranean coast. *Atmospheric Environment* 41, 2881-2886.

Dueñas, C., Fernández, M.C., Cañete, S., Carretero, J., Liger, E. (2004). Analyses of ozone in urban and rural sites in Málaga. *Chemosphere* 56, 631-639.

García, M.A., Sánchez, M.L. Pérez, I.A., de Torre, B. (2005). Ground level ozone concentrations at a rural location in Northern Spain. *Science of Total Environment* 348, 135-150.

Guerra, J.C., Rodríguez, S., Atencibia, M.T., García, M.T. (2004). Study on the formation and transport of ozone in relation to the air quality management and vegetation protection in Tenerife (Canary Islands). *Chemosphere* 56, 1157-1167.

González, L., Parra, A., Elustondo, D., Garrigó, J., Santamaría, J.M. (2005). Niveles de ozono troposférico en la Ribera de Navarra. Laboratorio Integrado de Calidad Ambiental (LICA), Universidad de Navarra.

Jiménez, P., Baldasano, J.M. (2004). Ozone response to precursor controls in very complex terrains: Use of photochemical indicators to assess O₃-NO_x-VOC sensitivity in the northeastern Iberian Peninsula. *Journal of Geophysical Research* 109, D20309, doi: 10.1029/2004JD004985.

Jiménez, P., Jorba, O., Parra, R., Pérez, C., Baldasano, J.M. (2007). Modelling photochemical pollution in the northeastern Iberian Peninsula. *Air Pollution Modelling and its Applications XVII* 17, 167-176.

- Jiménez, P., Parra, R., Baldasano, J.M. (2005). Modeling the ozone weekend effect in very complex terrains: a case study in the northeastern Iberian Peninsula. *Atmospheric Environment* 39, 429-444.
- Marengo, A., Gouget, H., Nédélec, P., Pagés, J.P. (1994). Evidence of a long-term increase in tropospheric ozone from Pic du Midi data series. Consequences: Positive radiative forcing. *Journal of Geophysical Research* 99(D8), 16 617-16 632.
- Millán, M.M., Salvador R., Mantilla E., Artiñano B. (1996). Meteorology and photochemical air pollution in southern Europe: experimental results from EC research projects. *Atmospheric Environment* 30, 1909-1924.
- Millán, M.M., Mantilla, E., Salvador, R., Carratalá, A., Sanz, M.J., Alonso, L., Gangoiti, G., Navazo, M. (2000). Ozone cycles in the Western Mediterranean Basin: Interpretation of monitoring data in complex coast terrain. *Journal of Applied Meteorology* 39, 487-508.
- Millán, M.M., Sanz, M.J., Salvador, R., Mantilla, E. (2002). Atmospheric dynamics and ozone cycles related to nitrogen deposition in the western Mediterranean. *Environmental Pollution* 118, 167-186.
- Palacios, M., Kirchner, F., Martilli, A. Clappier, A. Martín, F., Rodríguez, M.E. (2002). Summer ozone episodes in the Greater Madrid area. Analyzing the ozone response to abatement strategies by modelling, *Atmospheric Environment* 36, 5323-5333.
- Palacios, M., Martín, F., Aceña, B. (2005). Estimate of potentially high ozone concentration areas in the centre of the Iberian Peninsula. *International Journal of Environment and Pollution* 24, 260-271.
- Parra, R., Baldasano, J.M. (2004). Modelling the on-road traffic emissions from Catalonia (Spain) for photochemical air pollution research: weekday/weekend differences. *Air Pollution XII* 14, 3-12.
- Plaza, J., Pujadas, M., Artiñano, B. (1997). Formation and transport of the Madrid ozone plume. *Air & Waste Management Association* 47, 766-774.
- Ribas, A., Peñuelas, J. (2004). Temporal patterns of surface ozone levels in different habitats of the North Western Mediterranean basin. *Atmospheric Environment* 38, 985-992.
- Ribas, A., Peñuelas, J. (2006). Surface ozone mixing ratio increase with altitude in a transect in the Catalan Pyrenees. *Atmospheric Environment* 40, 7308-7315.
- Rodríguez, S., Torres, C., Guerra, J., Cuevas, E. (2004). Transport pathways of ozone to marine and free-troposphere sites in Tenerife, Canary Islands. *Atmospheric Environment* 38, 4733-4747.
- San José, R., Stohl, A., Karatzas, K., Bohler, T., James, P., Perez, J.L. (2005). A modelling study of an extraordinary night time ozone episode over Madrid domain. *Environmental Modelling & Software* 20, 587-593.
- Sánchez, M.L., de Torre B., García, M.A., Pérez, I. (2007). Ground-level ozone and vertical profile measurements close to the foothills of the Guadarrama mountain range (Spain). *Atmospheric Environment* 41, 1302-1314.

Sanz, M.J., Carratalá, A., Mantilla, E., Dieguez, J.J., Millán, M.M. (1999). Daily ozone patterns and AOT40 index on the East coast of the Iberian Peninsula. *Physics and Chemistry on the Earth* 24, 491–494.

Sanz, M.J., Calatayud, V., Sánchez Peña, G. (2007). Measurements of ozone concentrations using passive sampling in forest of South Western Europe. *Environmental Pollution* 145, 620–628.

Vivanco, M.G., Palomino, I., Vautard, R., Bessagnet, B., Martín, F., Menut, L., Jiménez, S. (2009). Multi-year assessment of photochemical air quality simulation over Spain. *Environmental Modelling & Software* 24, 63–73.

Vivanco, M.G., Correa, M., Azula, O., Palomino, I., Martín, F. (2008). Influence of model resolution on ozone predictions over Madrid area (Spain). *Annals of the New York Academy of Sciences*, 165–178.

Síntomas visibles inducidos por el ozono y bioindicación

Bermejo, R., Irigoyen, J.J., Santamaría, J.M. (2006). Short-term drought response of two white clover clones, sensitive and tolerant to O₃. *Physiologia Plantarum* 127, 658–669.

Bermejo, V., Gimeno, B.S., Sanz, J., De La Torre, D., Gil, J.M. (2003). Assessment of the ozone sensitivity of 22 native plant species from Mediterranean annual pastures based on visible injury. *Atmospheric Environment* 37 (33), 4667–4677.

Calatayud, V., Sanz, M.J., Calvo, E., Cerveró, J., Ansel, W., Klumpp, A. (2007). Ozone biomonitoring with Bel-W3 tobacco plants in the city of Valencia (Spain). *Water, Air and Soil Pollution* 183, 283–291.

Calatayud, V., Muñoz, M.C., Hernández, R., Sanz, M.J., Pérez-Forteza, V., Soldevilla, C., Sánchez, G. (2000). Seguimiento de daños en acículas de *Pinus halepensis* en localidades de Teruel y Castellón. *Ecología* 14, 129–139.

Flagler, RB. (ed.) (1998) *Recognitions of air pollution injury to vegetation. A pictorial atlas*. Air & Waste Management Association, Pittsbrugg, Pennsylvania.

Gimeno, B.S., Velissariou, D., Barnes, J.D., Inclán, R., Peña, J.M., Davison, A.W. (1992). Daños visibles por ozono en acículas de *Pinus halepensis* Mill. en Grecia y España. *Ecología* 6: 131–134.

Gimeno, B.S., Peñuelas, J., Porcuna, J.L., Reinert, R.A. (1995). Biomonitoring ozone phytotoxicity in eastern Spain. *Water, Air and Soil Pollution* 85, 1521–1526.

Hayes, F., Mills, G., Harmens, H., Norris, D. (2007). *Evidence of widespread ozone damage to vegetation in Europe (1990–2006)*. Working Group on Effects of the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Centre for Ecology and Hydrology, Bangor, UK. 58pp

Klumpp, A., Ansel, W., Klumpp, G., Vergne, P., Sifakis, N., Sanz, M.J., Rasmussen, S., Ro-Poulsen, H., Ribas, A., Peñuelas, J., Kambezidis, H., He, S., Garrec, J.P., Calatayud, V. (2006). Ozone pollution and ozone biomonitoring in European cities. Part II: Ozone-induced plant injury and its relationship with descriptors of ozone pollution. *Atmospheric Environment* 40, 7437–7448.

Peñuelas, J., Ribas, A., Gimeno, B.S., Filella, I. (1999). Dependence of ozone biomonitring on meteorological conditions of different sites in Catalonia. *Environmental Monitoring and Assessment* 56, 221-224.

Ribas, A., Filella, I., Gimeno, B.S. (1998). Evaluation of tobacco cultivars as bioindicators and biomonitors of ozone phytotoxic levels in Catalonia. *Water, Air and Soil Pollution* 107, 347-365.

Ribas, A., Peñuelas, J. (2003). Biomonitring of tropospheric ozone phytotoxicity in rural Catalonia. *Atmospheric Environment* 37, 63-71.

Sanz, M.J., Calatayud, V., Calvo, E. (2000). Spatial pattern of ozone injury in Aleppo pine related to air pollution dynamics in a coastal-mountain region of eastern Spain. *Environmental Pollution* 108, 239-247.

Sanz Sánchez, M.J., Sánchez Peña, G., Calatayud Lorente, V., Minaya Gallego, M.T., Cerveró Albert, J. (2001). La contaminación atmosférica en los bosques: Guía para la identificación de daños visibles causados por ozono. Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Conservación de la Naturaleza. 163pp.

<http://www.ozoneinjury.org> - Imágenes de síntomas foliares ocasionados por la exposición al ozono en especies forestales (CEAM).

Efectos del ozono a escala celular, fisiológica y de producción

Alonso, R., Elvira, S., Castillo, F.J., Gimeno, B.S. (2001). Interactive effects of ozone and drought stress on pigments and activities of antioxidative enzymes in *Pinus halepensis* Mill. *Plant Cell and Environment* 24(9), 905-916.

Alonso, R., Elvira, S., Inclán, R., Bermejo, V., Castillo, F.J., Gimeno, B.S. (2002). Effects of ozone on *Pinus halepensis* seedlings grown in open-top chambers En: *Air Pollution, Global Change and Forests in the New Millenium*. Karnosky DF, Percy KE, Chappelka AH and Simpson CJ (eds). Elsevier Science Ltd. Pp: 211-230.

Ashmore, M.R. (2005). Assessing the future global impacts of ozone on vegetation. *Plant, Cell and Environment* 28, 949-964.

Bassin, S., Volk, M., Fuhrer, J. (2007). Factors affecting the ozone sensitivity of temperate European grasslands: An overview. *Environmental Pollution* 146, 678-691.

Bell, J.N.B., Treshow, M. (eds) (2002). *Air Pollution and Plant Life*. John Wiley & Sons, LTD.

Bermejo Bermejo, V. (2002). Efectos del ozono sobre la producción y la calidad de frutos de *Lycopersicon esculentum* Mill. Modulación por diversos factores ambientales. Tesis doctoral, UAM.

Bermejo, V., Gimeno, B.S., Granados, I., Santamaría, J.M., Irigoyen, J.J., Bermejo, R., Porcuna, J.L., Mills, G. (2002). Investigating indices to explain the impacts of ozone on the biomass of white clover (*Trifolium repens* L. cv. Regal) at inland and coastal sites in Spain. *New Phytologist* 156 (1), 43-55.

Black, V.J., Black, C.R., Roberts, J.A., Stewart, C.A. (2000). Impact of ozone on the reproductive development of plants. *New Phytologist* 147, 421-447.

- Booker, F., Muntifering, R., McGrath, M., Burkey, K., Decoteau, D., Fiscus, E., Manning, W., Krupa, S., Chappelka, A., Grantz, D. (2009). The Ozone Component of Global Change: Potential Effects on Agricultural and Horticultural Plant Yield, Product Quality and Interactions with Invasive Species. *Journal of Integrative Plant Biology* 51 (4), 337–351.
- Calatayud, A., Alvarado, J.W., Barreno, E. (2001). Changes in chlorophyll a fluorescence, lipid peroxidation, and detoxificant system in potato plants grown under filtered and non-filtered air in open-top chambers. *Photosynthetica* 39(4), 507-513.
- Calatayud, A., Iglesias, D.J., Talon, M., *et al.* (2004). Response of spinach leaves (*Spinacia oleracea* L.) to ozone measured by gas exchange, chlorophyll a fluorescence, antioxidant systems, and lipid peroxidation. *Photosynthetica* 42(1), 23-29.
- Calatayud, A., Pomares, F., Barreno, E. (2006). Interactions between nitrogen fertilization and ozone in watermelon cultivar Reina de Corazones in open-top chambers. Effects on chlorophyll alpha fluorescence, lipid peroxidation, and yield. *Photosynthetica* 44, 93-101.
- Calatayud, A., Ramírez, J.W., Iglesias, D.J., Barreno, E. (2002). Effects of ozone on photosynthetic CO₂ exchange, chlorophyll a fluorescence and antioxidant systems in lettuce leaves. *Physiologia Plantarum* 116, 308-316.
- Calatayud, V., Cerveró, J. (2007). Foliar, physiological and growth responses of four maple species exposed to ozone. *Water, Air and Soil Pollution* 185, 239-254.
- Calvo, E., Martín, C., Sanz, M.J. (2007) Ozone sensitivity differences in five tomato cultivars: visible injury and effects on biomass and fruits. *Water, Air and Soil Pollution* 186, 167-181.
- Calvo, E., Calvo, I., Jiménez, A., Porcuna, J.L., Sanz, M.J. (2009). Using manure to compensate ozone-induced yield loss in potato plants cultivated in the East of Spain. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 131, 185–192.
- Cano, I., Calatayud, V., Cerveró, J., Sanz, M.J. (2007) Ozone effects on three *Sambucus* species. *Environmental Monitoring and Assessment* 128, 83-91.
- Darrall, N.M. (1989). The effect of air pollutants on physiological processes in plants. *Plant Cell and Environment* 12, 1 30.
- Elvira, S., Alonso, R., Castillo, F.J., Gimeno, B.S. (1998). On the response of pigments and antioxidants of *Pinus halepensis* seedlings to Mediterranean climatic factors and long-term ozone exposure. *New Phytologist* 138, 419-432.
- Elvira Cozar, S. (1999). *Efectos del ozono en la ultraestructura, pigmentos fotosintéticos e intercambio gaseoso de Pinus halepensis* Mill. CIEMAT.
- Fumagalli, I., Gimeno, B.S., Velissariou, D., De Temmerman, L., Mills, G. (2001) Evidence of ozone-induced effects on crops in the Mediterranean region. *Atmospheric Environment* 35(14), 2583-2587.
- Gimeno, B.S., Bermejo, V., Reinert, R.A., Zheng, Y., Barnes, J.D. (1999). Adverse effects of ambient ozone on watermelon yield and physiology at a rural site in Eastern Spain. *New Phytologist* 144 (2), 245-260.

- Gimeno, B.S., Bermejo V., Sanz, J., de la Torre, D., Gil, J.M. (2004). Assessment of the effects of ozone exposure and plant competition on the reproductive ability of three therophytic clover species from Iberian pastures. *Atmospheric Environment* 38, 2295-2303.
- Gimeno, B.S., Bermejo, V., Sanz, J., de la Torre, D., Elvira, S. (2004). Growth response to ozone of annual species from Mediterranean pastures. *Environmental Pollution* 132, 297-306.
- Heath, R.L. (2008). Modification of the biochemical pathways of plants induced by ozone: what are the varied routes to change? *Atmospheric Environment* 155, 453-463.
- Iglesias, D.J., Calatayud, A., Barreno, E., et al. (2006). Responses of citrus plants to ozone: leaf biochemistry, antioxidant mechanisms and lipid peroxidation. *Plant Physiology and Biochemistry* 44, 125-131.
- Inclán, R., Ribas, A., Peñuelas, J., Gimeno, B.S. (1999). The relative sensitivity of different Mediterranean plant species to ozone exposure. *Water Air and Soil Pollution* 116, 273-277.
- Inclán, R., Gimeno, B.S., Dizengremel, P., Sánchez, M. (2005). Compensation processes of Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) to ozone exposure and drought stress. *Environmental Pollution* 137(3), 517-524.
- Peña Martínez, J.M. (2002). El estudio del impacto de la contaminación atmosférica en los bosques. Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Conservación de la Naturaleza. 425pp.
- Peñuelas, J., Filella, I., Elvira, S., Inclán, R. (1995). Reflectance assessment of summer ozone fumigated Mediterranean white pine seedlings. *Environmental and Experimental Botany* 35, 299-307.
- Porcuna Coto, L. (1997). El ambiente y la predisposición de las plantas de tomate a la infección de dos virosis en el levante español. Tesis doctoral, UPV.
- Ribas, A., Peñuelas, J., Elvira, S., Gimeno, B.S. (2005). Contrasting effects of ozone under different water supplies in two Mediterranean tree species. *Atmospheric Environment* 39, 685-693.
- Santamaría, J.M., Amores, G., Garrigo, J., et al. (2002). An intensive monitoring study of air pollution stress in a beech forest in Spain. En: *Air Pollution, Global Change and Forests in the New Millenium*. Karnosky, D.F., Percy, K.E., Chappelka, A.H. and Simpson, C.J. (eds). Elsevier Science Ltd. Pp. 359-374.
- Sanz, J., Muntifering, R.B., Bermejo, V., Gimeno, B.S., Elvira, S. (2005). Ozone and increased nitrogen supply effects on the yield and nutritive quality of *Trifolium subterraneum*. *Atmospheric Environment* 39, 5899-5907.
- Sanz, J., Bermejo, V., Gimeno, B.S., Elvira, S., Alonso, R. (2007). Ozone sensitivity of the Mediterranean terophyte *Trifolium striatum* is modulated by soil nitrogen content. *Atmospheric Environment* 41(39), 8952-8962.
- Tausz, M., Grulke, N.E., Wieser, G. (2007). Defense and avoidance of ozone under global change. *Environmental Pollution* 147(3), 525-531.

Then, Ch., Herbinger, K., Luis, V.C., Heerd, C., Matyssek, R., Wieser, G. (2009) Photosynthesis, chloroplast pigments, and antioxidants in *Pinus canariensis* under free-air ozone fumigation. *Environmental pollution* 157 (2), 392-395.

Absorción de ozono por la vegetación y análisis de riesgos

Alonso, R., Bermejo, V., Sanz, J., Valls, B., Elvira, S., Gimeno, B.S. (2007). Stomatal conductance of semi-natural Mediterranean grasslands: Implications for the development of ozone critical levels. *Environmental Pollution* 146 (3), p.692-698.

Alonso, R., Elvira, S., Sanz, M.J., Gerosa, G., Emberson, L.D., Bermejo, V., Gimeno, B.S. (2008). Sensitivity analysis of a parameterization of the stomatal component of the DO₃-SE model for *Quercus ilex* to estimate ozone fluxes. *Environmental Pollution* 155, 473-480.

Elvira, S., Bermejo, V., Manrique, E., Gimeno, B.S. (2004). On the response of two populations of *Quercus coccifera* to ozone and its relationship with ozone uptake. *Atmospheric Environment* 38 (15), 2305-2311.

Elvira, S., Alonso, R., Gimeno, B.S. (2007). Simulation of stomatal conductance for Aleppo pine to estimate its ozone uptake. *Environmental Pollution* 146 (3), 617-623.

Goumenaki, E., González Fernández, I., Papanikolaou, A., Papadopoulos D., Askianakis, C., Kouvazkis, G., Barnes, J. (2007). Derivation of ozone flux-yield relationships for lettuce: A key horticultural crop. *Environmental Pollution* 146, 699-706.

Massman, W.J. (2004). Towards an ozone standard to protect vegetation based on effective dose: a review of deposition resistances and a possible metric. *Atmospheric Environment* 38, 2323-2337.

Mills, G., Buse, A., Gimeno, B.S., Bermejo, V., Holland, M., Emberson, L., Pleijel, H. (2007). A synthesis of AOT40-based response functions and critical levels of ozone for agricultural and horticultural crops. *Atmospheric Environment* 41, 2630-2643.

Simpson, D., Emberson, L., Ashmore, M., Tuovinen, J. (2007). A comparison of two different approaches for mapping potential ozone damage to vegetation. A model study. *Environmental Pollution* 146, 715-725.

UNECE. (2009). *Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads & levels and air pollution effects, risks and trends*. Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. <http://www.icpmapping.org>.

Wieser, G., Luis, V.C., Cuevas, E. (2006) Quantification of ozone uptake at the stand level in a *Pinus canariensis* forest in Tenerife, Canary Islands: An approach based on sap flow measurements. *Environmental Pollution* 140, 383-386.

Siglas, acrónimos y abreviaturas

ART	Swiss Federal Research Station Agroscope ART Air Pollution/Climate Group (Suiza)
CAMP	Programa Integral de Control Atmosférico
CEAM	Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo
CEPE/ONU, UNECE	Comisión Económica para Europa de Naciones Unidas
CIEMAT	Centro de Investigaciones Energéticas Medio Ambientales y Tecnológicas
CLRTAP	Convenio de Ginebra sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Gran Distancia
CREAF	Centro de Investigaciones Ecológicas y Aplicaciones Forestales
EEA	Agencia Europea de Medio Ambiente
EMEP	Programa de cooperación para la vigilancia continua y la evaluación del transporte a gran distancia de contaminantes atmosféricos en Europa
ICP	Programa de cooperación internacional
LICA/UN	Laboratorio Integrado de Calidad Ambiental de la Universidad de Navarra
MARM	Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino
OMM	Organización Meteorológica Mundial
OSPAR	Convenio para la protección y conservación de los recursos del Atlántico nororiental
RETEMCA	Red Temática sobre Modelización de la Contaminación Atmosférica
VAG	Programa de Vigilancia Mundial de la Atmósfera

Términos técnicos, símbolos y unidades

AOT40	Índice de exposición acumulada al ozono en el que se suman las concentraciones horarias por encima de 40 ppb durante las horas diurnas. Se expresa en ppb h ó $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ h}$. En la legislación europea y española se calcula como la suma de la diferencia entre las concentraciones horarias superiores a los $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (=40 ppb) y $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a lo largo de un período dado utilizando únicamente los valores horarios medidos entre las 8:00 y las 20:00 horas de la Hora de Europa Central (HEC).
Biosfera	Conjunto de los seres vivos del planeta Tierra
CH_4	Metano
CO	Monóxido de carbono
CO_2	Dióxido de carbono
Convenio de Ginebra	Convenio sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Gran Distancia en el marco de la Comisión Económica para Europa de Naciones Unidas
COV	Compuestos orgánicos volátiles
Esclerófila	Se denomina vegetación esclerófila a la vegetación mediterránea adaptada a las condiciones
Fenología	Ciencia que investiga las relaciones entre las variaciones climáticas y los ciclos de los seres vivos
Nivel crítico de ozono	Concentración atmosférica de ozono por encima de la cual, de acuerdo al conocimiento actual, pueden aparecer efectos perjudiciales en receptores que pueden ser seres humanos, plantas, ecosistemas o materiales.
NO	Monóxido de nitrógeno
NO_x	Óxidos de nitrógeno
NO_2	Dióxido de nitrógeno
O_3	Ozono
POP	Contaminantes orgánicos persistentes
ppb	Partes por billón; unidad utilizada para expresar la concentración de un gas en el aire. En el caso del ozono 1 ppb equivale a $1.96 \mu\text{g}/\text{m}^3$
PM	Materia particulada
Senescencia	Proceso de envejecimiento
SO_2	Dióxido de azufre
Troposfera	Zona inferior de la atmósfera, hasta una altura de 12 Km., en la que ocurren los fenómenos meteorológicos

