

Cooperación internacional e intergubernamental para abordar la mejora de la calidad del aire en el marco del cambio climático: el ozono troposférico y sus efectos en cultivos*

International and intergovernmental cooperation to address the improvement of air quality in the framework of climate change: tropospheric ozone and its effects on crops

Coopération internationale et intergouvernementale pour l'amélioration de la qualité de l'air dans le cadre de changement climatique : l'ozone troposphérique et ses effets sur les cultures

VICTORIA BERMEJO-BERMEJO,
ISAURA RABAGO, AFEF BEN AMOR,
HÉCTOR GARCÍA-GÓMEZ,
KAMEL NAGAZ, ROCÍO ALONSO,
IGNACIO GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ**

PALABRAS CLAVE

Calidad del aire; Convención del Aire; Cambio climático; Niveles críticos; Ozono; Análisis de riesgo para cultivos.

RESUMEN La Convención del Aire ONU-CEPE es el principal foro internacional de negociación para la limitar las emisiones de contaminantes atmosféricos con el fin de reducir sus efectos nocivos, y constituye un ejemplo de cooperación intergubernamental en defensa de la calidad del aire a escala global. Sus grupos

* Recibido: 1 de octubre de 2021; aceptado: 27 de octubre de 2021

** Victoria Bermejo-Bermejo, Isaura Rabago, Héctor García-Gómez, Rocío Alonso e Ignacio González-Fernández pertenecen al Grupo de Ecotoxicología de la Contaminación Atmosférica, que forma parte del Departamento de Medio Ambiente del Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas (CIEMAT). Isaura Rabago, además, es presidenta del Working Group on Effects de la Convención del Aire de Naciones Unidas Comisión Económica para Europa (CLRTAP/UNECE). Afef Ben Amor y Kamel Nagaz trabajan en el Drylands and Oases Cropping Laboratory, Institute of Arid Regions Médnine, Gabes University, en Túnez.

técnicos de trabajo, como el ICP Vegetation, son también un ejemplo de colaboración internacional científico-técnica para la definición de indicadores ambientales de riesgo (niveles críticos); en concreto, los de riesgo por ozono para cultivos y ecosistemas. En su seno, se desarrollan grupos de trabajo para implementar estas metodologías para los agrosistemas mediterráneos, que sería interesante extender hacia los países del sur de la cuenca mediterránea; algo actualmente en exploración a través de la colaboración entre grupos de investigación de España y Túnez.

KEYWORDS

Air quality; Air Convention; Climate change; Critical levels; Ozone; Crop risk assessment.

ABSTRACT The UN-ECE Air Convention is the main international negotiating forum for limiting air pollutants emissions in order to reduce their harmful effects, and is an example of intergovernmental cooperation on air quality safeguarding at global scale. Its technical working groups, such as the ICP Vegetation, are also an example of international scientific-technical collaboration for the definition of environmental risk indicators (critical levels); specifically, ozone risk for crops and ecosystems. Working groups for implementation of these methodologies for Mediterranean agrosystems have been developed within it, which would be interesting to extend towards southern countries of the Mediterranean basin; something currently being explored through collaboration between research groups from Spain and Tunisia.

MOTS CLÉS

Evaluation de risqué; Changement climatique; Convention sur l'air; Les culture; Ozone; Qualité de l'air, Valeurs limites.

RÉSUMÉ La convention UN-ECE sur l'air intervient comme le principal forum international visant à limiter les émissions de polluants atmosphériques et de réduire leurs effets nocifs, et aussi elle est un exemple de coopération intergouvernementale pour l'amélioration de la qualité de l'air à l'échelle mondiale. Ses groupes techniques de travail comme le Programme Coopératif International (ICP vegetation) sont également un exemple de collaboration scientifique et technique internationale pour la définition d'indicateurs de risques environnementaux (valeurs limites) et en particulier, le risque d'ozone sur les cultures et les écosystèmes. Dans ce sens, des groupes de travail se développent pour la mise en œuvre de ces méthodologies pour les agrosystèmes méditerranéens notamment les pays du sud du bassin Méditerranéen. Actuellement, des recherches se réalisent à travers la collaboration entre des groupes de recherche espagnols et tunisiens.

La Convención del Aire de Naciones Unidas

La Convención del Aire¹, también conocida por su anterior apelativo Convenio sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Gran Distancia (Convention on Long Range Transboundary Air Pollution, CLRTAP), se firmó en 1979 en el marco de la Comisión Económica para Europa de Naciones Unidas (CEE-ONU). Su objetivo es limitar, reducir y prevenir los efectos de la contaminación atmosférica en todos los receptores posibles, considerando ecosistemas acuáticos y terrestres, materiales (arquitectónicos, monumentos) y, por supuesto, salud humana, más allá de las fronteras de los estados, ya que la contaminación del aire no se detiene ante las fronteras políticas. Sus 40 años de andadura, le posicionan como el principal marco internacional de negociación para la reducción de emisiones de contaminantes en la región europea con el fin de reducir sus efectos nocivos, constituyendo un ejemplo de cooperación intergubernamental en defensa de la calidad del aire a escala global.

Los 51 miembros que actualmente integran la Convención han adquirido el compromiso de desarrollar políticas y estrategias comunes para limitar, prevenir y reducir gradualmente las emisiones contaminantes, estableciendo un marco de cooperación transfronterizo, estable y de conclusiones vinculantes con el objetivo de proteger la salud y el medioambiente. Su funcionamiento se basa en la cooperación para el desarrollo de políticas comunes adecuadas; la realización de actividades de investigación cuyos resultados se discuten en grupos de trabajo internacionales que dan base científica a las políticas ambientales; la construcción de redes de vigilancia y seguimiento de los contaminantes del aire; y el intercambio de información para la optimización de las metodologías que utiliza la Convención, como son los modelos de análisis de riesgo de efectos en cultivos y vegetación por contaminantes atmosféricos.

España se integró en la Convención del Aire en 1983, tras su ratificación (junio de 1982) y la publicación de su instrumentación (marzo de 1983, BOE 59/1983). Participa activamente en sus grupos de trabajo internacionales a través del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico; bien directamente desde el propio ministerio, bien mediante la colaboración con diferentes universidades y organismos de investigación como el Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas (CIEMAT). Como miembro participante de la Convención, España ha firmado los protocolos para el control de la contaminación atmosférica surgidos en su seno, que además han servido de base para el desarrollo de las distintas directivas de calidad del aire de la Unión Europea de obligado cumplimiento (Directiva 2008/50/CE, traspuesta mediante el Real Decreto 102/201 y Directiva 2001/81/CE traspuesta mediante el Real Decreto 818/2018).

El procedimiento de adopción de decisiones mediante el refuerzo de la cooperación intergubernamental en la Convención ha sido clave para favorecer la gobernanza

¹ Véase <https://unece.org/environment-policy/air>

europea en materia de calidad del aire. Hasta el momento la Convención del Aire ha generado 8 protocolos específicos para el control de las emisiones de óxidos de azufre, compuestos de nitrógeno, precursores del ozono, metales pesados y contaminantes orgánicos persistentes. En concreto, el Protocolo de Gotemburgo, establecido en 1999 y ratificado por España en 2005, fija para cada Parte los límites o techos de emisión para los contaminantes causantes de la acidificación, la eutrofización y el ozono troposférico (O_3), como son el dióxido de azufre (SO_2), los óxidos de nitrógeno (NO_x), los compuestos orgánicos no volátiles (COVNM) y el amoníaco (NH_3), que deben cumplirse para limitar o reducir sus efectos nocivos².

La Convención de Aire se estructura en tres grandes grupos de trabajo (figura 1):

1. El grupo de trabajo en efectos de la contaminación atmosférica (Working Group on Effects, WGE), dividido principalmente en varios programas de cooperación internacional (International Cooperative Programs, ICP).
2. El programa de monitorización, modelización e inventario de emisiones EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme), dividido en varios equipos internacionales de trabajo.
3. El grupo de estrategias y revisión (Working Group on Strategies and Review, WGSR), principal foro de negociación.

La Convención considera dentro de su estructura foros de negociación de carácter político, técnico y científico al mismo tiempo, algo único dentro de este tipo de convenciones internacionales, consiguiendo que los foros de carácter científico, como WGE y EMEP, aporten la base científica que sustenta todas las políticas ambientales consensuadas.

El CIEMAT, desde la Unidad de Modelización y Ecotoxicología de la Contaminación Atmosférica, participa de manera activa representando a España en diversos grupos de trabajo (*task forces*) de EMEP y del WGE, en especial en los foros científicos del ICP Vegetation³ e ICP Modelling & Mapping⁴. Estos dos Programas son los principales foros donde se desarrollan y optimizan las metodologías para el análisis de riesgo y efectos de los contaminantes del aire, particularmente del O_3 troposférico,

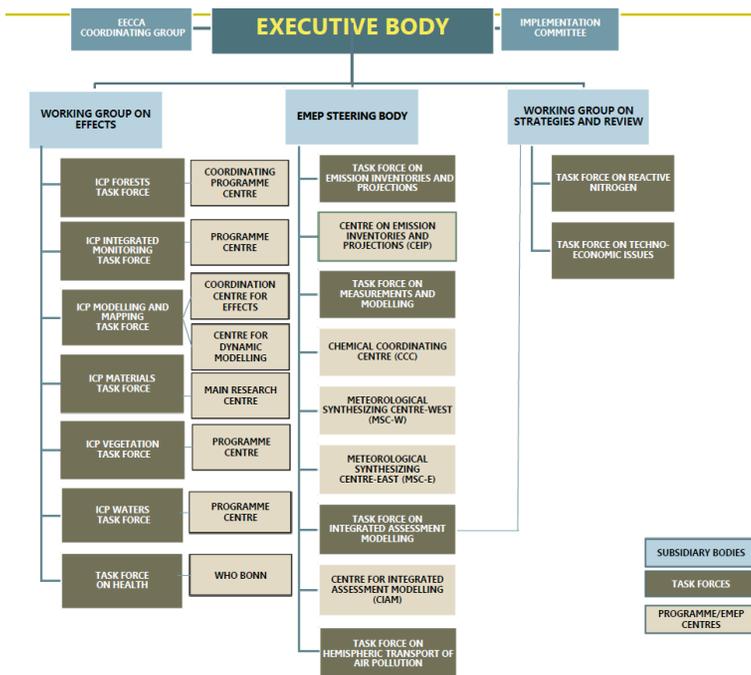
2 BOE 87/2005, de 12 de abril de 2002. Disponible en <https://www.boe.es/eli/es/ai/1999/11/30/2>.

3 International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops (Programa de Cooperación Internacional sobre los Efectos de la Contaminación del Aire en la Vegetación Natural y los Cultivos).

4 International Cooperative Programme on Modelling and Mapping of Critical Levels and Loads and Air Pollution Effects, Risks and Trends (Programa Cooperativo Internacional sobre Modelización y Cartografía de Niveles y Cargas Críticos y Efectos, Riesgos y Tendencias de la Contaminación Atmosférica).

para sistemas agrarios y ecosistemas naturales. El Grupo de Ecotoxicología de la Contaminación Atmosférica del CIEMAT vierte gran parte de sus resultados y bases de datos experimentales sobre la respuesta al O₃ de cultivos y comunidades vegetales en estos grupos de trabajo internacional, para la optimización de las metodologías de análisis de riesgo por O₃ en sistemas mediterráneos. Además, el CIEMAT ha formado parte de la vicepresidencia del WGE desde 2009 y ostenta la Presidencia desde 2016.

Figura 1. Estructura de los grupos integrantes de la Convención del Aire de Naciones Unidas (ONU-CEPE)



Fuente: <https://unece.org/environment-policy/air>. El CIEMAT ha formado parte de la vicepresidencia del WGE desde 2009 y ostenta la presidencia desde 2016.

El ozono troposférico: contaminante atmosférico y gas de efecto invernadero, dos facetas interconectadas

El ozono troposférico es uno de los contaminantes atmosféricos a los que la Convención del Aire y sus grupos de trabajo sobre efectos en cultivos y vegetación (como el ICP Vegetation) están dedicando más esfuerzo. Entre los contaminantes atmosféricos, el O₃ es uno de los contaminantes más vinculados al cambio climático y uno de los contaminantes más fitotóxicos que afectan negativamente a la productividad de cultivos y al funcionamiento de los ecosistemas terrestres (EEA, 2019; CLRTAP, 2017).

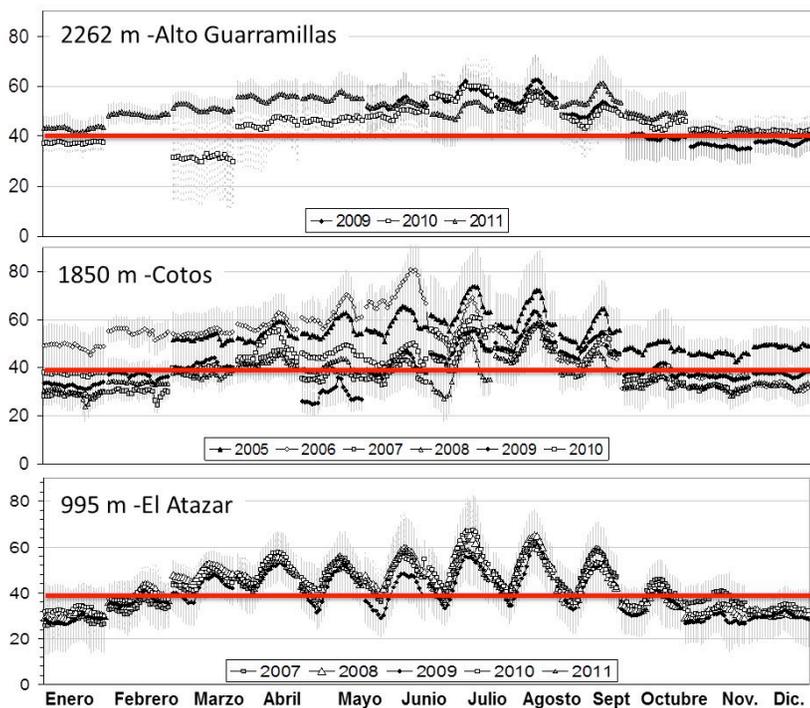
El O_3 troposférico es un contaminante secundario que se forma como subproducto de la oxidación fotoquímica del NO_x en presencia principalmente de monóxido de carbono (CO), metano (CH_4) e hidrocarburos no metálicos (COVNM); por lo que a todos ellos se les denomina precursores de O_3 (Myhre *et al.*, 2013). Los niveles de O_3 troposférico han ido en aumento desde el comienzo de la revolución industrial al producirse un incremento paulatino de la emisión de estos precursores, dando lugar a niveles de O_3 muy por encima de sus valores de fondo naturales (Monks *et al.*, 2015; EEA, 2019). Las masas de aire locales, regionales y continentales pueden transportar los precursores y sus derivados hacia zonas alejadas de los focos de emisión de precursores, provocando las mayores concentraciones de O_3 en las zonas peri-urbanas, rurales o forestales (Harmens *et al.*, 2018). Con frecuencia, estas concentraciones elevadas pasan desapercibidas al quedar fuera de la vigilancia de las redes de control y seguimiento de la calidad del aire, generalmente más implantadas en áreas industriales y urbanas.

En el sur de Europa, las condiciones climatológicas propias del clima mediterráneo, como su elevada temperatura e insolación, estabilidad atmosférica, o escasez estival de lluvias, junto con la abundancia de precursores de O_3 , favorecen las reacciones fotoquímicas atmosféricas que derivan en la formación de este contaminante. Por ello, durante la primavera y el verano la cuenca mediterránea registra de forma frecuente niveles de O_3 que sobrepasan ampliamente los valores objetivo para la protección de la vegetación y la salud de las personas recogidas en las Directivas Europeas de Calidad del Aire (MITECO, 2020; EEA, 2019), que se apoyan en los valores de protección generados en el seno de la Convención del Aire definidos para los distintos tipos de receptores. Como ejemplo, la figura 2 representa los niveles de O_3 en tres estaciones rurales de la cuenca de Madrid: Alto de Guarramillas, Cotos y El Atazar (ubicadas a 2.262, 1.850 y 995 m de altitud respectivamente), donde puede observarse como los perfiles medios diarios de O_3 sobrepasan de forma continua el valor de 40 ppb en las horas centrales del día durante la primavera y el verano de todos los años monitorizados, reflejando una atmosfera contaminada crónicamente por O_3 continuamente por encima del fondo natural. Los niveles de O_3 en superficie son muy dinámicos y dependen de factores temporales, estacionales y espaciales. El máximo diario de concentración suele ocurrir hacia final de mañana, donde coinciden niveles altos de NO_x , fuerte radiación y temperatura elevada; por el mismo motivo, se produce su marcada estacionalidad con los niveles más altos en primavera y verano.

La cuenca mediterránea, además de verse especialmente afectada por el incremento de O_3 , también está sufriendo de forma especial el impacto del cambio climático (CC); de hecho, el último informe de la Agencia Ambiental Europea (EEA, 2019) la identifica como una de las zonas más sensibles por este hecho. Su ubicación como zona de transición entre el clima árido del norte de África y el clima templado de Europa central, la hace propensa a sufrir importantes efectos derivados de la influencia humana en el sistema climático (Giorgi *et al.*, 2008; Paeth *et al.*, 2017). Se prevé que esta zona sufrirá reducciones dramáticas de precipitación, cercanas al 25%, e incrementos de

temperatura de 2-3 °C hacia 2050 (Christensen *et al.*, 2007). Estos cambios, que por sí mismos perjudicarán en gran medida el rendimiento de los cultivos, agravarán al mismo tiempo el impacto del O₃ en los agrosistemas, ya que estas alteraciones climáticas potenciarían la producción fotoquímica de este contaminante (Tai *et al.*, 2014; Lephon *et al.*, 2011), especialmente el incremento en la frecuencia de sequías y olas de calor (Meehl *et al.*, 2018).

FIGURA 2. Perfil diario medio de ozono (expresado en ppb) para los distintos meses del año, en tres estaciones rurales de la cuenca de Madrid ubicadas a distinta altitud: Guarramillas (2.262 m, datos CIEMAT), Cotos (1.850 m, datos CIEMAT) y El Atazar (995 m datos Red de Calidad del Aire, CAM)



Nota: La línea roja señala el valor de 40 ppb, indicativo del nivel de fondo natural.

Fuente: Elaboración CIEMAT (2021).

Además de su importancia como contaminante tóxico, el O₃ troposférico es un gas de efecto invernadero (GEI). En este sentido, se encuentra entre los cuatro GEI con mayor capacidad radiativa, junto con el CO₂, el metano (CH₄) y el óxido nitroso (N₂O), contribuyendo directamente al calentamiento global (Kiehl *et al.*, 1997). Se le puede considerar como un GEI de vida corta (*short-lived climate pollutant*, SLCP), a la par que el carbón negro (usualmente denominado con terminología inglesa *black carbon*) y el metano, que permanecen en la atmósfera durante un periodo de tiempo relativamente corto (del orden de días para el *black carbon*, semanas para el O₃ y años

para el metano). A pesar de su carácter más efímero, si se considera su efecto por molécula presente en la atmósfera, los SLCP pueden tener un efecto de calentamiento mayor que el CO₂, por lo que cualquier acción que se realice para su control tendrá un efecto claro y rentable en el control del calentamiento global (Scovronick *et al.*, 2015). El carácter GEI del O₃ le interconecta con el CC en ambas direcciones: el CC favorece la producción de O₃ y el incremento de O₃ favorece el CC.

En muchas ocasiones, hay un beneficio indiscutible y de reducción de costes cuando se abordan ambos problemas al mismo tiempo. Por ejemplo, los sectores que más contribuyen a las emisiones de GEI, como ocurre con la quema de los combustibles fósiles, son también importantes emisores de contaminantes del aire. Por este motivo, las mejoras tecnológicas para reducir los GEI en este sector benefician tanto a la mitigación del calentamiento global como a la calidad del aire. En otros casos, sin embargo, puede ocurrir lo contrario. Algunas tecnologías para reducir GEI pueden acrecentar el problema de la contaminación del aire. Esto es lo que ocurre en los sectores del transporte y la calefacción residencial, con la sustitución de combustibles fósiles convencionales por biomasa o biofuel que generan NO_x, HAP (hidrocarburos aromáticos policíclicos) o partículas finas, sobre todo cuando la calidad de la combustión no es buena y se produce una combustión incompleta. Por ello, hace más de una década que la ciencia está abordando el estudio de ambos problemas conjuntamente (Meleux *et al.*, 2007; Sá *et al.*, 2016); el mismo camino que se está produciendo en el desarrollo de políticas ambientales conjuntas. En foros internacionales como CEE/ONU, ponen de manifiesto la importancia de analizar CC y calidad del aire como dos factores inexorablemente ligados; desde este organismo internacional, se insta a los gestores de políticas ambientales a que aborden los desafíos de la contaminación del aire y del CC de manera conjunta para conseguir los mayores beneficios para ambos problemas⁵. También dentro de CEE/ONU, se ha creado la Coalición temática sobre el medioambiente y el CC⁶ activa desde enero de 2020, como una plataforma regional para los estados miembros de Europa y Asia Central que aborda las actividades dedicadas a fortalecer la gobernanza ambiental y del cambio climático, mejorando la gestión ambiental y generando opciones de mitigación y adaptación al cambio climático y a la calidad del aire. El reciente informe del IPCC apunta en la misma dirección y, aunque señala al CO₂ como el principal causante del CC, indica la importancia de otros gases de efecto invernadero, como el O₃, y de los contaminantes atmosféricos por su impacto sobre el clima (IPCC, 2021).

La absorción del ozono por las plantas y su relación con el cambio climático

Actualmente se considera al O₃ como el contaminante del aire más fitotóxico por su toxicidad y por la extensión del problema que afecta a amplias zonas rurales y

⁵ Véase <https://unece.org/air-pollution-and-climate-change>

⁶ Véase <https://unece.org/issue-based-coalition-environment-and-climate-change>

forestales (Harmens *et al.*, 2018). Al tratarse de un contaminante gaseoso, el O_3 tiene como vía de entrada preferente hacia el interior vegetal los poros estomáticos, similar a orificios en la epidermis foliar, por donde se realiza el flujo de gases entre la planta y la atmosfera necesario para la fotosíntesis y la respiración vegetal. La intensidad de los efectos que produce el O_3 en cultivos y vegetación, está mucho más directamente relacionada con la cantidad del contaminante que se absorbe por la planta que con su concentración en aire (CLRTAP, 2017); ya que los niveles de O_3 altos pueden ser poco dañinos si no consiguen penetrar hacia el interior de los tejidos vegetales. Esta entrada del O_3 depende en gran manera de la apertura estomática, cuya regulación se determina por factores relacionados con las condiciones ambientales, como la intensidad de radiación solar, la temperatura y humedad del aire; y otros fisiológicos como estado hídrico de la planta, condicionado directamente por la disponibilidad de agua en el suelo, la concentración de CO_2 dentro de la hoja o su estado fenológico. También la propia contaminación por O_3 puede alterar el funcionamiento estomático al perder el control riguroso de su capacidad de control estomático (Paoletti y Grulke, 2010; Hoshika *et al.*, 2015).

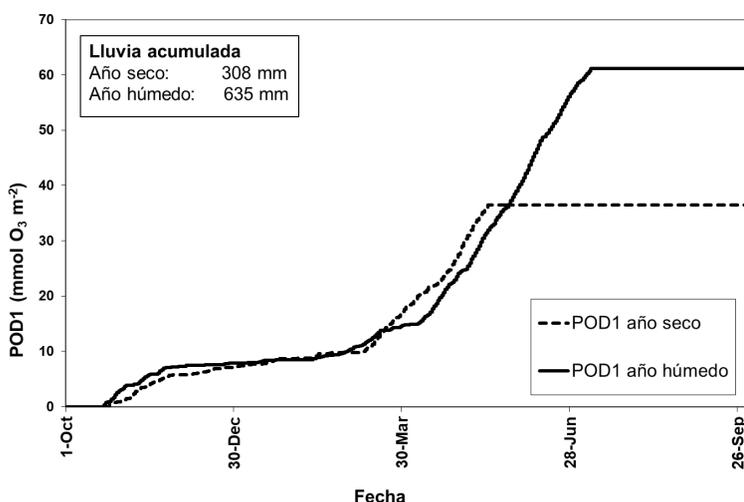
Precisamente es, en esta relación entre la apertura estomática y los factores ambientales, donde estriba otra de las interrelaciones estrechas entre clima y contaminación del aire desde el punto de vista de sus impactos negativos en la planta. Algunos factores del CC, como el incremento de la frecuencia de días soleados o la mayor radiación solar, favorecería la apertura estomática y con ello una mayor absorción de O_3 y un incremento de sus efectos; por el contrario, otros factores del CC como la reducción de precipitaciones o el aumento de los periodos de sequía, tendrían un efecto contrario: un cierre estomático que dificultaría la absorción de O_3 y por tanto limitaría sus efectos. En la figura 3, puede verse como los pastos anuales reducen su absorción de O_3 en función de la disponibilidad hídrica: durante los años húmedos las plantas mantienen una mayor apertura estomática en beneficio de su crecimiento (mayor fijación de carbono) que, al mismo tiempo, los lleva a una mayor absorción del contaminante; el contraste es claro con los años secos. Sin embargo, las hipótesis aparentemente más evidentes no siempre se cumplen y algunos estudios experimentales ponen de manifiesto como el estrés hídrico no protege a la planta frente al O_3 (Alonso *et al.*, 2014).

Otro factor importante del CC es el propio incremento de los niveles de CO_2 en aire que también afectan directamente a la regulación estomática y la absorción de O_3 . El aumento de CO_2 favorece una mayor tasa de asimilación de carbono y, por tanto, un incremento de la producción vegetal, lo que se ha conocido como fertilización por CO_2 (Peñuelas *et al.*, 2017; Haverd *et al.*, 2020). Esto sucede ligado a una reducción de la conductancia estomática que, en teoría, provocaría una reducción de los efectos del O_3 (McKee *et al.*, 1997). Sin embargo, algunas especies responden contrariamente a lo esperado y el incremento de CO_2 las hace más susceptibles al contaminante (Barnes *et al.*, 1995). Los mecanismos de respuesta de las plantas a la combinación de O_3 y CC son múltiples, actúan a distintas escalas de la organización vegetal y

muchas veces son específicos y no generalizables, por lo que conocer como modula el CC la respuesta al O_3 de las plantas requiere todavía de un importante esfuerzo de investigación experimental.

Por todo esto, desde hace una década, los estudios científicos tratan de entrelazar cada vez de forma más estrecha, contaminación del aire y cambio climático, para analizar sus efectos en la vegetación y cultivos de forma conjunta (Tai *et al.*, 2014; Norby *et al.*, 2016; Uddin *et al.*, 2018). Por ello también, los ejercicios de modelización se centran actualmente en conectar los modelos de CC con los de calidad del aire, para analizar si los nuevos escenarios de CC previstos van a afectar tanto a la calidad del aire en sí misma, como a la absorción de los contaminantes por las plantas, lo que determinará su respuesta conjunta a estos dos factores inseparablemente ligados (Yue *et al.*, 2017; Oliver *et al.*, 2018).

FIGURA 3. Flujos de absorción de ozono en pastos anuales acumulados durante la estación de crecimiento de un año seco y otro húmedo (POD1, $\text{mmol O}_3 \text{ m}^{-2}$)



Nota: El POD1 es un índice de ozono que se utiliza para evaluar el riesgo de efectos en el crecimiento de la vegetación y los cultivos. Durante el año húmedo los pastos mantienen una mayor apertura estomática que los lleva a una mayor absorción de ozono, y por lo tanto a un mayor riesgo de efectos, respecto a lo que sucede al mismo pasto en un año seco.

Fuente: CIEMAT, adaptado de González-Fernández *et al.* (2010).

Efectos del ozono en cultivos

El O_3 , una vez que penetra a través de los poros estomáticos, entra en contacto con el medio acuoso de los tejidos vegetales y reacciona rápidamente produciendo especies reactivas de oxígeno (*Reactive Oxygen Species*, ROS) y agua oxigenada (H_2O_2) con

una capacidad oxidante muy potente. Estas moléculas altamente reactivas, oxidan las membranas y paredes celulares iniciando un proceso oxidativo a escala celular que supone el inicio de una serie de daños que alteran la función celular y la regulación de componentes sensibles de genes, proteínas y metabolitos. Muchas de las señales de estrés que se desencadenan, tienen la misión de activar genes defensivos, como enzimas y moléculas con capacidad antioxidante y detoxificante (Alonso *et al.*, 2001); pero las ROS desencadenan al tiempo múltiples caminos de respuesta, como el que lleva a la producción de etileno cuya acumulación en las hojas puede llevar a la muerte celular y provocar lesiones foliares visibles (Vainonen y Kangasjärvi, 2015; Overmyer *et al.*, 2008).

FIGURA 4. Desarrollo de síntomas foliares inducidos por niveles elevados de ozono en variedades sensibles de judía variedad Lit (izquierda), acelga verde (centro) y sandía variedad Toro (derecha). Ensayos experimentales en la Instalación de Cámaras Descubiertas del CIEMAT



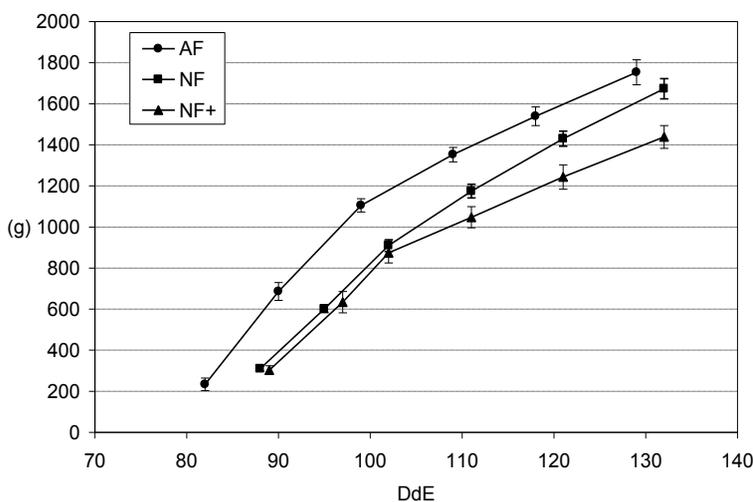
Fuente: CIEMAT.

A partir de estos daños que suceden a escala celular, se produce una cascada de efectos que perturban las escalas de organización vegetal superiores. A escala fisiológica, los distintos procesos del metabolismo del carbono se encuentran entre los más afectados. La asimilación de CO_2 puede reducirse por diversos mecanismos: el O_3 puede provocar un cierre parcial del estoma o un control estomático menos eficiente (Teixeira *et al.*, 2011), reducir el contenido de pigmentos foliares (Elvira *et al.*, 1998), dañar la cadena de transporte de electrones (Gillespie *et al.*, 2012), o reducir la eficiencia de las enzimas del ciclo de Calvin como la Rubisco (Emberson *et al.*, 2018); pero también este contaminante puede afectar a los procesos de distribución y almacenamiento de productos asimilados y desequilibrar la distribución del carbono y el nitrógeno dentro de la planta (Sanz *et al.*, 2014; Chang-Espino *et al.*, 2021), o aumentar su tasa de respiración (Calvete-Sogo *et al.*, 2014; Ainsworth *et al.*, 2017). Como resultado final, estos efectos fisiológicos repercuten a escala de organismo, con la aparición de síntomas foliares (figura 4), aceleración de la senescencia, reducción de la vitalidad

de la planta, limitación del crecimiento vegetal y reducción de su capacidad reproductiva y productiva (Gonzalez-Fernandez, *et al.*, 2016, Broberg *et al.*, 2017). La figura 5 reproduce el efecto del O_3 en las distintas cosechas parciales de la variedad de tomate Tiny Tim, sensible al contaminante; para niveles medios de O_3 supone un retardo de la producción temprana, la más valiosa económicamente, mientras que los niveles más elevados provocan una pérdida neta de producción.

Se considera, actualmente, que más del 20% de toda la producción agrícola en Europa se encuentra en riesgo por los niveles elevados de O_3 , ya que cerca de un 23% de las tierras agrícolas europeas emplean cultivos sensibles a este contaminante (Mills *et al.*, 2018; Wilkinson *et al.*, 2012). Solo considerando al trigo, se calcula que el O_3 puede ser el responsable de una pérdida de producción a escala mundial del orden del 7% con un rango para Europa que varía entre el 4-12% (Mills *et al.*, 2018; Ainsworth, 2017).

FIGURA 5. Efectos del ozono en la producción de la variedad de tomate Tiny Tim durante la recogida sucesiva de seis cosechas parciales efectuadas durante su ciclo productivo bajo los diferentes tratamientos de ozono



Nota: AF= aire filtrado, NF= aire no filtrado, NF+= aire no filtrado + 40 ppb de ozono. Producción acumulada (Peso de frutos por planta, media \pm es) referida a los días transcurridos desde la emergencia de la planta (DdE). Ensayos experimentales en la Instalación de Cámaras Descubiertas del CIEMAT.

Fuente: CIEMAT, adaptado de Bermejo-Bermejo (2002).

En el caso de agrosistemas pascícolas, hay que tener en cuenta otra escala por encima del organismo, y analizar lo que el O_3 puede provocar a escala de comunidad: la existencia de especies y genotipos más sensibles dentro de una misma comunidad permite que el O_3 pueda desplazar a los más sensibles a expensas de los más tolerantes (Mills *et al.*, 2013). Esto sucede por ejemplo en los pastos anuales de la península Ibérica muy ligados a las dehesas que ocupan extensas áreas del centro y sur

peninsular. La supervivencia y la capacidad competitiva de las especies anuales depende de su producción de semillas, que es uno de los parámetros que el O_3 afecta en mayor grado en las leguminosas anuales, especialmente en los tréboles, respecto a la mayor tolerancia observada en las gramíneas (Gimeno *et al.*, 2004). Esta situación favorece competitivamente a las gramíneas provocando una alteración de la estructura y diversidad de la comunidad (Calvete-Sogo *et al.*, 2016). Al mismo tiempo el O_3 provoca una pérdida de su calidad como forraje ganadero; por una parte, porque en los tréboles anuales reside la mayor parte del aporte proteico del pasto, por otra, porque el O_3 reduce el contenido proteico del forraje de las especies sensibles e incrementa su contenido en fibras y compuestos fenólicos que reducen su digestibilidad para los herbívoros (Sanz *et al.*, 2005).

Además de los efectos directos del O_3 hasta ahora comentados, también hay que considerar la gravedad de sus efectos indirectos más difíciles de reconocer: al disminuir la vitalidad de los cultivos el O_3 reduce su tolerancia a otros factores de estrés como la sequía, los patógenos o las deficiencias nutricionales, agravando en mayor grado el impacto económico de este contaminante.

Niveles críticos de ozono y análisis de riesgo para cultivos, o la necesidad de cooperación internacional científico-técnica para su definición y aplicación

En el marco de la Convención del Aire, y en concreto dentro de su grupo de trabajo del WGE ICP Vegetation, se lleva trabajando en el desarrollo de las metodologías para la definición de los valores límite de O_3 troposférico que no deben sobrepasarse para evitar sus efectos perjudiciales en agrosistemas y ecosistemas terrestres sensibles, mediante la definición de niveles críticos (NC) de O_3 . Estos NC son valores umbrales del contaminante por encima de los cuales se espera que aparezcan efectos perjudiciales para los distintos tipos de vegetación y cultivos, y son la base para la elaboración de los mapas de riesgo, que permiten visualizar espacialmente las zonas donde se superan los umbrales de daño. Estos mapas constituyen una importante herramienta de gestión para detectar aquellas áreas en donde el O_3 troposférico podría provocar efectos negativos en cultivos y vegetación, y, por tanto, donde deberían centrarse los esfuerzos para mejorar la calidad del aire.

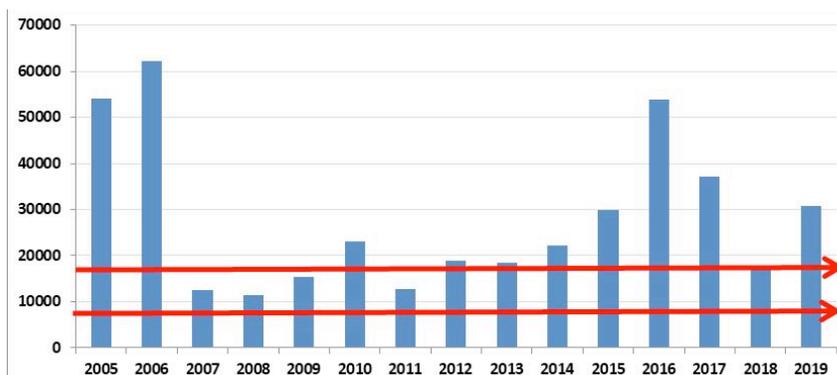
Los NC y las metodologías para el análisis de riesgo por O_3 se actualizan continuamente de acuerdo al avance científico, y su aprobación y aplicación se consensua en el marco del WGE, para finalmente quedar publicadas en los informes técnicos de la Convención para su disponibilidad en abierto⁷. Las directivas europeas de calidad del aire hacen uso de estas metodologías para definir sus propios valores objetivo de O_3

7 *Manual for Modelling and Mapping Critical Loads and Levels* (CLRTAP, 2017). Disponible en <https://icpvegetation.ceh.ac.uk/get-involved/manuals/mapping-manual>

que deben alcanzarse para asegurar la protección de la vegetación y cultivos europeos; también la Unión Europea emplea mapas de riesgo de O_3 basados en las metodologías de la Convención, para evaluar la eficacia de sus políticas de reducción y control de los contaminantes atmosféricos, y para detectar las zonas donde centrar su atención. Por ello, es clave mantener un proceso de optimización continuo de estas metodologías de cálculo, que permitan alcanzar mapas de riesgo cada vez lo más certeros posibles.

Actualmente se manejan dos tipos de NC, los primeros en desarrollarse fueron los que se basan en índices de concentración de O_3 en aire. En este tipo de NC se encuentra el índice de exposición acumulada AOT40, cuya idea es cuantificar la superación de los valores de O_3 por encima del fondo natural (por encima de 40 ppb) durante el periodo de crecimiento de un cultivo (estandarizado a 3 meses). La figura 6 representa el índice de riesgo AOT40 en la estación de Cotos (Madrid) entre los años 2005-2019, señalando con línea roja los valores objetivo (de cumplimiento obligado desde 2010), y a largo plazo (sin fecha de cumplimiento), que no deben superarse de acuerdo con la Directiva de Calidad del Aire 2008/50/CE.

FIGURA 6. Valor del índice de riesgo para vegetación AOT40 ($\mu g m^{-3}$) calculado para la Estación de Cotos, Madrid (Datos CIEMAT). Las flechas rojas indican los valores objetivo de cumplimiento actual ($6.000 \mu g m^{-3}$) y a largo plazo ($18.000 \mu g m^{-3}$) indicados en la Directiva Europea de Calidad del Aire 2008/50/CE



Fuente: CIEMAT, completado a partir de Elvira *et al.* (2016).

Sin embargo, en los últimos años, se han desarrollado los índices que cuantifican el daño que provoca el O_3 considerando la dosis real del contaminante que absorbe la planta a través de los estomas, en lugar de considerar solo su concentración en aire. Por ello, se están definiendo nuevos NC de O_3 basados en el flujo de absorción del contaminante por las plantas, denominados PÓD (Phytotoxic Ozone Dose, CLRTAP, 2017). Son índices de mayor complejidad de cálculo, que requieren, no solo conocer las concentraciones de contaminante que se encuentran en el aire, sino también las tasas de intercambio gaseoso que presentan las plantas y sus variaciones dependiendo de los cambios fenológicos y de las condiciones ambientales. Estos conocimientos se aplican finalmente para la parametrización específica del modelo DO_3SE , empleado

en la Convención del Aire para el cálculo de esta absorción de O_3 (CLRTAP, 2017). A pesar de su complejidad, esta aproximación es fundamental para realizar análisis de riesgo fiables en países como los mediterráneos, que de forma característica presentan déficit hídrico al final del periodo del cultivo (especialmente los de secano), y por tanto una limitación en la absorción del O_3 durante el mismo. Además, este tipo de NC son clave porque permiten su empleo para realizar análisis de riesgo por O_3 bajo las condiciones que determinan los escenarios futuros del CC (CLRTAP, 2017).

La definición y aprobación consensuada de un NC para un determinado cultivo en el seno del ICP Vegetation del WGE, es otro ejemplo de cooperación internacional científico-técnica exitosa. Para determinar los NC, deben obtenerse las funciones de respuesta al O_3 , de exposición (AOT40) o de dosis (POD), que representan de forma matemática la relación entre un índice de O_3 y el efecto negativo que causa en algún parámetro biológico fundamental, generalmente la producción en el caso de los cultivos.

La construcción de las funciones de respuesta al O_3 , requiere la conjunción de todas las bases de datos de los distintos grupos de investigación que han trabajado experimentalmente con un determinado cultivo. Este tipo de ensayos experimentales requiere de instalaciones de investigación específicas; una de las más empleadas son las Instalaciones de Cámaras Descubiertas (Open Top Chambers, OTC) donde las plantas pueden crecer en ambientes semi-controlados bajo distintas concentraciones de O_3 para evaluar y cuantificar los efectos que provoca el contaminante en las distintas escalas de la organización vegetal. La figura 7 muestra la Instalación de las OTC del CIEMAT, la única actualmente en España, ubicada en la Finca de Experimentación Agraria de La Higuera-MNCN/CSIC, donde pueden crecer los cultivos bajo niveles de ozono programados.

Figura 7. Instalación Experimental de Cámaras Descubiertas (OTC) del CIEMAT (Finca de Experimentación Agraria de La Higuera-MNCN/CSIC). Desarrollo de un ensayo durante 2020 para analizar el efecto del ozono y el régimen de riego en el trigo mediterráneo



Fuente: CIEMAT.

Las bases de datos generadas en estos estudios experimentales por los distintos países y grupos de investigación se unifican y analizan de forma conjunta en el seno del ICP Vegetation para la construcción de las funciones de respuesta específicas para cada tipo de cultivo, y la extracción a partir de ellas de los valores umbrales de protección (NC). Estos resultados, una vez publicados en revistas científicas, se proponen y aprueban para su incorporación en el manual técnico de la Convención (CLRTAP, 2017).

Un buen ejemplo de este trabajo lo constituye la obtención de las funciones de respuesta y NC para el trigo centroeuropeo, basadas en los índices de riesgo AOT₄₀ y POD, que ha requerido conjuntar bases de datos procedentes 14 ensayos experimentales independientes realizados en Suecia, Suiza, Dinamarca, Finlandia y USA, incluyendo 9 variedades de trigo (CLRTAP, 2017; Mills *et al.*, 2007, 2011). La superación de los NC derivados de estas funciones se emplean por EMEP para la construcción de los mapas europeos de riesgo de O₃ para cultivos cerealistas en Europa⁸. También la Unión Europea emplea este tipo de índices para evaluar sus políticas de control de la contaminación del aire (EIONET, 2020)⁹; y la Directiva de Techos (2001/81/CE) establece en su Anexo I, la obligatoriedad de establecer una red de seguimiento de daños por contaminación atmosférica considerando el cálculo de los índices basados en POD para evaluar periódicamente el riesgo de daño por O₃ para vegetación y cultivos dentro de las estaciones de la red.

El desarrollo de los niveles críticos de ozono para cultivos mediterráneos: Cooperación científica internacional en el ámbito de los países mediterráneos de la Convención del Aire

Desde la Convención del Aire, se facilita la cooperación internacional entre los países del área CEPE/ONU, donde se incluye Europa, Norte América y algunos países de Asia central y del este, para el desarrollo de investigación coordinada y conjunta con el fin de analizar la respuesta de los distintos tipos de vegetación y cultivos europeos al O₃. La existencia de las distintas zonas agroclimáticas en la zona hace que esta colaboración internacional genere con frecuencia grupos de trabajo que reúnen investigadores de los países del sur de Europa participantes frecuentes en la Convención (Italia, Grecia, Francia y España) para abordar el desarrollo de funciones de respuesta y NC para cultivos y condiciones específicamente mediterráneas. El CIEMAT ha coordinado distintos grupos de trabajo en el seno del ICP Vegetation para realizar esta labor, donde también han sido participantes grupos de investigación del CEAM (Centro de Estudios del Mediterráneo, Valencia) y CREAM (Centre de Reserca Ecològica i Aplicacions Forestals, Barcelona), que tienen o han tenido líneas de investigación en este ámbito de estudio.

⁸ En https://emep.int/mscw/mscw_moddata.html#Foot2

⁹ En <https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-atni>

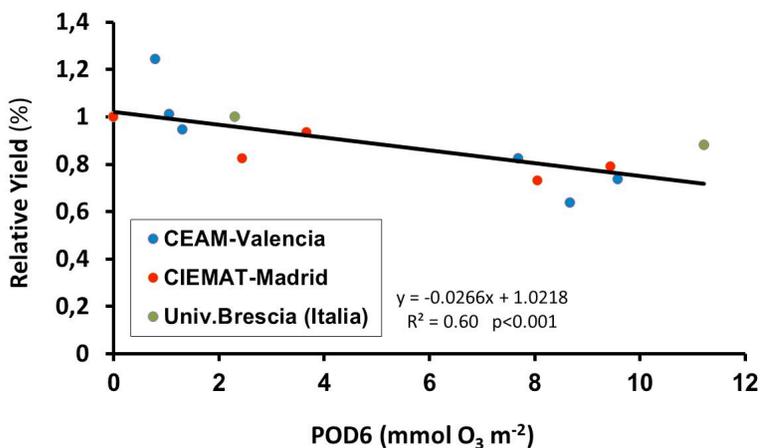
En concreto, dentro del *Manual Técnico de la Convención (Manual for Modelling and Mapping Critical Loads an Levels, CLRTAP, 2017)*, las funciones de respuesta y NC, que representan a cultivos y vegetación característicamente mediterráneas, han visto la luz en el seno de estos grupos de trabajo de la zona agroclimática mediterránea, como tomate (representativo de los cultivos hortícolas) (González-Fernández *et al.*, 2014), pastos anuales (representados por los tréboles anuales) (Sanz *et al.*, 2016), bosques perennifolios mediterráneos (representados por la encina y el pino carrasco) (Alonso *et al.*, 2008; Buker *et al.*, 2015) y bosques caducifolios mediterráneos (representados por el roble, el quejigo y el melojo) (Marzuoli *et al.*, 2018). También hay que resaltar el trabajo del CIEMAT en la parametrización del DO_3SE para trigo mediterráneo que permite adaptar las metodologías de análisis de riesgo para O_3 considerando las características del trigo de secano dominante en España (González-Fernández *et al.*, 2013). Se trata de un resultado que también asegura análisis de riesgo más certeros para esta zona cuando se analizan efectos bajo los escenarios futuros de CC. Además, con esta optimización se mejoran en gran medida los mapas de riesgo que se generan desde la Convención a escala europea, ya que la aplicación de parámetros obtenidos en cultivos de centro-Europa a la totalidad del área CEPE/ONU puede generar importantes errores en la estimación del riesgo por O_3 .

Un ejemplo de este trabajo de cooperación mediterránea lo constituye el desarrollo de las funciones de respuesta al O_3 para tomate (González-Fernández *et al.*, 2014), que representa los cultivos hortícolas europeos y que son de especial relevancia económica en el sur de Europa. Para la construcción de las funciones de respuesta considerando índices AOT40 y POD, se han combinado bases de datos procedentes de 7 ensayos independientes realizados por CIEMAT (4 ensayos), CEAM (2 ensayos) y Universidad de Brescia (Italia) (1 ensayo), considerando un total de 10 variedades (figura 8). A partir de estas funciones de respuesta se han definido los NC para tomate; valores que no deben sobrepasarse para evitar una pérdida de producción del cultivo mayor del 5%.

A la cooperación internacional necesaria que requiere el desarrollo de este tipo de análisis, contribuyen de forma importante la constitución de otros foros internacionales como CAPER-Med (Committee on Air Pollution Effects Research on Mediterranean Ecosystems¹⁰, constituido en 2014, con el objetivo de reunir investigadores que trabajan en el ámbito de los efectos de la contaminación del aire en los agrosistemas y ecosistemas mediterráneos; pero también estudiantes, o personal de agencias de gestión o conservación, que se unen con el fin de coordinar experiencias para identificar los impactos actuales de los contaminación del aire en la cuenca mediterránea y su relación con el CC, e identificar los retos futuros (Ochoa-Hueso *et al.*, 2017). Se trata de una iniciativa que sigue la experiencia exitosa del Committee on Air Pollution Effects Research (CAPER), establecido en Reino Unido en los años setenta, como una plataforma para discutir la respuesta de los ecosistemas británicos a las amenazas de la contaminación atmosférica.

¹⁰ Véase <https://capermed.weebly.com/>

FIGURA 8. Función de respuesta al ozono del tomate mediterráneo, representativo de los cultivos hortícolas europeos, considerando el índice de dosis POD6. La función procede de la conjunción de 7 ensayos independientes realizados en España e Italia. A partir de esta función de respuesta se ha definido el NC para tomate para este tipo de índice, con el fin de evitar pérdidas de producción debidas al ozono mayores del 5%



Fuente: CIEMAT, modificado de González-Fernández *et al.* (2014).

Ampliando la cooperación científica para explorar la aplicación de las metodologías de análisis de riesgo por ozono de la Convención del Aire en el sur de la cuenca mediterránea: un caso de cooperación científica entre Túnez y España

Cuando se consideran los problemas a los que debe enfrentarse la cuenca mediterránea relacionados con el CC y la calidad del aire, y como se han abordado hasta ahora, en buena parte a través de los foros de la Convención del Aire, surge una ausencia importante: la participación de los países que forman parte del arco sur mediterráneo, y que no pueden incluirse dentro del área ONU/CEPE que abarca la Convención. Sin embargo, la cuenca mediterránea es una unidad fisiográfica indivisible, que comparte clima, tipos de vegetación y cultivo, donde las fronteras políticas no limitan la circulación de vientos, ni el transporte de contaminantes, y que también comparte las graves consecuencias de las predicciones sobre CC en sus cultivos y ecosistemas. Por ello, sería deseable la apertura de un marco de colaboración intergubernamental para implementar la metodología de niveles críticos y análisis de riesgo por O₃ en todos los países de la cuenca mediterránea, que permitiera tomar decisiones consensuadas y vinculantes para limitar los efectos del CC y de la contaminación atmosférica abarcando toda zona geográfica.

Actualmente se está realizando una exploración de este tema a través de la colaboración científica entre el Instituto para las Regiones Áridas de Mednina de la Universidad

de Gabes (Túnez) y el Grupo de Ecotoxicología de la Contaminación Atmosférica del CIEMAT (Madrid) considerando la sensibilidad al ozono de genotipos pascícolas mediterráneos. Para ello, los dos grupos de investigación están analizando experimentalmente la tolerancia al O_3 y al CC de variedades pascícolas tunecinas de gran valor nutricional, como la variedad de alfalfa Gabssia (*Medicago sativa* cv. Gabssia) considerada entre los cultivos forrajeros más importantes del país por su importante aporte proteico (Radovic *et al.*, 2009); además, se trata de una variedad que se cultiva ampliamente en los oasis, donde puede ocupar el 75% de su superficie cultivada con un buen rendimiento (Loumerem *et al.*, 2007).

El primer ensayo de esta colaboración se desarrolló en 2019 en la Instalación Experimental de Cámaras Descubiertas (OTC) del CIEMAT (figura 7) cuya descripción puede ampliarse en Alonso *et al.* (2014) y Calvete-Sogo *et al.* (2014). En este ensayo se han expuesto plántulas de la variedad Gabssia de alfalfa a distintas concentraciones de O_3 durante un mes, tiempo que ha permitido el desarrollo de las plantas hasta llegar a su etapa adulta y alcanzar la floración. Se consideraron 4 tratamientos de O_3 : aire Filtrado de O_3 , que simula los niveles de fondo natural del O_3 correspondientes a la época pre-industrial; aire no filtrado, que reproduce los niveles de O_3 actuales registrados en la finca agraria; y dos niveles elevados de O_3 por encima del valor de ambiente 20 y 40 ppb durante las horas centrales del día (9:00-16:00 hora local), que reproducen concentraciones esperadas hacia mediados-finales de siglo.

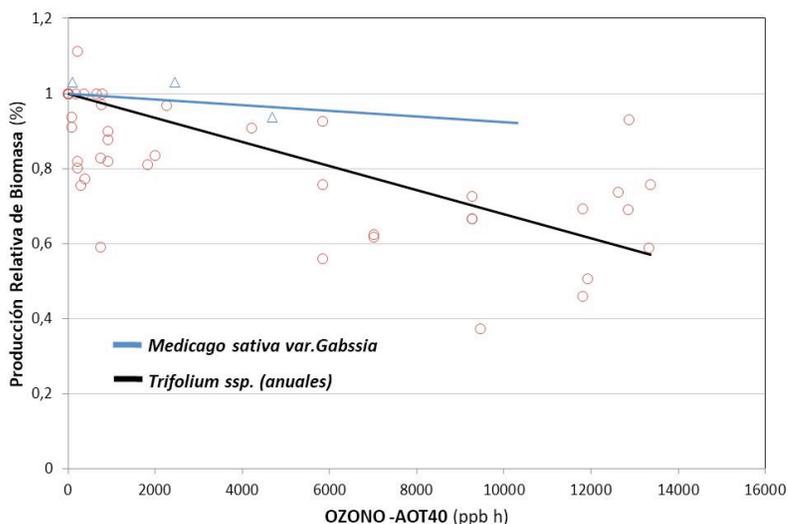
A lo largo del ensayo, se ha seguido el crecimiento y desarrollo de las plantas en los distintos tratamientos de O_3 y se ha evaluado su producción floral, biomasa y tasa de crecimiento tras 30 días de exposición a los niveles de O_3 ; y de nuevo, a los 30 días de finalizar la exposición al contaminante para analizar el desarrollo de efectos post-fumigación. A la vez, se han medido durante el ensayo, distintos parámetros morfológicos y fisiológicos relacionados con la tolerancia al O_3 y al aumento de temperatura y estrés hídrico, como la senescencia foliar, la aparición de síntomas foliares, el área específica de la hoja (Specific Leaf Area, SLA), el contenido foliar de materia seca (Leaf Dry Matter Content, LDCM), el contenido relativo de agua (Relative Water Content, RWC), el contenido de pigmentos foliares (Unidades SPAD) y el intercambio gaseoso (fotosíntesis, transpiración y conductancia estomática) (Ben Amor, 2021).

Los resultados indican la tolerancia al O_3 de esta variedad de alfalfa respecto al comportamiento de otras leguminosas pascícolas mediterráneas: no se ha observado en la variedad Gabssia, el desarrollo de síntomas foliares, incremento de senescencia o reducción de pigmentos foliares, que son efectos que rápidamente aparecen en tréboles anuales mediterráneos cuando se les somete a exposiciones de O_3 similares (Sanz *et al.*, 2005, 2007, 2014; Calvete-Sogo *et al.*, 2014). Aunque la variedad tunecina tiende a reducir ligeramente su producción de biomasa cuando crece bajo niveles elevados del contaminante, el efecto es ligero comparado con la fuerte pérdida de biomasa con que responden otras anuales sensibles características de zonas de dehesa, y donde se incluyen leguminosas muy sensibles principalmente tréboles (*Trifolium*

ssp.) o incluso una especie perteneciente al mismo género que la alfalfa (*Medicago minima*). La figura 9 reproduce las funciones de respuesta considerando el índice de riesgo AOT₄₀ del ensayo realizado con la variedad Gabssia, contrapuesto a la respuesta de las leguminosas anuales de ensayos previos, y que permitiría asignar a la variedad tunecina un NC más elevado.

Estos resultados, permiten también considerar las posibilidades de emplear esta variedad de forma más extensiva en los agrosistemas mediterráneos ante los futuros escenarios de CC y niveles elevados de O₃. La búsqueda de genotipos pascícolas tolerantes al O₃ y al cambio climático, y el estudio de los caracteres morfológicos, fisiológicos y genéticos que les confieren esta tolerancia, son estudios clave que persiguen el objetivo de mantener la estabilidad de la producción bajo las futuras condiciones climáticas y de calidad del aire; y con ello contribuir a la seguridad alimentaria a escala global (Amos *et al.*, 2014).

FIGURA 9. Función de respuesta al ozono de la variedad tunecina de alfalfa Gabssia, considerando el índice de ozono AOT₄₀, frente a la función de respuesta de los pastos anuales mediterráneos definida principalmente por la respuesta de leguminosas anuales españolas. Producción relativa de biomasa referida al control con niveles de ozono pre-industriales. Ensayo experimental realizado en 2019 en la Instalación de OTC del CIEMAT



Fuente: CIEMAT, adaptado a partir de Ben Amor, 2021 y Sanz *et al.* (2016).

La Convención del Aire ONU-CEPE ha demostrado, desde su puesta en marcha hace 40 años, el papel fundamental que ha desarrollado en la mejora de la calidad del aire con el fin de limitar sus efectos en receptores sensibles, incluidos agrosistemas y ecosistemas naturales. En el caso del O₃, las metodologías desarrolladas por la Convención para la definición de los valores umbrales de protección (NC) y para análisis de riesgo por O₃ para cultivos y vegetación, han tenido un reflejo directo en las

directivas europeas de calidad del aire y se consideran actualmente herramientas clave para la evaluación de las políticas europeas de reducción de la contaminación atmosférica. La actualización de estas herramientas en el seno de la Convención del Aire de acuerdo al progreso científico, está asegurado mediante la participación en el proceso de los foros técnico-científico de la Convención, como el ICP-Vegetation, donde confluyen científicos de los distintos países del ámbito ONU-CEPE; sin embargo, para que las medidas de limitación sean eficaces en la cuenca mediterránea, se requiere implicar y extender estas metodologías hacia los países integrantes de todo el arco mediterráneo, incluyendo tanto los países del norte como los del sur.

Agradecimientos

El trabajo presentado se desarrolla en el marco de los proyectos: AGRISOST-CM (2018/BAA-4330, CAM/Fondos estructurales 2014-2020); Grupo Operativo OZOCAM “Ozono y Patogenicidad Vegetal en la Comunidad de Madrid” del Programa de Desarrollo Rural de la Comunidad de Madrid 2014- 2020, cofinanciado por FEADER-EU, MAPA y Comunidad de Madrid a través del IMIDRA); proyecto SUSCAP (PCI2019-103521, financiado por MCIN/AEI/10.13039/501100011033 y por la Unión Europea); y Encomienda de Gestión del MITECO al CIEMAT para la definición de niveles y cargas críticas en el marco de la Convención del Aire.

Bibliografía

- AINSWORTH, E. A. (2017): “Understanding and improving global crop response to ozone pollution”, *Plant Journal*, 90, pp. 886-897.
- ALONSO, R.; ELVIRA, S.; CASTILLO, F. J. y 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), pp. 905-916.
- ALONSO, R.; ELVIRA, S.; SANZ, M. J. *et al.* (2008): “Sensitivity analysis of a parameterization of the stomatal component of the DO₃SE model for *Quercus ilex* to estimate ozone fluxes”, *Environmental Pollution*, 155, pp. 473-480.
- ALONSO, R.; ELVIRA, S.; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, I. *et al.* (2014): “Drought stress does not protect *Quercus ilex* L. from ozone effects: results from a comparative study of two subspecies differing in ozone sensitivity”, *Plant Biology*, 16, pp. 375-384.
- BARNES, J. D.; OLLERENSHAW, J. H. y WHITFIELD, C. P. (1995): “Effects of elevated CO₂ and/or O₃ on growth, development and physiology of wheat (*Triticum aestivum* L.)”, *Global Change Biology*, 1, pp. 129-142.
- BEN AMOR, A. (2021): “Assessment of the accumulation capacity of pollutants by some plant species in the oases ecosystem, Case of Gabes oases, Tunisia”, Universidad de Gabes, Túnez, tesis doctoral.

- BERMEJO-BERMEJO, V. (2002): *Efectos del ozono sobre la producción y la calidad de frutos de Lycopersicon esculentum. Modulación por factores ambientales*, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología, Universidad Autónoma de Madrid, tesis doctoral.
- BROBERG, M.; UDDLING, J.; MILLS G. y PLEIJERL, H. (2017): "Fertilizer efficiency in wheat is reduced by ozone pollution", *Science of Total Environment*, 607-608, pp. 876-880.
- BÜKER, P.; FENG, Z.; UDDLING, J. et al. (2015): "New flux-based dose-response relationships for ozone for European forest tree species", *Environmental Pollution*, 206, pp. 163-174.
- CALVETE-SOGO, H.; ELVIRA, S.; SANZ, J. et al. (2014): "Current ozone levels threaten gross primary production and yield of Mediterranean annual pastures and nitrogen modulates the response", *Atmospheric Environment*, 95, pp. 197-206.
- CALVETE-SOGO, H.; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, I.; SANZ, J. et al. (2016): "Heterogeneous responses of component species to ozone and nitrogen deposition shift the structure of Mediterranean annual pastures", *Oecologia*, 181(4), pp. 1055-1067.
- CHANG-ESPINO, M.; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, I.; ALONSO, R. et al. (2021): "The effect of increased tropospheric ozone levels on the stable carbon and nitrogen isotopic signature of wheat cultivars and landraces", *Atmosphere*, 12(7), pp. 883.
- CHRISTENSEN, J. H. y CHRISTENSEN, O. B. (2007): "A summary of the PRUDENCE model projections of changes in European climate by the end of this century", *Climatic Change*, 81, pp. 7-30.
- CLRTAP (2017): "Mapping Critical Levels for Vegetation, Chapter III", en G. Mills et al. (eds.), *Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends*, Convention on Long-range Transboundary Air Pollution UNECE. Disponible en https://icpvegetation.ceh.ac.uk/sites/default/files/FinalnewChapter3v4Oct2017_000.pdf
- ELVIRA, S.; ALONSO, R.; CASTILLO, F. J. y 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, pp. 419-432.
- ELVIRA, S.; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, I.; ALONSO, R. et al. (2016): "Ozone levels in the Spanish Sierra de Guadarrama Mountain range are above the thresholds for plant protection: analysis at 2262, 1850, and 995 m a.s.l.", *Environmental Monitoring and Assessment*, 188, pp. 1-20.
- EMBERSON, L. D.; PLEIJEL, H.; AINSWORTH, E. A. et al. (2018): "Ozone effects on crops and consideration in crop models", *European Journal of Agronomy*, 100, pp. 19-34.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA) (2019): "Air Quality in EUROPE. 2019 Report", EEA, Publications Office of the European Union, Luxemburgo. Disponible en https://www.developmentaid.org/api/frontend/cms/uploadedImages/2019/10/Air-quality-in-europe_2019-final.pdf
- EUROPEAN ENVIRONMENT INFORMATION AND OBSERVATION NETWORK (EIONET), EEA (2020): "European air quality maps for 2018", EINOET Report ETC/ATNI 2020/0.

- GILLESPIE, K. M.; XU, F.; RICHTER K. T. *et al.* (2012): "Greater antioxidant and respiratory metabolism in field-grown soybean exposed to elevated O₃ under both ambient and elevated CO₂", *Plant, Cell and Environment*, 35(1), pp. 169-184.
- GIMENO, B. S.; BERMEJO, V.; REINERT, R. A. *et al.* (1999): "Adverse effects of ambient ozone on watermelon yield and physiology at a rural site in Eastern Spain", *New Phytologist*, 144, 245-260.
- GIMENO, B. S.; BERMEJO, V.; SANZ, J. *et al.* (2004): "Growth response to ozone of annual species from Mediterranean pastures", *Environmental Pollution*, 132(2), pp. 297-306.
- GIORGI, F. (2008): "Lionello P. Climate change projections for the Mediterranean region", *Global Planetary Change*, 63, pp. 90-104.
- GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, I.; BERMEJO, V.; ELVIRA, S. *et al.* (2013): "Modelling ozone stomatal flux of wheat under Mediterranean conditions", *Atmospheric Environment*, 67, pp. 149-160.
- GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, I.; CALVO, E.; GEROSA, G. *et al.* (2014): "Setting ozone critical levels for protecting horticultural Mediterranean crops: case study of tomato", *Environmental Pollution*, 185, pp. 178-187.
- GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, I.; ELVIRA, S.; CALATAYUD, V. *et al.* (2016): "Ozone effects on the physiology and marketable biomass of leafy vegetables under Mediterranean conditions: Spinach (*Spinacia oleracea* L.) and Swiss chard (*Beta vulgaris* L. var. *cykla*)", *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 235, pp. 215-228.
- HARMENS, H.; HAYES, F.; MILLS, G. *et al.* (2018): "Wheat yield responses to stomatal uptake of ozone: Peak vs rising background ozone conditions", *Atmospheric Environment*, 173, pp. 1-5.
- HAYERD, V.; SMITH, B.; CANADELL, J. G. *et al.* (2020): "Higher than expected CO₂ fertilization inferred from leaf to global observations", *Global Change Biology*, 26(4), pp. 2390-2402.
- HOSHIKA, Y.; KATATA, G.; DEUSHI, M. *et al.* (2015): "Ozone-induced stomatal sluggishness changes carbon and water balance of temperate deciduous forests", *Science Reports*, 5, pp. 1-6.
- IPCC (2021): "Summary for Policymakers", en V. Masson-Delmotte *et al.* (eds.), *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* Cambridge University Press. Disponible en https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/report/IPCC_AR6_WGI_Full_Report.pdf
- LOUMEREM, M.; FERCHICHI, A.; HADDAD, M. *et al.* (2007): "Collection and evaluation of Lucerne (*Medicago Sativa* L.) germplasm from oases of Tunisia", *Genetic Resources and Crop Evolution*, 54(8), pp. 1645-1651.
- KIEHL, J. T. y TRENBERTH, K. E. (1997): "Earth's annual global mean energy budget", *Bulletin of the American Meteorological Society*, 78(2), pp. 197-208.
- LEFOHN, A. S.; MALLEY, C. S.; SMITH, L. *et al.* (2018): "Tropospheric ozone assessment report: Global ozone metrics for climate change, human health, and crop/ecosystem research", *Elementa: Science of the Anthropocene*, 6(27).

- MARZUOLI, R.; BUSSOTTI, F.; CALATAYUD, V. *et al.* (2018): "Dose-response relationships for ozone effect on the growth of deciduous broadleaf oaks in Mediterranean environment", *Atmospheric Environment*, 190, pp. 331-341.
- MCKEE, I. F.; EIBLMEEIER, M. y POLLE, A. (1997): "Enhanced ozone-tolerance in wheat grown at an elevated CO₂ concentration: ozone exclusion and detoxification", *The New Phytologist*, 137(2), pp. 275-284.
- MEEHL, G. A.; TEBALDI, C.; TILMES, S. *et al.* (2018): "Future heat waves and surface ozone", *Environmental Research Letters*, 13, 064004.
- MELEUX, F.; SOLMON, F. y GIORGI, F. (2007): "Increase in summer European ozone amounts due to climate change", *Atmospheric Environment*, 41(35), pp. 7577-7587.
- MILLS, G.; PLEIJEL, H.; BRAUN, S. *et al.* (2011): "New stomatal flux-based critical levels for ozone effects on vegetation", *Atmospheric Environment*, 45, pp. 5064-5068.
- MILLS, G.; PLEIJEL, H.; MALLEY, C. S. *et al.* (2018): "Tropospheric ozone assessment report: present-day tropospheric ozone distribution and trends relevant to vegetation", *Elementa: Science of the Anthropocene*, 6, 47.
- MILLS, G.; SHARPS, K.; SIMPSON, D. *et al.* (2018): "Closing the global ozone yield gap: Quantification and cobenefits for multistress tolerance", *Global Change Biology*, 24(10), pp. 4869-4893.
- MILLS, G.; WAGG, S. y HARMENS, H. (2013): "Ozone Pollution: Impacts on Ecosystem Services and Biodiversity", ICP Vegetation Programme Coordination Centre, Centre for Ecology and Hydrology, Bangor.
- MILLS, G.; BUSE, A.; GIMENO, B. *et al.* (2007): "A synthesis of AOT₄₀-based response functions and critical levels for agricultural and horticultural crops", *Atmospheric Environment*, 41(12), pp. 2630-264.
- MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO (MITECO) (2020): "Evaluación de la Calidad del Aire en España. Año 2020. Subdirección General de Aire Limpio y Sostenibilidad Industrial". Disponible en https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/atmosfera-y-calidad-del-aire/informeevaluacioncalidadaireespana2020_tcm30-529210.pdf
- MONKS, P. S.; ARCHIBALD, A. T.; COLETTE, A. *et al.* (2015): "Tropospheric ozone and its precursors from the urban to the global scale from air quality to short-lived climate forcer", *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15, pp. 8889-8973.
- MYHRE, G.; SHINDELL, D.; BRÉON F.-M. *et al.* (2013): "Anthropogenic and natural radiative forcing. In Climate Change 2013: The Physical Science Basis", en T. F. Stocker *et al.* (eds.), *Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 659-740.
- NORBY, R. J.; DE KAUWE, M. G.; DOMINGUES, T. F. *et al.* (2016): "Model-data synthesis for the next generation of forest free air CO₂ enrichment (FACE) experiments", *New Phytologist*, 209, pp. 17-28.
- OCHOA-HUESO, R.; MUNZI, S.; ALONSO, R. *et al.* (2017): "Ecological impacts of atmospheric pollution and interactions with climate change in terrestrial

- ecosystems of the Mediterranean Basin: Current research and future directions”, *Environmental Pollution*, 227, pp. 194-206.
- OLIVER, R. J.; MERCADO, L. M.; SITCH, S. *et al.* (2018): “Large but decreasing effect of ozone on the European carbon sink”, *Biogeosciences*, 15, pp. 4245-4269.
- OVERMYER, K.; KOLLIST, H.; TUOMINEN, J. H. *et al.* (2008): “Complex phenotypic profiles leading to ozone sensitivity in *Arabidopsis thaliana* mutants”, *Plant Cell and Environment*, 31(9), pp. 1237-1249.
- PAETH, H.; VOGT, G.; PAXIAN, A. *et al.* (2017): “Quantifying the evidence of climate change in the light of uncertainty exemplified by the Mediterranean hot spot region”, *Global Planetary Change*, 151, pp. 144-151.
- PAOLETTI, E. y GRULKE, N. E. (2010): “Ozone exposure and stomatal sluggishness in different plant physiognomic classes”, *Environmental Pollution*, (158)8, pp. 2664-267.
- PEÑUELAS, J.; CIAIS, P.; CANADELL, J. G. *et al.* (2017): “Shifting from a fertilization-dominated to a warming-dominated period”, *Nature Ecology and Evolution*, 1, pp. 1438-1445.
- RADOVIC, J.; SOKOLOVIC, D. y MARKOVIC, J. (2009): “Alfalfa-Most Important Perennial Forage Legume in Animal Husbandry”, *Biotechnoly in Animal Husbandry*, 25, pp. 465-475.
- SÁ, E.; MARTINS, H.; FERREIRA, J. *et al.* (2016): “Climate change and pollutant emissions impacts on air quality in 2050 over Portugal”, *Atmospheric Environment*, 131, pp. 209-224.
- SANZ, J., BERMEJO, V.; GIMENO, B. S. *et al.* (2007): “Ozone sensitivity of the Mediterranean terophyte *Trifolium striatum* is modulated by soil nitrogen content”, *Atmospheric Environment*, 41, pp. 8952-8962.
- SANZ, J.; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, I.; CALVETE-SOGO, H. *et al.* (2014): “Ozone and nitrogen effects on yield and nutritive quality of the annual legume *Trifolium cherleri*”, *Atmospheric Environment*, 94, pp. 765-772.
- SANZ, J.; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, I.; ELVIRA, S. *et al.* (2016): “Setting ozone critical levels for annual Mediterranean pasture species: combined analysis of open-top chamber experiments”, *Science of the Total Environment*, 571, pp. 670-679.
- SANZ, J.; MUNTIFERING, R. B.; BERMEJO, V. *et al.* (2005): “Ozone and increased nitrogen supply effects on the yield and nutritive quality of *Trifolium subterraneum*”, *Atmospheric Environment*, 39, pp. 5899-5907.
- SCOVRONICK, N.; DORA, C.; FLETCHER, E. *et al.* (2015): “Reduce short-lived climate pollutants for multiple benefits”, *The Lancet*, 386, pp. 28-31.
- TAI, A. P. K.; MARTIN, M. V. y HEALD, C. L. (2014): “Threat to future global food security from climate change and ozone air pollution”, *Nature Climate Change*, 4, pp. 817-821.
- TEIXEIRA, E.; FISCHER, G.; VAN VELTHUIZEN, H. *et al.* (2011): “Limited potential of crop management for mitigating surface ozone impacts on global food supply”, *Atmospheric Environment*, 45(15), pp. 2569-2576.
- UDDIN, S.; LOW, M.; PARVIN, S. *et al.* (2018): “Water use and growth responses of dryland wheat grown under elevated [CO₂] are associated with root length in deeper, but not upper soil layer”, *Field Crops Research*, 224, pp. 170-181.

- VAINONEN, J. P. y KANGASJÄRVI, J. (2015): "Plant signalling in acute ozone exposure", *Plant, Cell & Environment*, 38(2), pp. 240-252.
- WILKINSON, S.; MILLS, G.; ILLIDGE, R. y DAVIES W. J. (2012): "How is ozone pollution reducing our food supply?", *Journal of Experimental Botany*, 63(2), pp. 527-536.
- YUE, X.; UNGER, N.; HARPER, K. *et al.* (2017): "Ozone and haze pollution weakens net primary productivity in China", *Atmospheric Chemistry and Physics*, 17, pp. 6073-6089.