



universidad
de león



FACULTAD DE CIENCIAS
BIOLÓGICAS Y AMBIENTALES

INCENDIOS EN LA SIERRA DE LA
CULEBRA (ZAMORA): IMPACTO EN
LA CALIDAD DEL AIRE DE CASTILLA
Y LEÓN

WILDFIRES IN THE SIERRA DE LA
CULEBRA (ZAMORA): IMPACT ON
THE AIR QUALITY OF CASTILLA Y
LEÓN

JOSE MANUEL PANIAGUA FERNÁNDEZ

Tutores:

ANA ISABEL CALVO GORDALIZA

CARLOS DEL BLANCO ALEGRE

GRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

JULIO DE 2023

ÍNDICE

1.INTRODUCCIÓN.....	1
2.OBJETIVOS.....	4
3.MATERIAL Y MÉTODOS	4
3.1. ZONA DE ESTUDIO.....	4
3.2. CRONOLOGÍA DE LOS EVENTOS	7
3.3. BASES DE DATOS	8
3.4. METODOLOGÍA.....	9
3.4.1. Tratamiento de datos	9
3.4.2. Herramientas adicionales para la identificación de eventos.....	10
4. RESULTADOS	10
4.1. EVENTO DE JUNIO.....	11
4.1.1. Concentración de contaminantes.....	11
4.1.2. Análisis de retrotrayectorias y penacho del incendio.....	14
4.1.3. Análisis estadístico.....	17
4.2. EVENTO DE JULIO	19
4.2.1. Concentración de contaminantes.....	19
4.2.2. Análisis de retrotrayectorias y penacho del incendio.....	21
4.2.3. Análisis estadístico.....	23
4.3. SUPERACIÓN DE VALORES LÍMITE	25
5. CONCLUSIONES.....	27
6. BIBLIOGRAFÍA	28
ANEXO	31

RESUMEN

En este trabajo se presenta un análisis de la calidad del aire en Castilla y León durante el verano de 2022, en concreto, en las ciudades de León, Medina del Campo (Valladolid), Zamora y Burgos. Se analiza en detalle el impacto que dos incendios forestales ocurridos en la Sierra de la Culebra (Zamora), uno en junio y otro en julio, tuvieron en dichas ciudades. Además, se estudia la intrusión de polvo sahariano que afectó a la Península Ibérica en junio, coincidiendo con el incendio. Los contaminantes analizados son: PM₁₀, PM_{2,5}, SO₂, NO, NO₂, O₃ y CO. Se ha utilizado el modelo Hysplit para conocer las retrotrayectorias y la evolución del penacho y el test no-paramétrico de Kruskal Wallis para estudiar la existencia de diferencias significativas. Los incendios aumentaron la concentración de PM₁₀, PM_{2,5} y CO en las ciudades de estudio, lo que se puso de manifiesto en el estudio estadístico. Así, para estos contaminantes se encontraron diferencias significativas entre las concentraciones registradas antes-durante y durante-después de los incendios. La intrusión afectó principalmente a las concentraciones de material particulado (concentraciones horarias de hasta 205 µg PM₁₀/m³ en Medina del Campo). Se superaron en varias ocasiones los valores límite de PM₁₀ (superaciones ligadas principalmente a los eventos estudiados) y de O₃.

Palabras clave: aerosoles, contaminación atmosférica, incendios forestales, intrusiones de polvo sahariano, retrotrayectorias.

ABSTRACT

This study presents an analysis of the air quality in Castilla y León during the summer of 2022, specifically in the cities of León, Medina del Campo (Valladolid), Zamora and Burgos. The impact of two forest fires in the Sierra de la Culebra (Zamora), one in June and the other in July, on these cities will be analysed in detail. In addition, the intrusion of Saharan dust that affected the Iberian Peninsula in June, coinciding with the fire, will be studied. The pollutants analysed are PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO, NO₂, O₃ and CO. The Hysplit model was used to determine the back-trajectories and the evolution of the plume, and the Kruskal-Wallis non-parametric test was used to study the existence of significant differences. The fires increased the concentrations of PM₁₀, PM_{2.5} and CO in the cities studied, as shown by the statistical analysis. Thus, for these pollutants, significant differences were found between the concentrations registered before-during and during-after the fires. The intrusion mainly affected concentrations of particulate matter (hourly concentrations of up to 205 µg PM₁₀/m³ in Medina del Campo). The limit values for PM₁₀ (exceedances mainly related to the events studied) and O₃ were exceeded on several occasions.

Keywords: aerosol, atmospheric pollution, retrotrajectories, Saharan dust outbreaks, wildfires

1.INTRODUCCIÓN

Los contaminantes atmosféricos son sustancias o formas de energía presentes en el aire que implican riesgo, daño o molestia grave para las personas y bienes de cualquier naturaleza (Aránguez *et al.*, 1999). Pueden proceder de fuentes naturales (erupciones volcánicas, incendios, tormentas de arena...) o antropogénicas (tráfico, actividad industrial, procesos de combustión, etc.). Estas últimas son las más relevantes, sobre todo a raíz de la revolución industrial (Spedding, 1981).

La contaminación atmosférica es un problema global que afecta la salud humana, la biodiversidad y el medio ambiente en general. Los contaminantes pueden permanecer en la atmósfera durante períodos prolongados de tiempo y desplazarse a grandes distancias antes de ser depositados en la superficie terrestre. La dispersión de los contaminantes en la atmósfera es un proceso complejo que depende de varios factores, como las condiciones meteorológicas y la topografía del terreno, la naturaleza del contaminante y la cantidad emitida (Bruce, 2020).

A continuación, se recogen algunas características de los principales contaminantes atmosféricos:

-Aerosoles (o material particulado atmosférico): son partículas presentes en suspensión en la atmósfera. Su tiempo de permanencia en la atmósfera es de unas pocas horas (Emetere *et al.*, 2015). Se utilizan con frecuencia los términos PM10 y PM2,5 para hacer referencia a las partículas con un diámetro aerodinámico (diámetro de una determinada partícula conceptual esférica de densidad 1 g cm^{-3} que presenta la misma velocidad de sedimentación que la partícula en cuestión) menor de $10 \mu\text{m}$ y $2,5 \mu\text{m}$, respectivamente.

Las principales fuentes de emisión de los aerosoles son (Ministerio de Transición Ecológica, 2023a):

- fuentes antrópicas: tráfico, quema de biomasa y actividades industriales.
- fuentes naturales: zonas áridas, grandes masas de agua, fuentes biogénicas y volcanes.

-SO₂ (dióxido de azufre): es un gas incoloro y con un olor irritante. Es uno de los principales gases que contribuyen a la formación de la lluvia ácida, provocando daños en la vegetación, y puede tener efectos perjudiciales para la salud humana (tales como irritación e inflamación del sistema respiratorio, afecciones e insuficiencias pulmonares, alteración del metabolismo de las proteínas, dolor de cabeza o ansiedad). Su principal fuente de emisión es la quema de combustibles fósiles con alto contenido en azufre, como el carbón. También se genera por la quema de biomasa y el tráfico (principalmente marítimo). En cuanto a las emisiones naturales, sus principales fuentes son de origen biogénico y volcánico (Lee *et al.*, 2011; Ministerio de Transición Ecológica, 2023a)

-NO_x (óxidos de nitrógeno): engloban tanto al NO como al NO₂. El NO₂ causa efectos adversos sobre la salud, pudiendo provocar inflamación de las vías respiratorias, afecciones a órganos como el hígado, a sistemas como el circulatorio, el inmunitario o el respiratorio (puede inducir infecciones pulmonares o insuficiencias respiratorias). Afecta al medio ambiente produciendo acidificación y eutrofización de los ecosistemas o limitando el crecimiento vegetal. Al igual que el SO₂, contribuye a la formación de lluvia ácida. En cuanto a las fuentes antropogénicas, destacan el tráfico, las centrales térmicas y ciertas actividades agrícolas como el uso de fertilizantes (Brimblecombe *et al.*, 2023; Ministerio de Transición Ecológica, 2023a).

-O₃ (ozono): en la estratosfera es un gas muy importante, ya que nos protege de la radiación ultravioleta. Sin embargo, en la troposfera, se convierte en un contaminante que actúa como un potente y agresivo agente oxidante que disminuye la productividad de la vegetación y los cultivos. También puede afectar a la salud humana, causando principalmente problemas respiratorios (insuficiencias respiratorias, asma). Las principales fuentes de ozono troposférico son las actividades industriales y el transporte (Yang y Zhao, 2023). El ozono en la troposfera se forma de manera secundaria a partir de reacciones químicas complejas desde la proximidad de las fuentes de emisión de sus gases precursores hasta las zonas receptoras de la contaminación, actuando como precursores los óxidos de nitrógeno y los compuestos orgánicos volátiles (Derwent *et al.*, 2015; Ministerio de Transición Ecológica, 2023a).

-CO (monóxido de carbono): es un gas tóxico e incoloro que se forma en los procesos de combustión incompleta. Puede ser perjudicial para el ser humano y el medio ambiente, contribuyendo al cambio climático y al aumento de la temperatura del planeta. Su principal fuente de emisión es de tipo antrópico y se produce por procesos de combustión

(tráfico, procesos industriales, etc.). En cuanto a su origen natural, su principal fuente es la vegetación y los procesos edáficos, aunque su aporte a la atmósfera es mucho menor que las mencionadas anteriormente (Chemiker *et al.*, 2011; Ministerio de Transición Ecológica, 2023a).

Como se ha comentado previamente, una de las principales fuentes de contaminación atmosférica son los incendios forestales. Se trata de un problema ambiental global que afecta a los ecosistemas forestales del planeta (Barbosa *et al.*, 2008). En la zona mediterránea, en los últimos años, se han convertido en un problema creciente, sobre todo en los meses de verano y otoño, debido a algunos factores como las intensas sequías en estos meses y las altas temperaturas (Flannigan *et al.*, 2000). La quema de biomasa ocasiona daños en la vegetación, pérdida de especies animales, pérdida de cobertura de suelo, deteriora la calidad del aire y altera los ciclos geoquímicos que existen de manera natural en la atmósfera debido a la emisión de aerosoles y gases. Los elementos predominantes durante la quema vegetal son el dióxido de carbono, el monóxido de carbono, los óxidos de nitrógeno y pequeñas cantidades de dióxido de azufre y partículas PM10 y PM2,5. Se dispersan debido a la circulación atmosférica, pudiendo alcanzar grandes distancias y afectar a grandes superficies (Chu y Guo, 2013).

Otra de las problemáticas que influyen en la contaminación atmosférica de la Península Ibérica son las intrusiones de polvo sahariano. Se trata de intrusiones de aire seco provenientes del norte de África y que, sobre todo en los meses de verano y otoño, inciden en la Península. Estos fenómenos son capaces de transportar una gran cantidad de partículas dejando, en algunas ocasiones, nubes de polvo que dificultan la visibilidad (Oduber *et al.*, 2020). Asimismo, la modificación de las condiciones meteorológicas a escala sinóptica (relacionado con el cambio climático) favorece la ocurrencia de estos fenómenos (Salvador *et al.*, 2019).

En este estudio se presenta un análisis de la calidad del aire en Castilla y León durante el verano de 2022, en concreto, en las ciudades de León, Medina del Campo (Valladolid), Zamora y Burgos. Se analiza en detalle el impacto que los incendios forestales ocurridos en la Sierra de la Culebra (Zamora) tuvo en dichas zonas.

2.OBJETIVOS

Los principales objetivos de este estudio son:

1. analizar el impacto de los incendios forestales ocurridos en la Sierra de La Culebra (junio y julio de 2022) en la calidad del aire de Castilla y León, en concreto, en las ciudades de León, Medina del Campo (Valladolid), Zamora y Burgos. Se analizará la concentración de los siguientes contaminantes: PM10, PM2,5, SO₂, NO, NO₂, O₃ y CO.
2. estudiar la posible influencia de otros fenómenos naturales, como intrusiones de polvo sahariano, en la comunidad autónoma durante el periodo de estudio.
3. estudiar, por medio de retrotrayectorias, la dispersión del penacho procedente de los incendios y el posible efecto de este en la concentración de contaminantes del aire en las ciudades estudio.
4. analizar la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre las concentraciones de contaminantes registradas en las cuatro ciudades de estudio antes, durante y después de los eventos analizados.
5. determinar las superaciones de los valores límite de los distintos contaminantes establecidos por la normativa.

3.MATERIAL Y MÉTODOS

3.1. ZONA DE ESTUDIO

Para analizar la zona de estudio se presenta una pequeña descripción del clima y la orografía de las diferentes localizaciones analizadas en el trabajo (León, Medina del Campo, Zamora y Burgos). Se han analizado solo estas ciudades ya que un estudio previo reveló que estas zonas fueron las más afectadas por las emisiones de los incendios forestales examinados. Se va a hacer más hincapié en Zamora, por tratarse de la provincia donde tuvieron lugar los incendios objeto de estudio (Fig. 1 y Fig. A1).

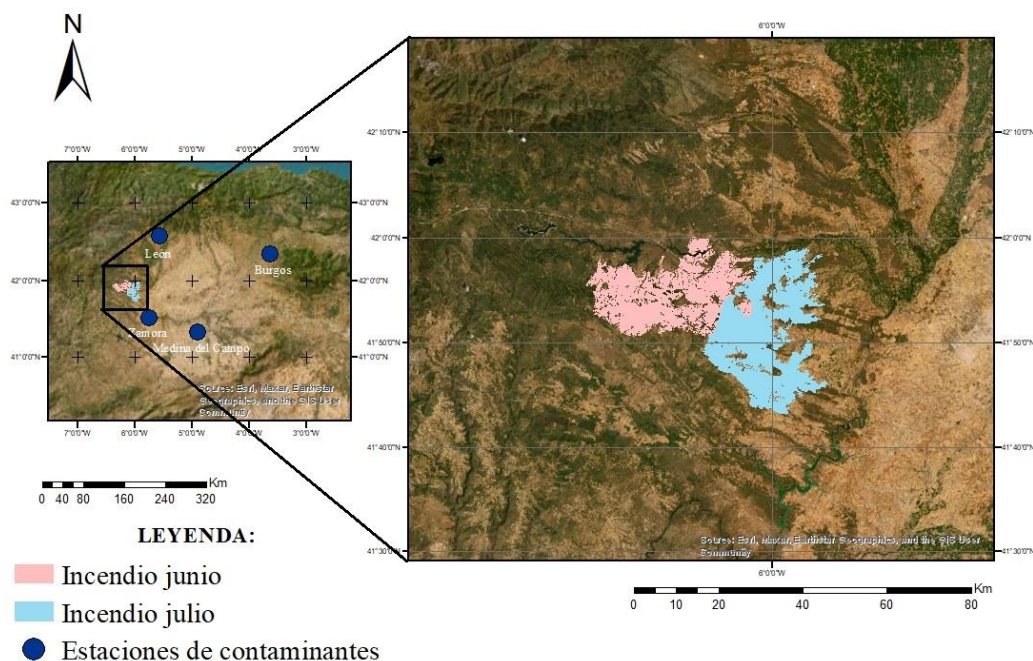


Figura 1. Mapa con las cuatro estaciones de calidad del aire seleccionadas y la zona afectada por los dos incendios estudiados.

Zamora: municipio español ubicado entre el centro y el noroeste de la Península Ibérica. Presenta una superficie de 149,28 km² y 59 475 habitantes (en 2022). Su clima es ligeramente continental, con inviernos fríos y largos, y veranos largos y calurosos con noches frescas. Las precipitaciones son bastante escasas, con un total de 380 mm al año, concentrándose sobre todo en los meses de otoño e invierno. Debido a su escasa altitud (652 m), no suele haber precipitaciones en forma de nieve (AEMET, 2023; INE, 2023).

La Sierra de la Culebra es un conjunto montañoso ubicado en el noroeste de la provincia de Zamora. Ocupa una superficie de unas 70 000 ha, de las cuales 61 305 ha han sido declaradas Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) y 67 340 ha Reserva Regional de caza (Junta de Castilla y León, 2023a).

La vegetación típica de esta zona se caracteriza por bosques de coníferas que se hallan en esta área debido a sucesivas repoblaciones realizadas en las décadas de 1950 y 1960 en un terreno muy erosionado. Las especies más comunes de la zona son de pino (*Pinus pinaster* y *Pinus sylvestris*), aunque también se pueden encontrar especies autóctonas de la zona como el roble, la encina, el alcornoque y el madroño. El pino, al no ser una especie pirófito, tiene un mecanismo de defensa contra el fuego que consiste en desprenderse de

las piñas y que estas propaguen las semillas para poder crecer y reproducirse posteriormente. En los últimos años, han ocurrido varios incendios por la zona: el 20 de julio de 1990, iniciado por una tormenta seca, en los pueblos de Ferreras de Arriba y Cabañas de Aliste, que arrasó 5000 ha (Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, 1990); al año siguiente, el 8 de julio de 1991, otro incendio arrasó 8271 ha de la zona central de la sierra de la Culebra, entre los pueblos de Figueruela de Arriba, Linarejos, Santa Cruz de los Cuérragos, Flechas y San Pedro de las Herrerías (Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, 1991). Después de estos incendios no se hicieron repoblaciones. El resultado fue un bosque muy espeso de pinos y matorrales con un potencial de propagación de incendio muy grande.

León: es un municipio situado al noroeste de la Península Ibérica. La ciudad se sitúa en la meseta fluvial de confluencia del río Bernesga y Torio, a una altitud de 840 m. Tiene una superficie de 39,03 km² y 120951 habitantes en 2022. El clima de León es de tipo oceánico mediterráneo, las precipitaciones son muy irregulares a lo largo del año, concentrándose sobre todo en los meses de primavera y otoño. Presenta una precipitación media anual de 556 mm. La temperatura media es de 11,1 °C, teniendo inviernos muy fríos y verano bastante calurosos (AEMET, 2023; INE, 2023).

Medina del campo (Valladolid): es un municipio que se halla en el suroeste de la provincia de Valladolid. Presenta una superficie de 153,3 km² y 20 183 habitantes en 2022. Presenta un clima mediterráneo continentalizado con una temperatura media anual de 11,6 ° C. Tiene una precipitación media anual de 365,9 mm (AEMET, 2023; INE, 2023).

Burgos: municipio situado en la parte norte de la Península Ibérica, ubicado en una zona de baja montaña. Presenta un relieve principalmente llano con una altitud de 856 m. Se encuentra en la zona de confluencia del río Arlanzón con varios afluentes. Tiene una superficie de 107,06 km² y 153483 habitantes en 2022. En cuanto al clima, es ligeramente continental, los veranos son cortos, calurosos y secos, mientras que los inviernos que presenta son largos, fríos y muy ventosos. Las precipitaciones ascienden a 545 mm por año, siendo también más abundantes en los meses de otoño e invierno (AEMET, 2023; INE, 2023).

3.2. CRONOLOGÍA DE LOS EVENTOS

En el verano de 2022 se produjeron dos grandes incendios en la provincia de Zamora que calcinaron (entre los dos) un total de casi 66 000 ha, 34 000 de las cuales pertenecen al espacio natural protegido de la Sierra de la Culebra (afectaron al 48 % de dicha zona protegida) (Ministerio de Transición Ecológica, 2023b).

El primer incendio se originó el 15 de junio, tras una tormenta seca que originó 6 focos diferentes en este lugar. Este incendio se dio por controlado 10 días después, el 24 de junio, tras afectar a una extensión total de 29 670 ha (Fig. 2). Este incendio forestal coincidió con la presencia de una intrusión de polvo sahariano que alcanzó la Península Ibérica el día 13 de junio, estando presente hasta el día 16 de junio (Ministerio de Transición Ecológica, 2023c).

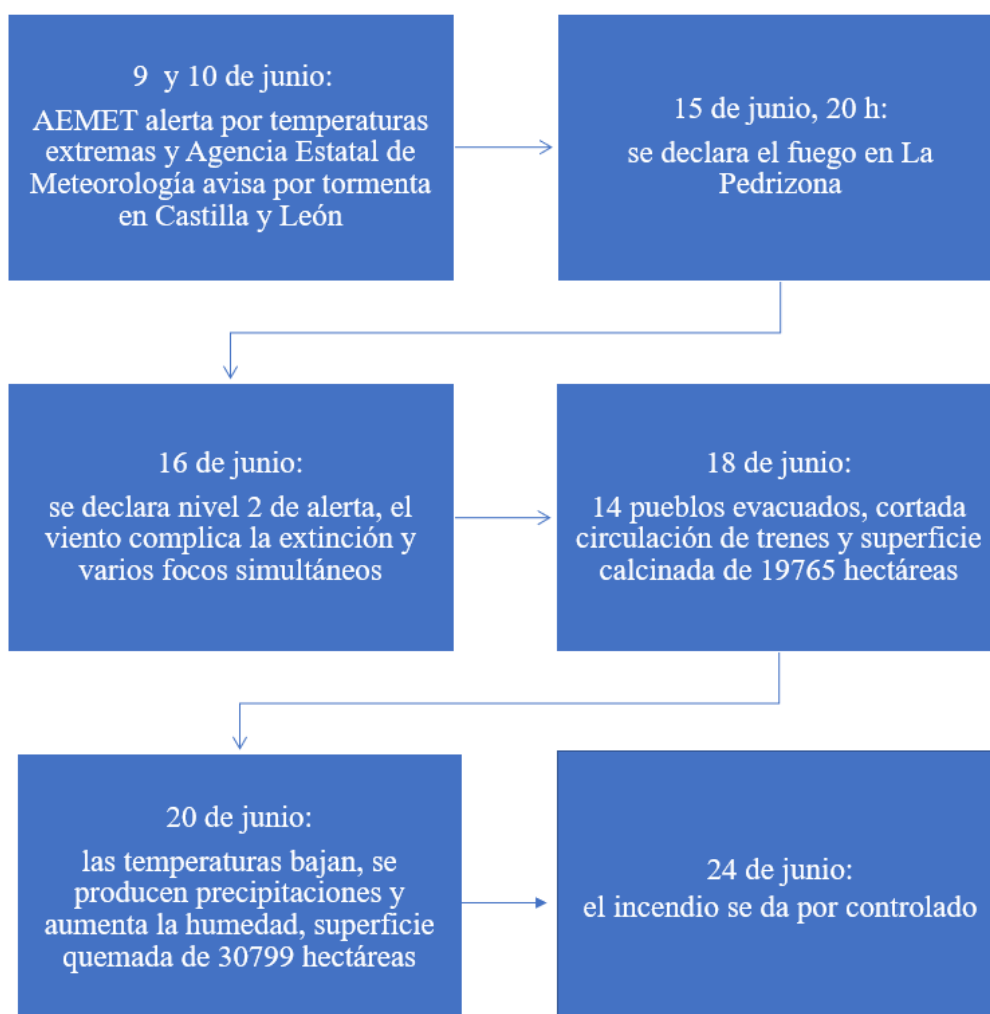


Figura 2. Cronología del incendio originado el 15 de junio de 2022 en la Sierra de la Culebra.

El segundo incendio se originó, también debido a una tormenta seca, el 17 de julio en Losacio (Zamora), un pequeño pueblo situado a 40 km de la Sierra de la Culebra. Este incendio fue controlado el 14 de agosto, con un total de 35 960 ha calcinadas en la Sierra de la Culebra y alrededores (Fig. 3).

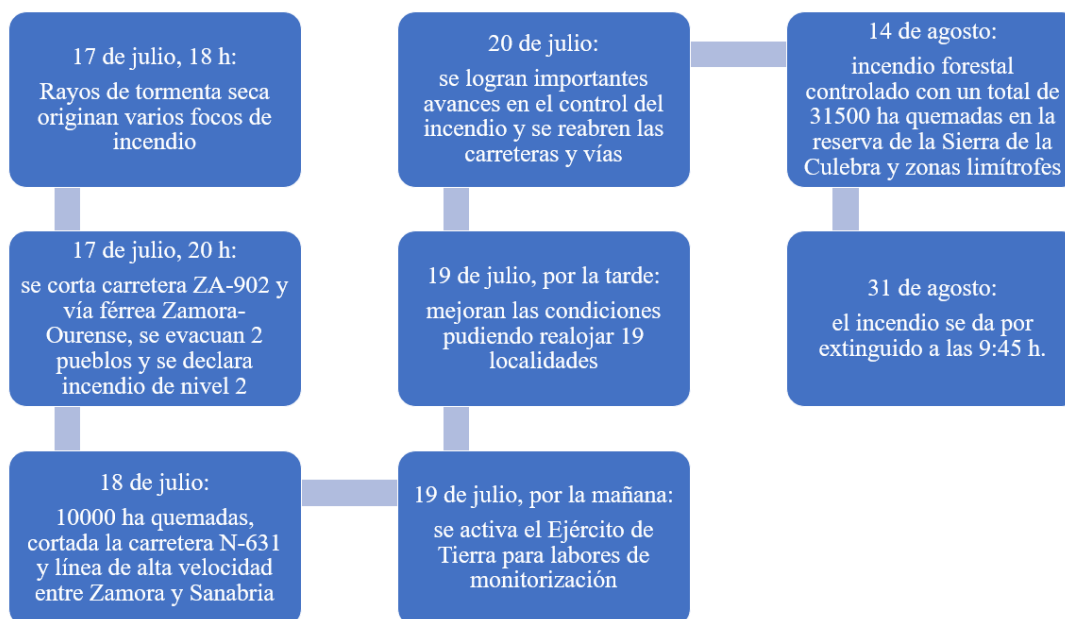


Figura 3. Cronología del incendio originado el 17 de julio de 2022 en la localidad de Losacio (Zamora).

3.3. BASES DE DATOS

Los datos horarios de la concentración de contaminantes atmosféricos (PM10, PM2,5, SO₂, NO, NO₂, O₃ y CO) de las distintas estaciones (León, Medina del Campo, Zamora y Burgos) se han descargado de la Red de Calidad de Aire de Castilla y León (<http://servicios.jcyl.es/esco/index.action>). En la Tabla 1 se recogen las características de las 4 estaciones con las que se ha trabajado: nombre de la estación, tipo de estación, coordenadas y contaminantes que se registran en cada una. La selección de estas estaciones se ha hecho intentando evitar aquellas que estuvieran afectadas directamente por importantes fuentes antrópicas. Por ello, siempre que ha sido posible, se han escogido estaciones de fondo.

Tabla 1. Características de las estaciones seleccionadas y contaminantes medidos en cada una de ellas.

Estación	Tipo*	Coordenadas UTM	SO ₂	NO	NO ₂	O ₃	PM10	PM2,5	CO
León 4	Suburbana/fondo	X: 289375,59 Y:4687202,14	X	X	X	X	X		
Valladolid Medina del Campo	Suburbana/ industrial	X:340112,99 Y:4575509,31	X	X	X	X	X	X	
Zamora 2	Urbana/tráfico	X:270667,56 Y:4598906,15	X	X	X	X	X		X
Burgos 4	Suburbana/fondo	X:447578,78 Y:4687202,14	X	X	X	X	X	X	

*Urbana: zona edificada de forma continua; Suburbana: zonas continuas de edificios separadas con zonas no urbanizadas; Tráfico: estación influenciada por las emisiones procedentes de los vehículos de una calle o carretera próximas; Industrial: estación influenciada principalmente por fuentes industriales; Fondo: estación en la que no se manifiesta ninguna fuente de emisión como predominante (Ministerio de Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2023).

3.4. METODOLOGÍA

3.4.1. Tratamiento de datos

El tratamiento de los datos de contaminantes de las cuatro estaciones anteriormente mencionadas se ha realizado con Excel, haciendo uso principalmente de tablas dinámicas. El propósito de esta investigación ha sido la identificación de los picos de contaminación y la correlación de estos resultados con los fenómenos descritos previamente.

Los límites legales de concentración de los contaminantes atmosféricos estudiados se han consultado en el Ministerio de Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) de España, y se ha indicado cuándo se han sobrepasado estos límites y en qué contaminantes (Tablas A1-A6).

Además, se ha utilizado el programa estadístico SPSS Statistics v.21, para determinar la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre las concentraciones de los contaminantes registradas antes, durante y después de la intrusión junto al primer

incendio en junio, y del segundo incendio en julio. Para ello, se ha aplicado el test no-paramétrico de Kruskal-Wallis (Wallis, 1952)($p < 0,05$), seguido de la prueba de Dunn (1964).

3.4.2. Herramientas adicionales para la identificación de eventos

Se han estudiado las trayectorias de las masas de aire utilizando el modelo de transporte y dispersión HYSPLIT (*Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory*, <https://www.ready.noaa.gov/HYSPLIT.php>). Se trata de un software desarrollado por la NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*), a partir de la modelización de datos meteorológicos satelitales, que permiten observar cómo se mueven las corrientes de aire y sus trayectorias. Para este trabajo, se han obtenido retrotrayectorias de 24 h de recorrido con el fin de identificar el origen de los picos de contaminación registrados en las estaciones analizadas. Además, este modelo también nos ha permitido determinar y analizar la dispersión del penacho de humo generado por los incendios para ver hacia dónde se ha propagado y qué zonas se han visto más afectadas por la contaminación generada por esta fuente natural.

Para analizar los datos de la intrusión de polvo sahariano se han utilizado los datos del Centro Regional para el polvo de Barcelona que coordina las actividades de investigación y las operaciones del sistema de alerta y evaluación de tormentas de arena y polvo de la Organización Meteorológica Mundial (OMM) en el norte de África, Oriente Medio y Europa (<https://dust.aemet.es/>).

4. RESULTADOS

Los principales resultados obtenidos tras el análisis de los datos de calidad del aire anteriormente mencionados se presentan a continuación. En primer lugar, se analizará el evento ocurrido en junio (incendio e intrusión de polvo) y posteriormente se examinará el evento ocurrido en julio (incendio).

En la Figura 4 se muestra un análisis global de la evolución de la concentración de PM10 en las cuatro ciudades de estudio (desde abril hasta septiembre). En León se registró una media de $11 \pm 15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, en Medina del Campo de $18 \pm 15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, en Zamora de $14 \pm 13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y en Burgos de $15 \pm 11 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Las máximas concentraciones horarias registradas fueron de $234 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en León, $126 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en Zamora, $205 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en Medina del Campo y $97 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en Burgos. Durante los días centrales de junio y julio se produjeron dos situaciones de concentraciones muy elevadas de PM10 en las cuatro ciudades, relacionadas con los dos eventos estudiados.

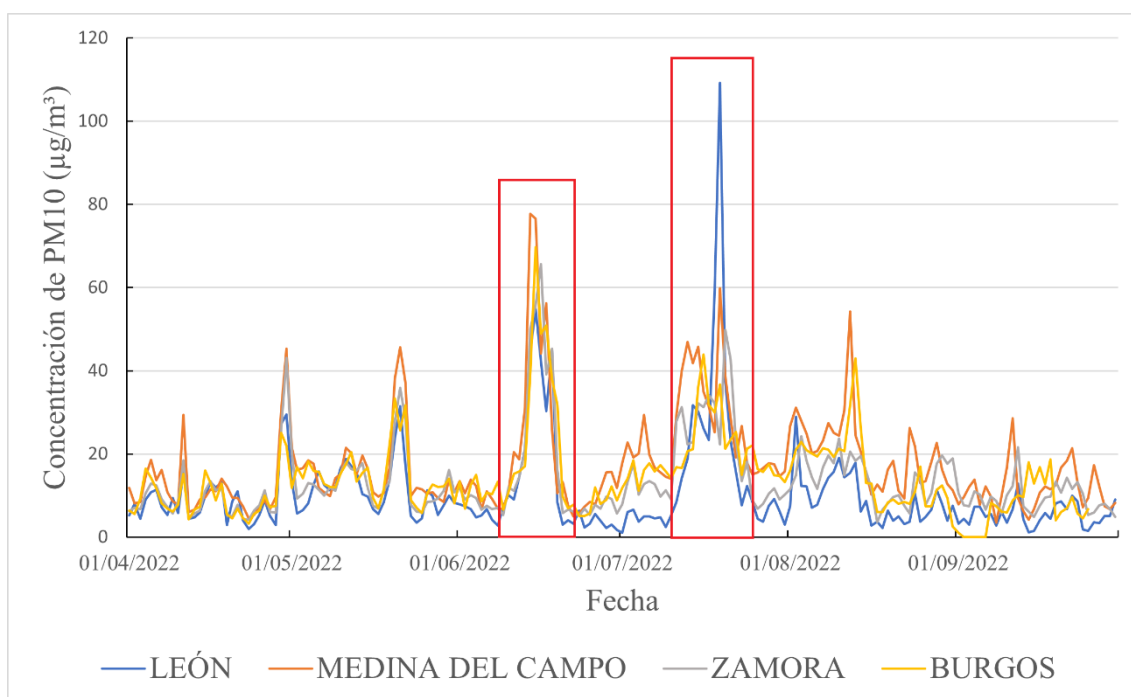


Figura 4. Evolución de la concentración media diaria de PM10, en las provincias de León, Medina del Campo, Zamora y Burgos entre los meses de abril y septiembre de 2022.

4.1. EVENTO DE JUNIO

4.1.1. Concentración de contaminantes

Con el objetivo de analizar la evolución de la concentración de contaminantes en el mes de junio, la Figura 5 muestra el promedio diario de la concentración de diferentes contaminantes en las cuatro ciudades analizadas.

En la ciudad de León se observó la influencia de la intrusión sahariana y/o incendio forestal entre los días 13 y 19 de junio. Se observó una alta concentración de PM10 desde el día 13 hasta el 18, con un pico máximo de $54,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (concentración media mensual: $13 \pm 18 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Esto puede ser debido a la intrusión de polvo sahariano (Oduber *et al.*, 2019). El NO₂ presentó variaciones muy fuertes, aunque sin un patrón claro con respecto a los eventos analizados. Se observó también un aumento de NO en días posteriores al evento (23 y 29), alcanzando una concentración media diaria de $17,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ el día 27, cuando el resto del mes osciló entre concentraciones de 1 y $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Este hecho puede tener relación con la celebración de las fiestas en la ciudad y un aumento asociado de tráfico, principal fuente emisora de este gas (Blanco-Alegre *et al.*, 2019). El SO₂ no presentó cambios con relación a los eventos estudiados durante este mes. Sin embargo, entre los días 9 y 13 se duplicó la media del mes con valores de $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Este hecho probablemente fue causado por la quema de rastrojos cerca de la ciudad (Mittal *et al.*, 2009). El O₃ sufrió variaciones a lo largo del mes, sin tener relación con los eventos. La variación de concentración de este contaminante puede deberse a diferentes variables atmosféricas como la radiación solar (J. Wang *et al.*, 2019) (Fig. 5a).

Medina del Campo registró la influencia del evento entre los días 12 y 19 de junio. Se observó un aumento de la concentración de PM10 durante estos días, produciéndose un pico el día 15 de $87,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (media mensual de PM10 de $19 \pm 23 \mu\text{g}/\text{m}^3$). La concentración de PM2,5 presentó altas concentraciones entre los días 12 y 18, con un máximo el día 15 de $26,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (concentración media mensual: $6 \pm 7 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Estos dos picos pueden tener relación con la influencia de la intrusión de polvo sahariano los primeros días (Viteri *et al.*, 2023), y posteriormente estar asociados al incendio. El NO₂ presentó valores entre 3 y $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, con un aumento de la concentración los días 14 y 15, este último llegando a $13,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Este pico de concentración pudo ser debido al fenómeno estudiado. La concentración de NO presentó fluctuaciones durante todo el mes, empezando con una concentración alta, pero tendente a bajar a medida que avanzó el mes, estabilizándose en valores en torno a 1 y $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Para este contaminante no se observó relación con el evento estudiado. El SO₂ presentó oscilaciones durante todo el mes, aunque la causa no parece ser el evento analizado. La concentración de O₃ osciló entre 50 y $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durante todo el mes sin tener variaciones significativas durante los días estudiados debido a su origen (Fig. 5b).

Zamora se vio afectada por el evento entre los días 13 y 20 de junio, lo cual provocó concentraciones más altas de PM10 durante esos días. La máxima concentración alcanzada fue de $67,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ el día 15 (media mensual de $16 \pm 18 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Este máximo pudo ser debido al evento estudiado. Además del PM10, también se produjo un aumento de NO₂ los mismos días, con un máximo el día 17 de $17,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (media mensual: $6,7 \pm 6,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$). En este caso también pudo ser debido al evento (Aurell *et al.*, 2021). El NO y el SO₂ presentaron fuertes oscilaciones durante el mes, aunque no registraron un patrón claro con respecto a los eventos analizados. El CO no presentó variaciones a lo largo del mes. El O₃, al igual que en Medina del Campo y León, osciló entre 50 y $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y no presentó variaciones importantes durante los días anteriores y posteriores al incendio (Fig. 5c).

La ciudad del Burgos se vio afectada por el evento desde el día 13 al 19 de junio. La concentración de PM10 presentó un máximo el día 15 de $60,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, cuando la media mensual es de $17 \pm 17 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Se observó otro máximo de concentración de PM2,5 durante los mismos días presentando el valor más alto el día 15, con $16,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (media mensual de $5 \pm 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Las altas concentraciones de estos contaminantes se pueden ver influenciadas por la presencia de la intrusión sumada al incendio. El NO₂ presentó una media mensual de $7 \pm 7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, alcanzando las máximas concentraciones los días 14 y 15 ($15,7$ y $14,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente). Esto pudo ser debido a que la mala combustión es un precursor de NO₂, por lo que en este caso si tiene relación con el evento estudiado. El NO presentó variaciones a lo largo del mes, probablemente debido a la variabilidad en la intensidad del tráfico en la ciudad. El SO₂ presentó también una gran variabilidad de concentraciones durante todo el mes. El O₃ presentó variaciones parecidas al resto de las ciudades a lo largo del mes (Fig. 5d).

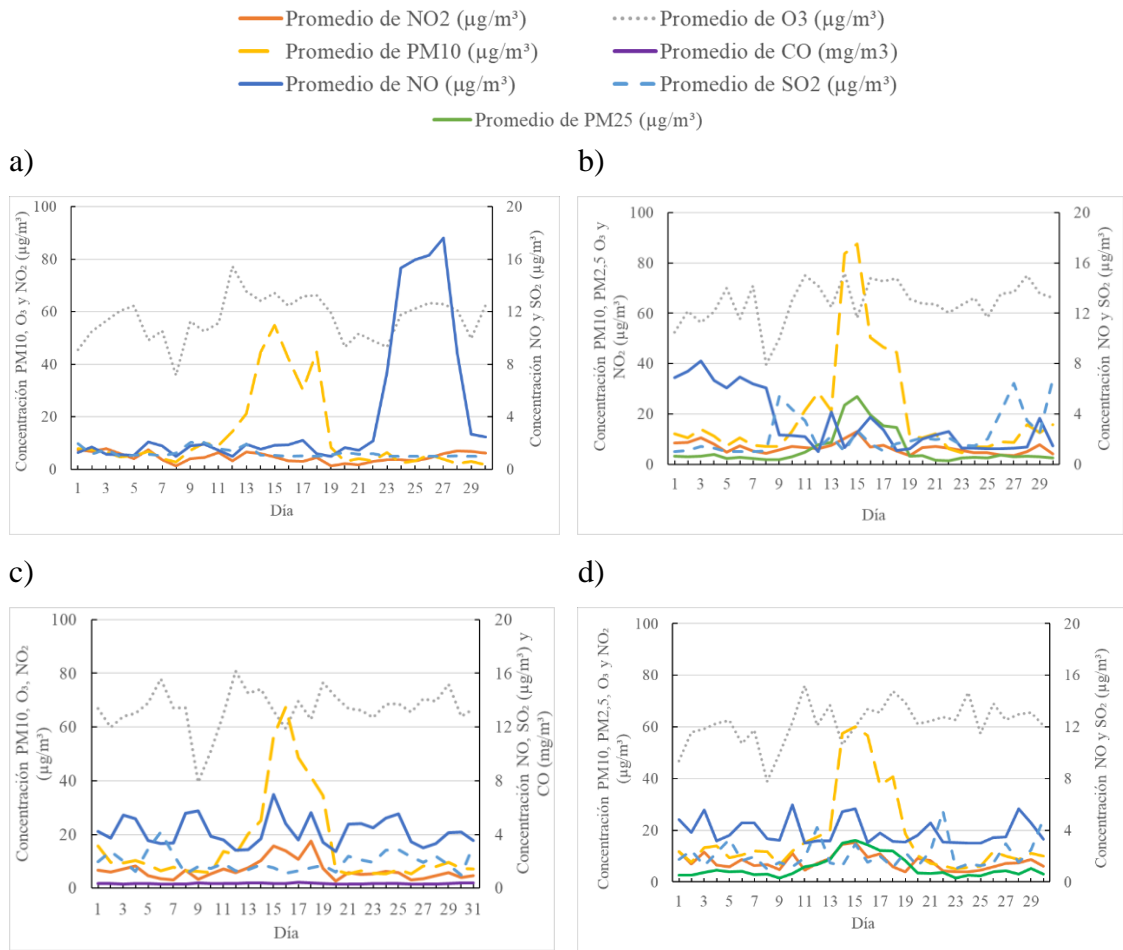


Figura 5. Evolución de la concentración promedio diaria de NO; NO₂; O₃; PM₁₀; PM_{2,5}; SO y CO en el mes de junio de la ciudad de: a) León; b) Medina del Campo; c) Zamora y d) Burgos.

4.1.2. Análisis de retro trayectorias y penacho del incendio

Con el objetivo de analizar la evolución del penacho y la procedencia de las masas de aire en las ciudades de estudio durante el primer incendio, se ha utilizado el modelo Hysplit.

En la Figura 6 se puede observar que el penacho del incendio avanza desde las coordenadas de Pedrizona (zona donde comienza el incendio), hacia una dirección noreste, pudiendo afectar en este caso principalmente a la ciudad de León y sus alrededores. Sin embargo, las ciudades de Medina del Campo, Zamora y Burgos no ven directamente afectadas por el penacho del incendio el día 16.

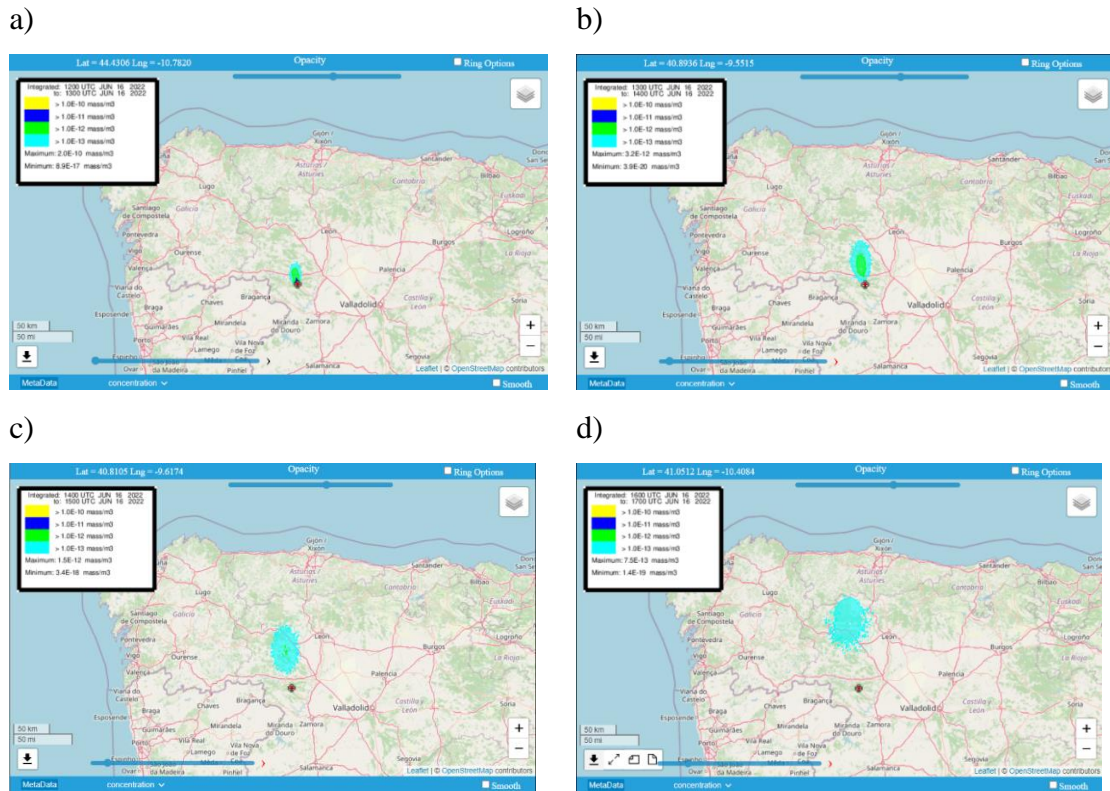


Figura 6. Evolución del penacho de humo del primer incendio el día 16 de junio a las: a) 12 h, b) 13 h, c) 14 h y d) 15 h.

También se han analizado, para cada ciudad, las retro trayectorias de las masas de aire los días en los que se registraron los picos de contaminación más altos de PM10 para tratar de identificar la procedencia de esa fuente de contaminantes (Fig. 7). Todas las retro trayectorias muestran una procedencia del suroeste de la Península, lo que indica que estos picos de contaminación son debidos a otra causa aparte del incendio.

Por último, para completar el análisis de este mes, se ha usado también el *Daily Dust Product* (Figura 8). En él se muestra la profundidad óptica de los aerosoles, definida como la medida de los aerosoles (por ejemplo, partículas de humo, polvo del desierto) distribuidos en una columna de aire desde un instrumento situado en la superficie terrestre hasta la parte superior de la atmósfera. Se ha obtenido el análisis en Europa y el norte de África de esas fechas para analizar si la contaminación registrada en las ciudades de interés puede tener el origen en una intrusión de polvo sahariano. En la Figura 8 se aprecia cómo se produce una intrusión que avanza por toda la Península Ibérica que, a pesar de no tener una intensidad muy grande, corresponde con los picos de contaminación analizados anteriormente. Así, en algunas ciudades como León, fue posible la presencia combinada de partículas procedentes del incendio forestal y de la intrusión de polvo sahariano.

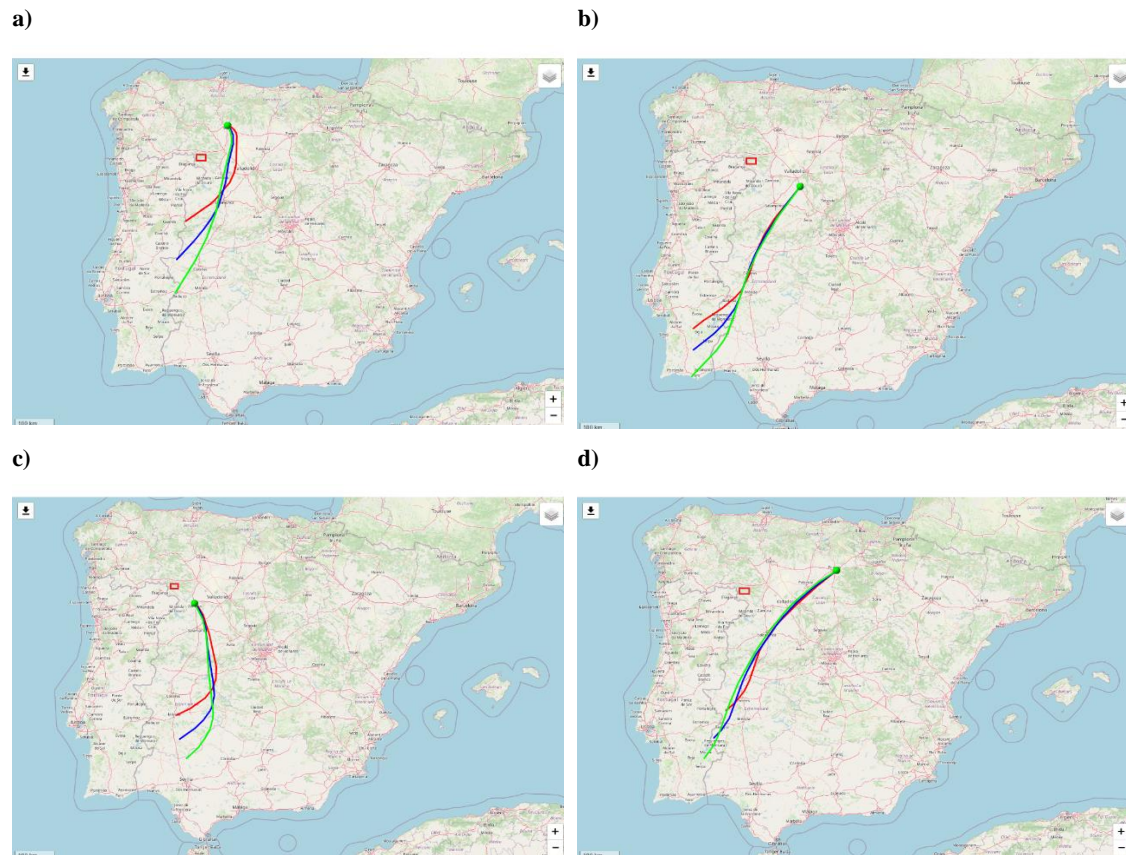


Figura 7. Retrotrayectoria de las masas de aire de 24 h de duración, a 100 m (rojo), 300 m (azul) y 500 m (verde) de altura, en: a) León, día 15, a las 16 h; b) Medina del Campo, día 14 a las 15 h; c) Zamora, día 15 a las 17 h y d) Burgos, día 14 a las 21 h.

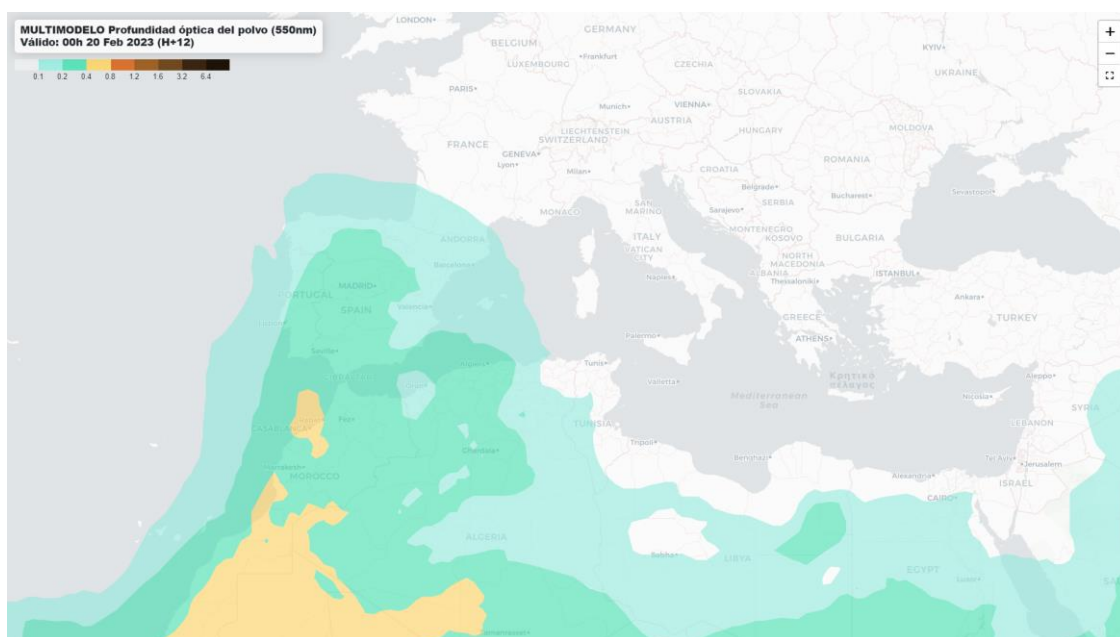


Figura 8. Mapa de la profundidad óptica de polvo (550 nm) para el 14 de junio del 2022.

4.1.3. Análisis estadístico

Con el objetivo de determinar posibles diferencias estadísticamente significativas en la concentración de contaminantes debidas a los eventos estudiados, se han analizado tres momentos distintos para las cuatro ciudades: antes del evento (ANT), durante el periodo que dura el evento (DUR) y después del evento (DES). Cabe resaltar que los periodos ANT, DUR, DES son diferentes en función de la ciudad (Tabla 2). Al comparar dos a dos estos periodos, se han obtenido los siguientes resultados:

- Para el PM10, se obtuvieron diferencias significativas para todos los casos, menos entre ANT-DES, en las ciudades de Medina del Campo y Zamora. Para PM2,5 (solo medido en Medina del Campo y Burgos) se observaron diferencias significativas entre ANT-DUR y DUR-DES en Medina del Campo y entre todos los casos en Burgos. La presencia de diferencias significativas entre ANT-DUR y DUR-DES confirman la influencia de los fenómenos analizados en la concentración de material particulado en estas ciudades.
- Para el CO (analizado solo en Zamora) se observan diferencias entre ANT-DUR y DUR-DES. La presencia de estas diferencias indica que los fenómenos estudiados tienen influencia en este contaminante.
- Para el NO se observaron diferencias significativas en León entre el DUR-DES y el ANT-DES, en Medina del Campo hubo entre el ANT-DUR y el ANT-DES. En las ciudades de Zamora y Burgos no se observaron diferencias. En León fue debido, probablemente, a la celebración de las fiestas de la ciudad, que tienen lugar entre el 23 y el 29 de junio.
- Para el NO₂ se observaron diferencias significativas en León entre ANT-DUR y ANT-DES, en Medina del Campo entre DUR-DES, en Zamora entre ANT-DUR y DUR-DES y en Burgos entre los tres periodos. Estas diferencias indican que sí pudo haber influencia de los eventos en este contaminante.
- Para el O₃, se observaron diferencias en León entre el ANT-DUR y DUR-DES, en Medina del Campo entre ANT-DES, en Zamora entre ANT-DUR y ANT-DES y en Burgos entre DUR-DES. El O₃ es un contaminante que, como se ha analizado previamente, varía mucho y siempre con los mismos patrones en las cuatro ciudades. Por lo tanto, se corrobora que este contaminante no presenta relación

directa con el evento analizado y está estrechamente relacionado con la radiación solar (como se ha explicado en el apartado anterior).

- Para el SO₂ se observaron diferencias significativas en León entre los casos DUR-DES y ANT-DES. En Medina del Campo entre ANT-DES y DUR-DES. Zamora presenta diferencias entre todas las situaciones y Burgos no presenta diferencias. Con estos resultados se comprueba que el contaminante analizado no presenta relación con el evento.

Tabla 2. Test estadístico de Kruskal-Wallis para la determinación de diferencias significativas entre antes, durante y después de los eventos en la concentración de contaminantes, en las ciudades de estudio.

Ciudad	Contaminante	Antes-durante	Durante-después	Antes-después
León	NO		X	X
	NO ₂	X		X
	O ₃	X	X	
	PM10	X	X	X
	SO ₂		X	X
Medina del Campo	NO	X		X
	NO ₂		X	
	O ₃			X
	PM10	X	X	
	PM2,5	X	X	
	SO ₂		X	X
Zamora	CO	X	X	
	NO			
	NO ₂	X	X	
	O ₃	X		X
	PM10	X	X	
	SO ₂	X	X	X
Burgos	NO			
	NO ₂	X	X	X
	O ₃		X	
	PM10	X	X	X
	PM2,5	X	X	X
	SO ₂			

* Zamora (Antes: 01-09/06/2022, Durante: 10-18/06/2022, Después: 19-30/06/2022), Medina del Campo (Antes: 01/06/2022- 10/06/2022, Durante: 11/06/2022- 18/06/2022, Después: 19/06/2022- 30/06/2022), Burgos (Antes: 01/06/2022- 13/06/2022, Durante: 14/06/2022- 18/06/2022, Después: 19/06/2022- 30/06/2022) y León (Antes: 01/06/2022-09/06/2022, Durante: 10/06/2022- 18/06/2022, Después: 19/06/2022- 30/06/2022).

4.2. EVENTO DE JULIO

4.2.1. Concentración de contaminantes

Con el objetivo de analizar la evolución de la concentración de contaminantes en el mes de julio, se ha representado para cada ciudad el promedio diario de todos los contaminantes analizados. Esta figura nos permite identificar los picos de contaminación y, a partir de ellos, analizar los factores y las causas a los que se pueden deber (Fig. 9).

León se vio influenciado por el incendio entre los días 17 al 21 de julio, tal y como se observa en la concentración de PM10. Se registró una concentración especialmente alta el día 19 de $109,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (media del mes: $16 \pm 26 \mu\text{g}/\text{m}^3$), debido al incendio forestal. Se registraron también altas concentraciones de NO_2 durante el mismo periodo de tiempo. Este contaminante presentó sus valores más altos los días 18 y 19, con concentraciones de $17,2$ y $17,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente (media mensual de $8 \pm 8 \mu\text{g}/\text{m}^3$). El incendio fue la causa de esta concentración elevada. La concentración de NO también presentó todo el mes concentraciones entre 2 y $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, teniendo un máximo el día 18 donde presentó un valor de $3,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. La concentración de SO_2 se mostró estable durante todo el mes, lo que indica que este contaminante no presenta relación con el incendio. La concentración de O_3 presentó variaciones entre 60 y $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a lo largo del mes. Puesto que su formación depende de la radiación solar incidente, no presenta relación con el fenómeno estudiado (Fig. 9a).

En Medina del Campo se observó la influencia del incendio desde el día 18 al 20. La concentración de PM10 presentó dos periodos con concentraciones elevadas. El primero se produjo entre los días 13 y 16, debido a una intrusión de polvo sahariano de baja intensidad ocurrida en el noroeste de la península (Fig. A2), con un pico de concentración de $47,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. El segundo fue más corto pero alcanzó la concentración más alta del mes el día 20, con $64,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (media mensual: $25 \pm 16 \mu\text{g}/\text{m}^3$). El PM2,5 siguió una dinámica parecida al PM10, mostrando niveles elevados del día 13 al 18, y la máxima concentración, de $41,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, se registró el día 20 (media mensual: $9 \pm 9 \mu\text{g}/\text{m}^3$). El segundo periodo de concentración alta registrado para los aerosoles puede ser debido al incendio. El NO_2 también presentó el mismo comportamiento. En esta ocasión el valor más alto se registró el día 20, con un valor de $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (media mensual: $7 \pm 7 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Esta

concentración tan alta también pudo tener su origen en el evento estudiado. El NO se mantuvo con unos valores constantes cercanos a $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. El día 19 comenzó a aumentar y se estabilizó hasta el final del mes con valores en torno a $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. El SO_2 se encontró bastante estable durante este mes; no presentó alteraciones durante los días del evento. Esto indica que este contaminante no se encuentra relacionado con el evento analizado. El O_3 presentó fluctuaciones durante este mes, sin tener influencia por parte del incendio. Estos tres últimos contaminantes no parecen verse afectados por el incendio (Fig. 9b).

La ciudad de Zamora se vio afectada por el incendio durante los días 17 al 21 de julio. Se observó una alta concentración de PM_{10} entre los días 11 y 22, con una concentración muy alta el día 20 de $71 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (media mensual de $19 \pm 15 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Este hecho está relacionado con la emisión de material particulado por el incendio. El NO_2 presentó una tendencia similar, aunque en este caso el pico más alto se alcanzó el día 17, con un valor de $13,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (media mensual: $5 \pm 6 \mu\text{g}/\text{m}^3$). El NO se mantuvo entre 1 y $3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durante todo el mes, llegando a $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ el día 19. El SO_2 fluctuó bastante durante todo el mes, destacando el máximo de concentración el día 17, con un valor de $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (media mensual: $2 \pm 2 \mu\text{g}/\text{m}^3$). El CO se mantuvo constante durante todo el mes, con una media de $0,3 \pm 0,1 \text{ mg}/\text{m}^3$. El pico máximo fue de $0,63 \text{ mg}/\text{m}^3$ el día 20. Este hecho indica que existe relación entre este contaminante y el incendio (Y. Wang *et al.*, 2023). El O_3 presentó fuertes variaciones durante todo el mes, sin presentar cambios debidos al incendio (Fig. 9c).

En Burgos no se observó una influencia clara del evento (Fig. 9d). En esta ciudad hubo un pico de PM_{10} y $\text{PM}_{2,5}$ el día 15, con valores de $43,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (media mensual: $20 \pm 9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y $22,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (media mensual: $8 \pm 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$), respectivamente. Probablemente este pico de contaminación tuvo su origen en varios incendios acaecidos en la provincia de Burgos en ese periodo (Junta de Castilla y León, 2023b). El NO_2 registró fluctuaciones durante todo el mes, sin presentar influencia de evento estudiado. El SO_2 y el NO, al igual que el NO_2 , presentaron variaciones durante todo el mes, sin un patrón claro en torno al evento analizado. El O_3 presentó variaciones similares a las otras ciudades teniendo su origen en variables atmosféricas comentadas anteriormente.

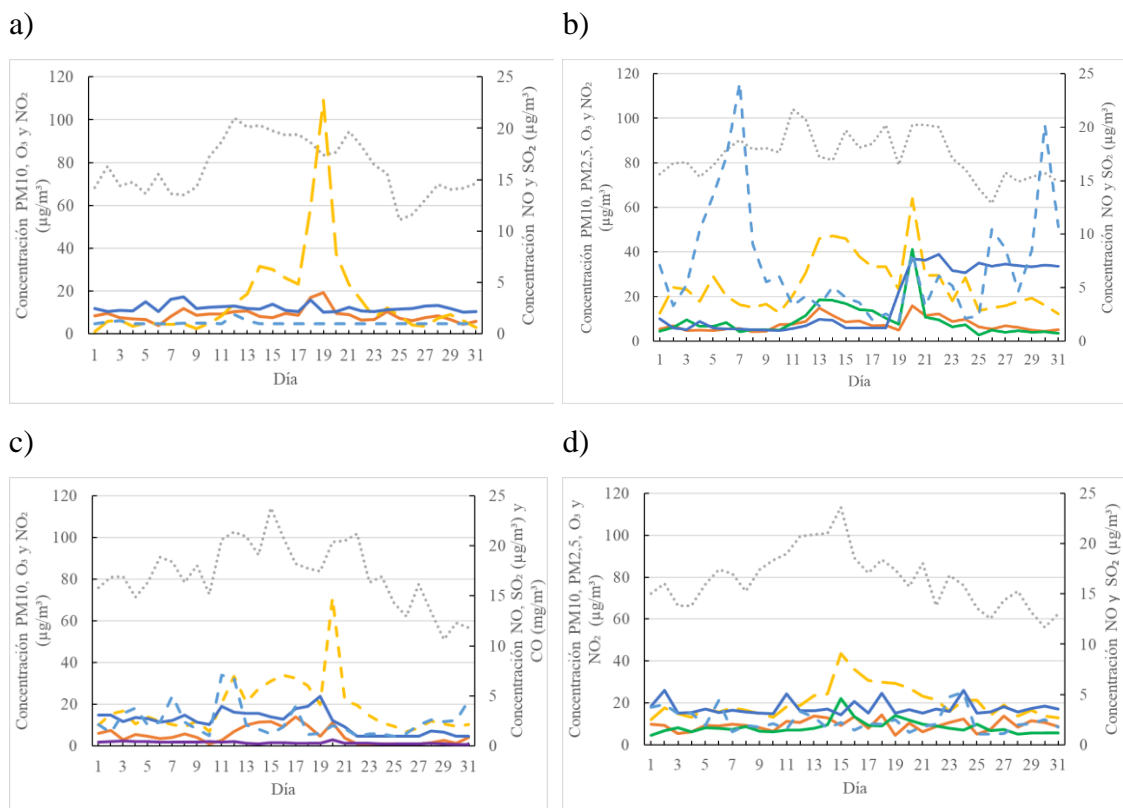
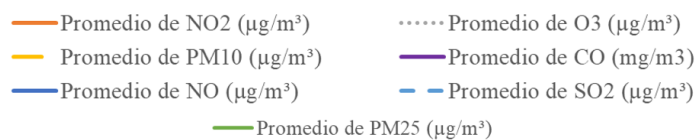


Figura 9. Evolución de la concentración promedio diaria de NO; NO₂; O₃; PM₁₀; PM_{2,5}; SO y CO en el mes de julio de la ciudad de: a) León; b) Medina del Campo; c) Zamora y d) Burgos.

4.2.2. Análisis de retro trayectorias y penacho del incendio

Para este apartado se ha seguido la misma dinámica que en el del mes de junio, realizando primero un análisis de penacho el día del comienzo del incendio (con las coordenadas de Losacio) y, posteriormente, determinando las retro trayectorias de 24 h en la fecha en la que se registró la concentración más alta de PM₁₀ para cada ciudad (Figuras 10 y 11).

En la Figura 10 se puede ver que el penacho del incendio presenta una dirección noreste, hacia la ciudad de León, pudiendo llevar los distintos contaminantes y partículas originadas en el incendio a las ciudades analizadas en el estudio.

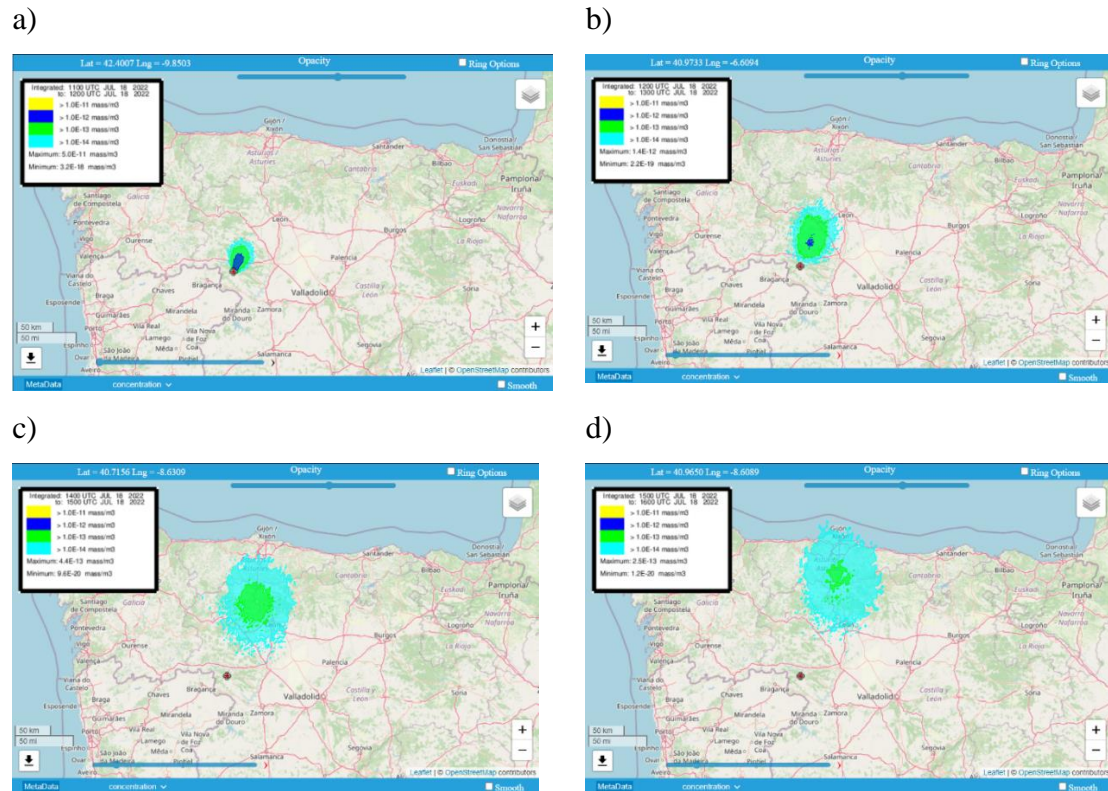


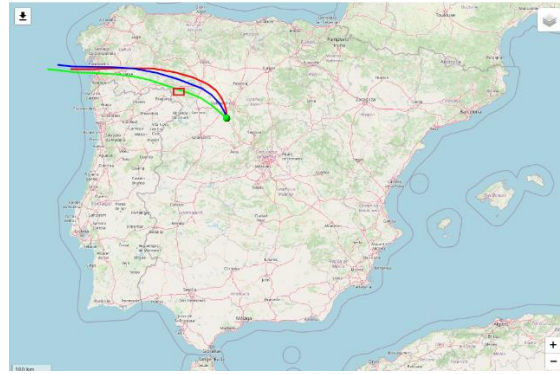
Figura 10. Evolución del penacho de humo del segundo incendio el día 18 de julio a las: a) 11 h, b) 12 h, c) 13 h y d) 14 h.

Analizando las retro trayectorias de León, Zamora y Medina del Campo entre los días 18 y 20 de julio, se observa como las tres pueden tener su origen en la zona del incendio y, por tanto, esta puede ser la fuente de los contaminantes (Fig. 11). En Burgos, como se ha visto previamente, los picos de contaminación se registraron tres días antes del comienzo del incendio. Analizando los datos obtenidos con la retro trayectoria, se observó que este pico de contaminación procedía del este de la península. Por lo tanto, estos picos pueden deberse a otro incendio comentado anteriormente en esta provincia (Fig. 11d).

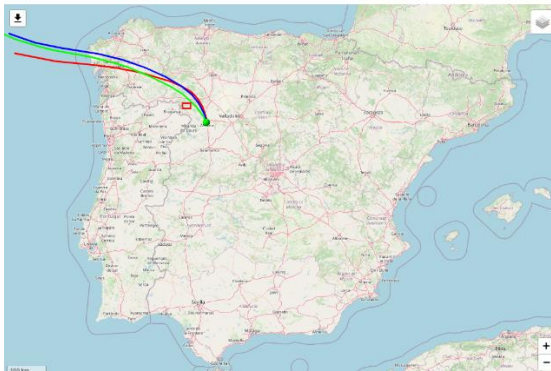
a)



b)



c)



d)

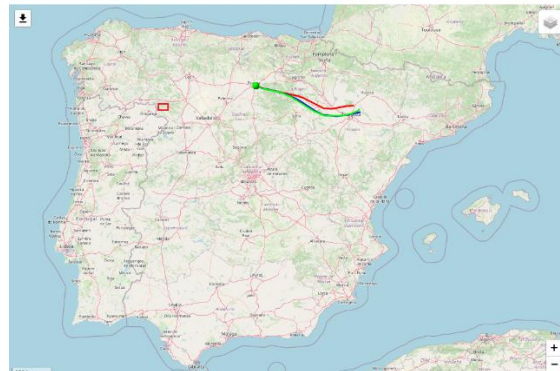


Figura 11. Retrotrayectoria de las masas de aire de 24 h de duración, a 100 m, 300 m y 500 m en: a) León, día 18 a las 15 h; b) Medina del Campo, día 20 a las 09 h; c) Zamora, día 20 a las 07 h y d) Burgos, día 15 a las 20 h.

4.2.3. Análisis estadístico

Para averiguar si existen diferencias estadísticamente significativas en la concentración de contaminantes en el evento estudiado, se han identificado tres periodos, al igual que en el mes de junio: antes del evento, durante el evento y después del evento. En este caso, el análisis se ha realizado para tres ciudades (León, Medina del Campo y Zamora) puesto que la calidad del aire en Burgos no parece haberse visto afectada por el evento estudiado. Al igual que en junio, estos periodos son diferentes para cada ciudad. Se han obtenido los siguientes resultados (Tabla 3):

- Para el PM10 se observaron diferencias significativas en todas las ciudades entre ANT-DUR y DUR-DES. Para el PM2,5 (Medina del Campo) se observan

diferencias, al igual que para el PM10, entre ANT-DUR y DUR-DES. Esto indica que estas ciudades se vieron influenciadas por el evento.

- Para el CO (Zamora), se observaron diferencias entre el ANT-DUR y el DUR-DES. Estas diferencias, al igual que ocurría para el PM10 y PM2,5, indican que la concentración de este contaminante se vio influenciada por el evento acaecido.
- Para el NO no existieron diferencias en León. Medina del Campo presentó diferencias entre el ANT-DUR y el ANT-DES y Zamora entre todas las situaciones. Estos resultados indican que en ninguna de las ciudades se relaciona este contaminante con los eventos analizados.
- Para el NO₂, se observaron diferencias en León entre ANT-DUR y DUR-DES, en Medina del Campo para entre DUR-DES y en Zamora entre el ANT-DES y DUR-DES. Los resultados que se obtuvieron en la ciudad de León indican que en esta ciudad si se observa una relación de este contaminante con el evento estudiado.
- Para el O₃ en León y Medina del Campo no se registraron diferencias. Zamora presentó diferencias entre ANT-DES. Esto puede ser debido a la variabilidad en la radiación solar.
- Para el SO₂ en León no se encontraron diferencias. En Medina del Campo hubo diferencias entre ANT-DUR y ANT-DES y en Zamora entre el ANT-DUR y el DUR-DES. Los resultados obtenidos hacen ver que en Zamora si se observa una relación entre el contaminante y el evento.

Tabla 3. Test estadístico de Kruskal-Wallis para la determinación de diferencias significativas entre antes, durante y después de los eventos en la concentración de contaminantes, en las ciudades de estudio.

Ciudad y fechas	Contaminante	Antes-durante	Durante-después	Antes-después
León	NO			
	NO ₂	X	X	
	O ₃			
	PM10	X	X	
	SO ₂			
Medina del Campo	NO	X		X
	NO ₂	X		X
	O ₃			
	PM10	X	X	
	PM25	X	X	
	SO ₂	X		X
Zamora	CO	X	X	
	NO	X	X	X
	NO ₂		X	X
	O ₃			X
	PM10	X	X	
	SO ₂	X	X	

*Zamora (Antes: 18/07/2022, 00:00- 19/07/2022, 18:00, Durante: 19/07/2022, 18:00- 21/07/2022, 04:00, Después: 21/07/2022, 04:00- 23/07/2022, 00:00), Medina del Campo (Antes: 18/07/2022, 00:00- 20/07/2022, 00:00, Durante: 20/07/2022, 00:00- 21/07/2022, 00:00, Después: 21/07/2022, 00:00, 23/07/2022) y León (Antes: 17/07/2022, 00:00- 18/07/2022, 10:00, Durante: 18/07/2022, 10:00- 20/07/2022, 05:00, Después: 20/07/2022, 05:00- 22/07/2022, 00:00).

4.3. SUPERACIÓN DE VALORES LÍMITE

Con el objetivo de analizar las concentraciones de contaminantes atmosféricos registradas a lo largo del periodo de estudio (entre los meses de abril y septiembre), se han comparado con los límites legales marcados por el Real Decreto 102/2011 y la Directiva 2008/50/CE (Tablas A1-A6). Este análisis mostró que:

PM10: En León se han registrado tres superaciones del valor límite diario ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$). permitido para este contaminante. La primera coincidente con el primer evento estudiado y las otras dos coinciden con el segundo evento. Medina del Campo es la ciudad en la que se han registrado más superaciones del límite legal, llegando hasta cuatro días. Todas ellas coinciden en tiempo con el primer evento analizado, a excepción de la última, registrada el 13 de agosto, que no presenta relación con ningún de los dos eventos. En la ciudad de Zamora se ha superado el límite legal de este contaminante tres veces, las dos

primeras relacionadas con el primer evento analizado y la última con el segundo. En Burgos no se han superado los límites legales establecidos para este contaminante.

Estos resultados para PM10 ponen de manifiesto que este contaminante está directamente relacionado con los dos eventos analizados en este trabajo (Tabla 4).

Tabla 4. Días en los que se superó el valor límite diario de PM10 ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) en las ciudades analizadas.

PM10							
León		Medina del Campo		Zamora		Burgos	
Fecha	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Fecha	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Fecha	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Fecha	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
15/06	54,8	15/06	87,5	14/06	56,5	-	-
18/07	58,9	16/06	50,4	15/06	67,3		
19/07	109,2	20/06	64,1	20/07	71,0		
		13/08	50,3				

PM2,5: El valor límite de PM2,5 se establece para la media anual (no debe superar los $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Al no disponer de datos de un año, no se ha podido determinar si existieron o no superaciones, aunque parece poco probable puesto que la concentración media registrada para los siete meses de estudio fue de $5,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en Medina del Campo y $5,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en Burgos.

CO: Este contaminante no presentó superaciones del límite legal en el máximo diario octohorario ($10 \text{mg}/\text{m}^3$).

NO y NO₂: Estos contaminantes no presentaron superaciones del límite legal en el valor medio en una hora ($200 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

O₃: En León se superó el límite legal para este contaminante (máxima diaria de las medias móviles octohorarias: $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$) en 15 ocasiones. Estas superaciones se produjeron a lo largo del mes de julio y durante los primeros días de agosto. En Medina del Campo se superó el límite 21 días a lo largo de julio y agosto, coincidiendo muchos días con los identificados en la ciudad de León. En Zamora se superó el límite 12 veces a lo largo de julio y los días 11, 15 y 30 de agosto. En Burgos, se superó el límite permitido en 8 ocasiones a lo largo de julio y el 3 de agosto, con una secuencia similar a las otras ciudades del estudio. Con este análisis se corrobora que este contaminante no tiene relación con los dos eventos analizados, y su presencia se debe a la radiación solar (Wang *et al.*, 2019), ya que los valores que sobrepasan el límite legal coinciden con los meses de más radiación solar en la península (Tabla 5).

Tabla 5. Días en los que se superó el valor límite legal establecido por la legislación vigente (máxima diaria de las medias móviles octohorarias: 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

O₃							
León		Medina del Campo		Zamora		Burgos	
Fecha	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Fecha	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Fecha	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Fecha	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
10/07	129,3	10/07	123,0	11/07	126,8	11/07	127,1
11/07	123,8	11/07	129,3	12/07	135,0	12/07	132,3
12/07	135,1	12/07	139,5	14/07	130,5	13/07	142,1
13/07	128,9	13/07	134,3	15/07	135,6	14/07	129,3
14/07	131,1	14/07	124,5	16/07	149,1	15/07	126,0
16/07	127,3	15/07	128,3	17/07	127,9	18/07	120,4
17/07	121,6	16/07	130,3	20/07	156,4	21/07	121,6
18/07	124,9	17/07	122,3	21/07	128,8	03/08	127,1
19/07	123,7	18/07	122,0	22/07	131,7		
20/07	122,1	20/07	154,6	11/08	124,0		
21/07	131,3	21/07	140,6	15/08	124,9		
22/07	120,1	22/07	138,3	30/08	128,0		
03/08	142,3	23/07	124,4				
04/08	123,1	01/08	121,0				
09/08	124,3	02/08	129,1				
		03/08	137,5				
		05/08	126,9				
		07/08	121,0				
		08/08	121,4				
		15/08	125,3				
		30/08	121,8				

5. CONCLUSIONES

Las conclusiones derivadas de este trabajo son las siguientes:

- En relación con los incendios forestales, los contaminantes atmosféricos que más aumentaron su concentración en las ciudades de estudio fueron el PM10, el PM2,5 y el CO. También se observó que, en algunos casos, el NO₂ registró un aumento debido a estos incendios. Sin embargo, el NO y el SO₂ no se vieron alterados por este fenómeno.
- PM10 y PM2,5 alcanzaron las concentraciones más altas durante la intrusión de polvo sahariano, registrando el PM10 valores horarios de hasta 205 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en Medina del Campo, el 14 de junio. Los otros contaminantes no mostraron relación con este fenómeno.
- Por medio de las retrotrayectorias proporcionadas por el modelo Hysplit, se determinó el origen de las masas de aire que afectaron a las diferentes ciudades

durante el periodo de estudio. Se confirmó la llegada de material procedente de los incendios forestales y del norte de África gracias al análisis de la evolución del penacho y al mapa de la profundidad óptica de polvo (550 nm), respectivamente.

- El análisis estadístico de las concentraciones de contaminantes reveló la existencia de diferencias estadísticamente significativas en el evento de junio entre antes-durante y durante-después del incendio para PM10 (Medina del Campo y Zamora); PM2,5 (Medina del Campo); NO₂ (Zamora) y O₃ (León). En el evento de julio el patrón observado es similar con diferencias estadísticamente significativas para el PM10 en las tres ciudades; para PM2,5 en Medina del Campo (única ciudad estudiada para este contaminante); para el CO en Zamora (única ciudad estudiada para este contaminante); para el NO₂ en León y para el SO₂ en Zamora.
- La concentración de PM10 superó en varias ocasiones el valor límite diario establecido por la normativa en León, Zamora y Mediana del Campo. El valor más alto se registró en León el 19 de julio, con una concentración media diaria de 109,2 µg/m³, bajo la influencia del incendio forestal ocurrido este mes. El ozono registró superaciones (máxima diaria de las medias móviles octohorarias) en las cuatro ciudades de estudio, aunque, como era de esperar, no mostró relación con los eventos estudiados. Para el resto de los contaminantes no se registraron superaciones.

6. BIBLIOGRAFÍA

AEMET (2023) *Agencia Estatal de Meteorología - AEMET. Gobierno de España.*

Aránguez, E., María Ordóñez, J., Serrano, J., Aragonés, N., Fernández-Patier, R., Gandarillas, A. y Galán, I. (1999) "Contaminantes atmosféricos y su vigilancia", *Rev Esp Salud Pública*, 73, pp. 123-132.

Aurell, J., Gullett, B., Holder, A., Kiros, F., Mitchell, W., Watts, A. y Ottmar, R. (2021) "Wildland fire emission sampling at Fishlake National Forest, Utah using an unmanned aircraft system", *Atmospheric Environment*. Pergamon, 247, p. 118193. doi:10.1016/J.ATMOSENV.2021.118193.

Barbosa, P., Camia, A., Kucera, J., Libertà, G., Palumbo, I., San-Miguel-Ayanz, J. y Schmuck, G. (2008) "Chapter 8 Assessment of Forest Fire Impacts and Emissions in the European Union Based on the European Forest Fire Information System", *Developments in Environmental Science*. Elsevier, 8, pp. 197-208. doi:10.1016/S1474-8177(08)00008-9.

Blanco-Alegre, C., Calvo, A. I., Alves, C., Fialho, P., Nunes, T., Gomes, J., Castro, A., Oduber, F., Coz, E. y Fraile, R. (2019) "Aethalometer measurements in a road tunnel: A step forward in the characterization of black carbon emissions from traffic". doi:10.1016/j.scitotenv.2019.135483.

Brimblecombe, P., Chu, M., Liu, C. H., Fu, Y., Wei, P. y Ning, Z. (2023) "Roadside NO₂/NO_x and primary NO₂ from individual vehicles", *Atmospheric Environment*. Pergamon, 295, p. 119562. doi:10.1016/J.ATMOSENV.2022.119562.

Bruce, D. (2020) *Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates: An Introduction to Dispersion ...* - D. Bruce Turner - Google Libros. Disponible en: https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=bWwNEAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA1&dq=atmospheric+dispersion+pollutants&ots=G1kDB3BjQb&sig=c_LEQ6Y8hYuj8NaAx-iiZjkvBCU#v=onepage&q=atmospheric%20dispersion%20pollutants&f=false (Accedido: 18 de abril de 2023).

Chemiker, M. S., Csepei, L.-I., Zilah, Z. /, Zillenmarkt, / y Rumänien, ((2011) "Kinetic studies of propane oxidation on Mo and V based mixed oxide catalyts vorgelegt von".

Chouak, M., Cantin, S., Seers, P. y Garnier, F. (2022) "High-fidelity CFD modeling of pollutant dispersion from aircraft auxiliary power units (APUs) at a realistic airport and the effects on airport air quality", *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*. Elsevier B.V., 230. doi:10.1016/j.jweia.2022.105208.

Chu, T. y Guo, X. (2013) "Remote Sensing Techniques in Monitoring Post-Fire Effects and Patterns of Forest Recovery in Boreal Forest Regions: A Review", *Remote Sensing 2014, Vol. 6, Pages 470-520*. Multidisciplinary Digital Publishing Institute, 6(1), pp. 470-520. doi:10.3390/RS6010470.

Derwent, R. G., Utembe, S. R., Jenkin, M. E. y Shallcross, D. E. (2015) "Tropospheric ozone production regions and the intercontinental origins of surface ozone over Europe", *Atmospheric Environment*. Elsevier Ltd, 112, pp. 216-224. doi:10.1016/J.ATMOSENV.2015.04.049.

Dunn, O. J. (1964) "Multiple Comparisons Using Rank Sums", *Technometrics*, 6(3), pp. 241-252. doi:10.1080/00401706.1964.10490181.

Emetere, M. E., Akinyemi, M. L. y Akin-Ojo, O. (2015) "Parametric retrieval model for estimating aerosol size distribution via the AERONET, LAGOS station", *Environmental Pollution*. Elsevier Ltd, 207, pp. 381-390. doi:10.1016/J.ENVPOL.2015.09.047.

Flannigan, M. D., Stocks, B. J. y Wotton, B. M. (2000) "Climate change and forest fires", *Science of the Total Environment*, 262(3), pp. 221-229. doi:10.1016/S0048-9697(00)00524-6.

INE (2023) *León: Población por municipios y sexo. (2877)*. Disponible en: <https://www.ine.es/jaxiT3/Datos.htm?t=2877> (Accedido: 5 de mayo de 2023).

Junta de Castilla y León (2023a) *Reserva Regional de Caza Sierra de la Culebra | Medio Ambiente | Junta de Castilla y León*. Disponible en: <https://medioambiente.jcyl.es/web/es/caza-pesca/reserva-caza-sierra-culebra.html> (Accedido: 25 de junio de 2023).

Junta de Castilla y León (2023b) *Información de Incendios Forestales. 14 de julio de 2022. 19.00 horas | Comunicación | Junta de Castilla y León*. Disponible en: <https://comunicacion.jcyl.es/web/jcyl/Comunicacion/es/Plantilla100Detalle/1285287055866/Documentacion/1285189104453/Comunicacion> (Accedido: 13 de junio de 2023).

Lee, C., Martin, R. V., Van Donkelaar, A., Lee, H., Dickerson, R. R., Hains, J. C., Krotkov, N., Richter, A., Vinnikov, K. y Schwab, J. J. (2011) "SO₂ emissions and lifetimes: Estimates from inverse modeling using in situ and global, space-based (SCIAMACHY and OMI) observations", *Journal of Geophysical Research Atmospheres*. Blackwell Publishing Ltd, 116(6). doi:10.1029/2010JD014758.

Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación (1990) *Los incendios forestales en España durante 1990*.

Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación (1991) *Los incendios forestales en España durante 1991*.

Ministerio de Transición Ecológica (2023a) 2023. Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/atmosfera-y-calidad-del-aire/calidad-del-aire/salud/dioxido-azufre.aspx> (Accedido: 30 de mayo de 2023).

Ministerio de Transición Ecológica (2023b) *Estadística incendios forestales*. Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/incendios-forestales/estadisticas-incendios.aspx> (Accedido: 27 de marzo de 2023).

Ministerio de Transición Ecológica (2023c) "Predicción de intrusión de masas de aire africano sobre España para el día 14 de junio de 2022".

Mittal, S. K., Singh, N., Agarwal, R., Awasthi, A. y Gupta, P. K. (2009) "Ambient air quality during wheat and rice crop stubble burning episodes in Patiala", *Atmospheric Environment*. Pergamon, 43(2), pp. 238-244. doi:10.1016/J.ATMOSENV.2008.09.068.

Oduber, F., Calvo, A. I., Blanco-Alegre, C., Castro, A., Nunes, T., Alves, C., Sorribas, M., Fernández-González, D., Vega-Maray, A. M., Valencia-Barrera, R. M., Lucarelli, F., Nava, S., Calzolari, G., Alonso-Blanco, E., Fraile, B., Fialho, P., Coz, E., Prevot, A. S. H., Pont, V. y Fraile, R. (2019) "Unusual winter Saharan dust intrusions at Northwest Spain: Air quality, radiative and health impacts", *Science of The Total Environment*. Elsevier, 669, pp. 213-228. doi:10.1016/J.SCITOTENV.2019.02.305.

Oduber, F., Calvo, A. I., Castro, A., Blanco-Alegre, C., Alves, C., Barata, J., Nunes, T., Lucarelli, F., Nava, S., Calzolari, G., Cerqueira, M., Martín-Villacorta, J., Esteves, V. y Fraile, R. (2020) "Chemical composition of rainwater under two events of aerosol transport: A Saharan dust outbreak and wildfires", *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V., 734, p. 139202. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.139202.

Salvador, P., Molero, F., Fernandez, A. J., Tobías, A., Pandolfi, M., Gómez-Moreno, F. J., Barreiro, M., Pérez, N., Marco, I. M., Revuelta, M. A., Querol, X. y Artíñano, B. (2019) "Synergistic effect of the occurrence of African dust outbreaks on atmospheric pollutant levels in the Madrid metropolitan area", *Atmospheric Research*. Elsevier Ltd, 226, pp. 208-218. doi:10.1016/J.ATMOSRES.2019.04.025.

Spedding DJ (1981) *Contaminación atmosférica*. Disponible en: https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=5iPUOa_Q0mIC&oi=fnd&pg=PA5&dq=contaminaci%C3%B3n+atmosf%C3%A9rica&ots=9yRd6YJ8Xs&sig=Ki-I25siYj_eFbDnUJpN8yuOhEg#v=onepage&q=contaminaci%C3%B3n%20atmosf%C3%A9rica&f=false (Accedido: 21 de marzo de 2023).

Viteri, G., Aranda, A., de Mera, Y. D., Rodríguez, A. y Rodríguez, D. (2023) "Air quality assessment in biosphere reserves close to emission sources. The case of the Spanish «Tablas de Daimiel» national park", *Science of The Total Environment*. Elsevier, 858, p. 159818. doi:10.1016/J.SCITOTENV.2022.159818.

Wallis, W. (1952) "Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis", *Source: Journal of the American Statistical Association*, 47(260), pp. 583-621.

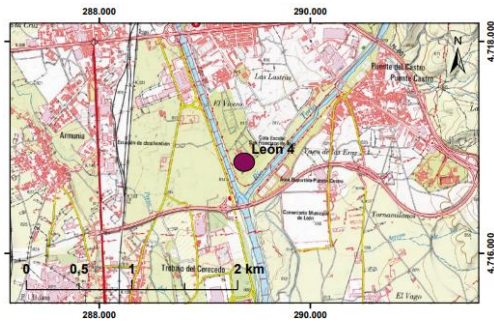
Wang, J., Yang, Y., Zhang, Y., Niu, T., Jiang, X., Wang, Y. y Che, H. (2019) "Influence of meteorological conditions on explosive increase in O3 concentration in troposphere", *Science of The Total Environment*. Elsevier, 652, pp. 1228-1241. doi:10.1016/J.SCITOTENV.2018.10.228.

Wang, Y., Zhang, Y., Zhao, C., Dong, D. y Wang, K. (2023) "CO and CH4 atmospheric trends from dense multi-point forest fires around the city of Chongqing using spaceborne spectrometer data", *Atmospheric Pollution Research*. Elsevier, 14(8), p. 101807. doi:10.1016/J.APR.2023.101807.

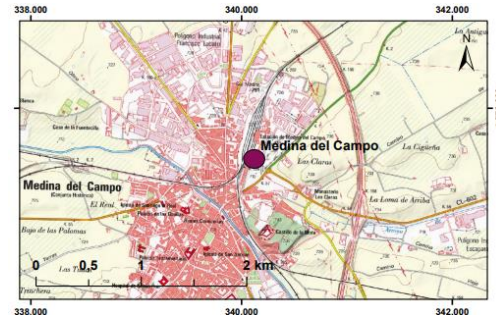
Yang, J. y Zhao, Y. (2023) "Performance and application of air quality models on ozone simulation in China-A review", *Atmospheric Environment*, 293. doi:10.1016/j.atmosenv.2022.119446.

ANEXO

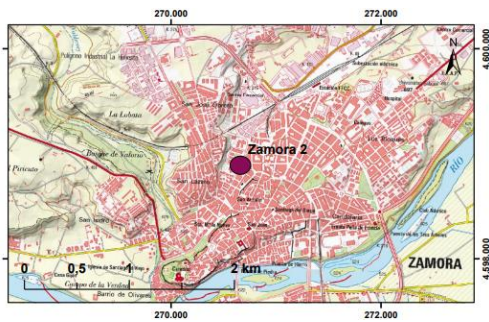
a)



b)



c)



d)

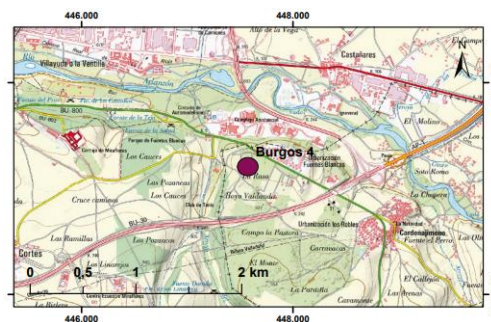


Fig A1. Ubicación de las estaciones de calidad del aire de: a) León, b) Medina del Campo, c) Zamora y d) Burgos.

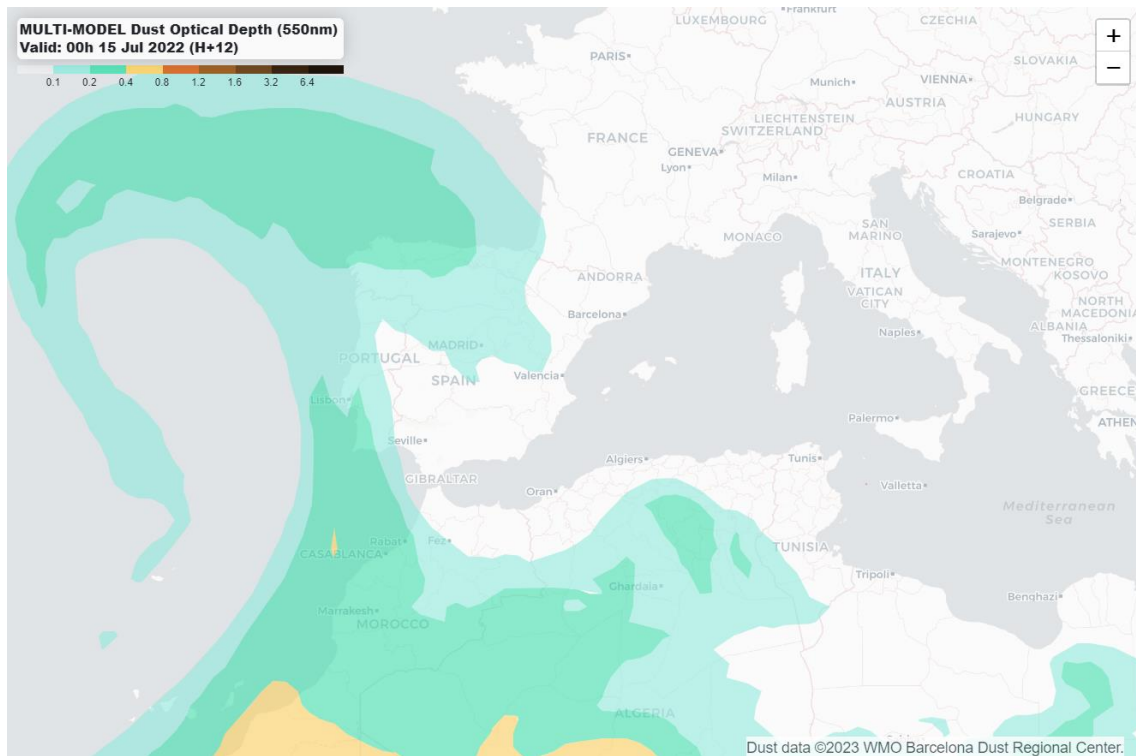


Fig A2. Mapa de la profundidad óptica de polvo (550 nm) para el 15 de julio del 2022.

Tabla A1. Valores legales en España para el PM10.

Valor legislado-FASE I	Valor límite	Período
Valor límite diario (VLD) de PM10 para la protección de la salud humana (fecha de cumplimiento: 1 de enero de 2005)	50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Valor medio en 24 h No debe superarse en más de 35 ocasiones por año civil
Valor límite anual (VLA) de PM10 para la protección de la salud humana (fecha de cumplimiento: 1 de enero de 2005)	40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Año civil

Tabla A2: Valores legales en España para el PM2,5

Valor legislado	Valor	Periodo
Valor límite anual para la protección de la salud (fecha de cumplimiento: 1 de enero de 2015).- Fase I	25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Año natural
Valor límite anual para la protección de la salud (fecha de cumplimiento: 1 de enero de 2020).- Fase II *	20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Año natural

Tabla A3: Valores legales para el CO en España.

Valor legislado	Valor límite	Período
Valor límite para la protección de la salud humana (fecha de cumplimiento: 1 de enero de 2005)	10 mg/m^3	Máximo diario octohorario anual

TablaA4: Valores legales para los NO_x en España.

Valor legislado	Valor límite	Período
Valor límite horario (VLH) para la protección de la salud humana (fecha de cumplimiento: 1 de enero de 2010)	200 µg/m ³	Valor medio en 1 h No debe superarse en más de 18 ocasiones por año civil
Valor límite anual (VLA) para la protección de la salud humana (fecha de cumplimiento: 1 de enero de 2010)	40 µg/m ³	Año civil
Valor límite (nuevo nivel crítico para la protección de la vegetación, según la Directiva 2008/50/CE y el RD 102/2011) de NO_x para la protección de los ecosistemas	30 µg/m ³	Año civil

Tabla A5: Valores límite para el O₃ en España.

Valores objetivo	Nivel	Período
Valor objetivo para la protección de la salud humana (fecha de cumplimiento: año 20105)	120 µg/m ³	Máxima diaria de las medias móviles octohorarias. No debe superarse en más de 5 ocasiones de promedio en un periodo tres años

Tabla A6: Valores límite para el SO₂ en España.

Valor legislado	Valor límite	Período
Valor límite horario (VLH) para la protección de la salud humana (fecha de cumplimiento: 1 de enero de 2005)	350 µg/m ³	Valor medio en 1 h No debe superarse en más de 24 ocasiones por año civil
Valor límite diario (VLD) para la protección de la salud humana (fecha de cumplimiento: 1 de enero de 2005)	125 µg/m ³	Valor medio en 24 h No debe superarse en más de 3 ocasiones por año civil
Valor límite para la protección de los ecosistemas (nuevo nivel crítico para la protección de la vegetación, según la Directiva 2008/50/CE y el RD 102/2011)	20 µg/m ³	Año civil y periodo invernal (1 de octubre del año anterior a 31 de marzo del año en curso)