

**EFFECTO A CORTO PLAZO DE MATERIAL PARTICULADO  
PROCEDENTE DE LA COMBUSTIÓN DE BIOMASA Y ADVECCIÓN DE  
POLVO DEL SAHARA SOBRE LOS INGRESOS HOSPITALARIOS  
URGENTES POR TRASTORNOS MENTALES Y DEL  
COMPORTAMIENTO, ANSIEDAD Y DEPRESIÓN EN ESPAÑA**

Raquel RUIZ-PÁEZ<sup>1</sup>, José Antonio LÓPEZ-BUENO<sup>2</sup>, Alicia PADRÓN-MONEDERO<sup>3</sup>, Miguel Ángel NAVAS-MARTÍN<sup>2</sup>, Pedro SALVADOR MARTINEZ<sup>4</sup>, Cristina LINARES GIL<sup>2</sup> y Julio DÍAZ JIMÉNEZ<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Universidad de Alcalá (UAH).

<sup>2</sup>Unidad de Referencia en Cambio Climático, Salud y Medio Ambiente Urbano.

Instituto de Salud Carlos III (ISCIII).

<sup>3</sup>Escuela Nacional de Sanidad (ENS). Instituto de Salud Carlos III (ISCIII).

<sup>4</sup>Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas (CIEMAT.)

[raquelruizpaez@gmail.com](mailto:raquelruizpaez@gmail.com), [jlopez@isciii.es](mailto:jlopez@isciii.es), [a.padronm@isciii.es](mailto:a.padronm@isciii.es),  
[manavas@isciii.es](mailto:manavas@isciii.es), [pedro.salvador@ciemat.es](mailto:pedro.salvador@ciemat.es), [clinares@isciii.es](mailto:clinares@isciii.es)

## **RESUMEN**

Métodos: Se identificaron 3 situaciones en 9 regiones de España durante 2009-2018: episodios de advección de polvo sahariano, combustión de biomasa, y la ausencia de ambos. Variables dependientes: ingresos hospitalarios diarios urgentes producidos por enfermedades mentales y del comportamiento, depresión y ansiedad. Variables Independientes: PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> y temperatura de ola de calor (Tcal) expresada como exceso de grados de temperatura máxima diaria (Tmax) que supera los umbrales de salud pública. Con estas variables se ajustaron modelos lineales generalizados (GLM) de la familia Poisson controlados por estacionalidad, tendencia, componente autorregresiva y efectos a corto plazo. Posteriormente, fueron estimados Riesgos Relativos (RR) y Atribuibles (AR) para cada variable independiente; y, a partir de éstos, casos atribuibles a cada factor de riesgo.

Resultados: los días en los que hay combustión de biomasa las concentraciones de PMs tienen un importante impacto en los ingresos urgentes por enfermedades mentales, probablemente relacionado con la toxicidad de estas partículas. Sin embargo, en los días con advección de polvo sahariano, en vez del PM, son el resto de variables consideradas en el análisis las más dominantes con este tipo de ingresos. Conclusiones: Es necesario realizar planes de prevención en salud pública que tengan en cuenta el efecto conjunto de diversos factores de riesgo ambiental que actúen de forma sinérgica en determinadas situaciones.

**Palabras clave:** Combustión de biomasa, ola de calor, material particulado, ingresos hospitalarios urgentes, salud mental

## **ABSTRACT**

Methods: Three states were identified in 9 provinces of Spain during the 2009-2018 period: sahara dust intrusion days, wildfire days, and days without any of them. Dependent variable: daily urgent admissions due to behavioral and mental conditions. Independent variables: PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> and heat wave temperature (Tcal) defined as excess of maximum daily temperature (Tmax) over public health thresholds. Poisson Generalized Linear Models (GLM) were fitted, controlled for seasonality, trend, auto-regressive term and short-term effects. Then, Relative (RR) and Attributable Risks (AR) were estimated for each independent variable and, based on these, the cases attributable to each risk factor.

Results: PMs are associated with significant ( $p < 0.05$ ) effects on mental health admissions in the wildfire days, probably due to the specific toxicity of this type of pollution. However, the other independent variables are the most relevant for mental health admissions on Sahara dust intrusion days.

Conclusion: The results evidence the need for prevention plans in public health that include the combined effect of the several environmental risk factors with synergic effects.

**Keywords:** Wildfire, heat wave, particulate matter, urgent admissions, mental health

## **1. INTRODUCCIÓN**

El cambio climático está alterando la meteorología global, incrementando la concentración de ciertos contaminantes atmosféricos o su toxicidad (De Sario et al., 2013). Se ha observado, por ejemplo, que el Anticiclón de las Azores crece en amplitud, persistencia e intensidad, afectando a los procesos de dispersión de contaminantes en la atmósfera (Creswell-Clay et al., 2022). Esto ha llevado a un aumento en los niveles de inmisión en las regiones mediterráneas (Borge et al., 2018). Las emisiones de polvo desde regiones áridas, cuya extensión está aumentando en latitudes subtropicales de ambos hemisferios (Heffernan, 2016), también son muy sensibles a las condiciones meteorológicas y climáticas de las áreas de origen (Prospero, 2006). Así, el desierto del Sahara se ha expandido un 10 % entre 1920 y 2013 (Thomas y Nigam, 2018). Además, en los últimos 80 años se ha registrado un incremento en las condiciones atmosféricas a escala sinóptica que generan el transporte de masas de aire africanas hacia áreas de la Península Ibérica y las Islas Baleares aumentando los episodios de intrusión de polvo del Sáhara (Salvador et al., 2022). Las tendencias de probabilidad diaria de aparición de brotes de polvo africano, estadísticamente significativas, aumentaron un 0.018 %/año en la región noroeste de la Península Ibérica y un 0.054 %/año en su región sureste durante el periodo de 1940 a 2021 (Salvador et al., 2024).

Asimismo, el IPCC (2022) afirma que el cambio climático intensifica la frecuencia, intensidad y extensión de los incendios forestales. En 2022, en España se quemaron más de 300,000 hectáreas debido a incendios forestales (EFFIS, 2023). Numerosos estudios indican que tanto las PMs procedentes del Sahara (Díaz et al., 2017; Azzopardi et al., 2020) como las generadas por combustión de biomasa tiene un claro impacto en la salud (Linares et al., 2018; Kotsyfakis et al., 2019). Actualmente, la

evidencia se centra en su efecto sobre causas circulatorias y respiratorias (Reyes et al., 2014; Pérez et al., 2012). Pocos trabajos las relacionan con otros tipos de enfermedades (Tobías et al., 2011) o con parto prematuro y bajo peso al nacer (Moreira et al., 2020). Además, en muy pocas ocasiones se consideran las condiciones meteorológicas a escala sinóptica causantes de incendios forestales (Paschalidou y Kassomenos, 2016) y de advección de polvo (Russo et al., 2020), a pesar de que estas influyen en otros factores de riesgo (Ruiz-Páez et al., 2023).

Recientemente, se ha comenzado a investigar la incidencia de los incendios forestales en la aparición a largo plazo de trastornos de salud mental, como ansiedad y depresión (To et al., 2021; Gao, 2023; Escudero y Galway, 2022). Otras investigaciones, con un enfoque cuantitativo similar al del presente trabajo, se centran en el impacto específico de las PMs de los incendios forestales, hallando que un aumento de  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en estas PM<sub>2.5</sub> se asocia con un incremento del 1.08 % (IC 95 %: 0.93 %, 1.23 %) en la mortalidad por trastornos mentales (Ma et al., 2023). Además, las concentraciones de PM<sub>2.5</sub> procedentes de incendios influyen sobre los suicidios en áreas rurales y urbanas de América (Molitor et al., 2023).

Este estudio presenta la novedad de considerar la influencia las PMs con otras variables ambientales que se modifican y ocurren simultáneamente durante los incendios (en particular el O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, y las olas de calor) y que tienen impactos significativos sobre la morbimortalidad de la población (Díaz et al., 2017).

## 2. MÉTODOS

### 2.1. Identificación de días con aportes de polvo sahariano y humo de combustión de biomasa

Primero se identificaron eventos de polvo sahariano en 9 regiones de España (Periodo: 2009-2018) (Escudero et al., 2007), en base en la interpretación de salidas diarias de los modelos HYSPLIT, modelos numéricos (SKIRON - Universidad de Atenas; DREAM/BSCDREAM8b y MONARCH - Centro de Supercomputación de Barcelona; NAAPs - Laboratorio de Investigación Naval), imágenes de satélite (MODIS - NASA) y mapas sinópticos, todos ellos calculados u obtenidos de repositorios de acceso abierto (Escudero et al., 2007).

Simultáneamente, se identificaron los principales eventos de combustión que ocurrieron en cada una de las 9 regiones de estudio. La identificación se basó en la salida del NAAPS Global Aerosol Model (<https://www.nrlmry.navy.mil/aerosol/>). Giglio et al. (2003) detalla la inicialización y estimaciones del modelo. La validación de las estimaciones de PM se realizaron siguiendo las indicaciones de la Comisión Europea (Commission Staff Working Paper, 2011). Los episodios de combustión y advección de polvo del Sahara se recopilaron y son utilizados por el Ministerio de Transición Ecológica y Reto Demográfico de España (MITERD) (MITERD, 2023) para demostrar y corregir las superaciones de los estándares de calidad del aire atribuibles a fuentes naturales según la Directiva Europea 2008/50/CE (Commission Staff Working Paper, 2011). Estas bases de datos también han sido utilizadas para investigación (Díaz et al., 2017; Linares et al., 2018; Querol et al., 2019; Salvador et al., 2022; 2024).

Para cada una de las 9 regiones mencionadas, se ha seleccionado una provincia representativa (Moreira et al., 2020; Díaz et al., 2017). Para cada una de estas provincias se han clasificado los días en los que se produce aporte de material particulado por combustión de biomasa (combustión = 1) y los que no presentan este aporte (combustión = 0). De manera análoga, se han seleccionado los días con aporte de material particulado de origen africano (NAF = 1) y los que no tienen este aporte (NAF = 0).

		Desórdenes mentales y del comportamiento		Depresión		Ansiedad	
		N	lags	N	Lags	N	Lag
<b>Sin combustión</b>	<b>PM</b>	2	3/5	1	4	2	3/4
	<b>NO2</b>	4	0/4	2	0/4	2	0/1
	<b>O3</b>	6	3/8	3	3/8	2	0
	<b>Theat</b>	3	2/4	2	½	4	4/5
<b>Con combustión</b>	<b>PM</b>	6	0/3	2	0/5	2	3/4
	<b>NO2</b>	2	0	-	-	-	-
	<b>O3</b>	5	0/3	-	-	3	6/8
	<b>Theat</b>	3	2/4	-	-	1	5

Tabla 1: Número de provincias en los que se establecen asociaciones entre las variables independientes con cada una de las causas de ingreso analizadas y retardos en los que se producen esas asociaciones en los días sin combustión y con combustión de biomasa.

## 2.2. Variable dependiente

La variable dependiente consiste en ingresos hospitalarios urgentes diarios provinciales entre el 01/01/2009-31/12/2018, por las siguientes causas: trastornos mentales y del comportamiento (CIE IX: 290-319 y E950-959; CIE X: F00-99 y X71-83); depresión (CIE IX: 296.2, 298.0, 625.4, 311 y CIE X: F32); y ansiedad (CIE IX: 300.0, 300.2, 300.3, 306.3 y CIE X: F40-F42). Fuente de los datos: Instituto Nacional de Estadística (INE), mediante acuerdo de confidencialidad de cesión de microdatos.

## 2.3. Variables independientes

Se han considerado las siguientes variables independientes: concentraciones medias diarias, medidas en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , de partículas de diámetro inferior a 10 micras ( $\text{PM}_{10}$ ); concentraciones medias diarias de partículas de diámetro inferior a 2.5 micras ( $\text{PM}_{2.5}$ ); dióxido de nitrógeno ( $\text{NO}_2$ ); y ozono troposférico ( $\text{O}_3$ ). Fuente de los datos: Red de Medida de la Contaminación Atmosférica del MITERD.

Además, se incluyó la temperatura máxima diaria en  $^{\circ}\text{C}$  ( $\text{Tmax}$ ) del observatorio meteorológico representativo de cada provincia. Fuente de los datos: Agencia Estatal de Meteorología Española (AEMET).

## 2.4. Transformación de variables y otras variables de control

Las variables de contaminación atmosférica se utilizaron de forma lineal en base a estudios previos (Gómez González et al., 2023).

Por no poder ser asumible la relación lineal, la Tmax se parametrizó de la siguiente manera:  $T_{cal} = 0$  si  $T_{max} < T_{umbral}$  y  $T_{cal} = T_{max} - T_{umbral}$  si  $T_{max} \geq T_{umbral}$ . La  $T_{umbral}$  de cada provincia, que es la temperatura que define una ola de calor, es suministrada por el Ministerio de Sanidad (MINSAN, 2023). Además, se controló por estacionalidad anual, semestral, cuatrimestral y trimestral, tendencia, carácter autorregresivo de orden 1, así como vacaciones y festivos.

Dado que las variables independientes influyen sobre los ingresos hospitalarios en el corto plazo, se incluyeron variables retardadas hasta 5 días para  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$ ,  $NO_2$ ,  $T_{cal}$ ; y de 8 días para el  $O_3$  según lo indicado en la bibliografía (Gómez González et al., 2023).

## 2.5. Análisis estadístico

Primero se realizó una exploración descriptiva de las bases de datos. Posteriormente se ajustaron modelos lineales generalizados (GLM) de Poisson mediante backward stepwise regresión, hasta que únicamente quedaron variables estadísticamente significativas ( $p < 0.005$ ). Se ajustaron modelos diferentes para los días que cumplen las condiciones  $combustión = 1$ ,  $combustión = 0$ ,  $NAF = 1$  y  $NAF = 0$ .

A partir de los coeficientes de los modelos de Poisson ( $\beta$ ) se calcularon los riesgos relativos (RR) y Atribuibles (RA). Los RA se calcularon para incrementos de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en la concentración de contaminantes y de  $1^\circ\text{C}$  para los valores de  $T_{cal}$ . A partir de los RA calculados, se determinaron los casos atribuibles expresados en porcentaje sobre la morbilidad total observada.

Se utilizando el software STATA/MP v18.0 y Microsoft Excel 2021.

## 3. RESULTADOS

Las concentraciones de  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  fueron estadísticamente superiores los días con combustión y los días de advección de polvo sahariano en todas las provincias analizadas. El Ozono aumentó significativamente en 5/9 provincias los días de combustión y en 6/9 los días de intrusión. El  $NO_2$  aumentó significativamente en 3/9 provincias durante los episodios de combustión, y en 2/9 (A Coruña y Las Palmas) durante los episodios de intrusión. La intensidad de las olas de calor tiende a ser superior los días de combustión (6/9 provincias) y de intrusión (9/9 provincias).

En relación con sus impactos en morbilidad, las PM pasan de tener efecto significativo sobre las enfermedades mentales y del comportamiento en 2 provincias los días sin combustión a 6 en los días con combustión. Además, estos efectos pasan de manifestarse entre los días 3 y 5 (sin combustión) a entre los días 0 y 3 (con combustión). En cambio, no se observa el mismo comportamiento para el polvo sahariano. El  $O_3$  es un factor de riesgo relevante en ambas situaciones. Los Riesgos (Relativos y Atribuibles) generalmente fueron aproximadamente 3 veces mayores los días con combustión frente a los días sin combustión. Los riesgos también se intensificaron los días de advección de polvo sahariano, aunque con menor intensidad.

En relación con los ingresos por desórdenes mentales y del comportamiento, en Madrid, a los riesgos ambientales estudiados se les puede atribuir el 6% de los casos observados los días sin combustión, y un 17% los días con combustión. En ambos casos, los factores principales son los niveles de NO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub>. En Baleares, durante los días con combustión, se alcanza hasta un 29% de ingresos atribuibles a las PM y un 35% al O<sub>3</sub>. Destaca Vizcaya, los días sin combustión el 9.3% de los ingresos se pueden atribuir a los factores de riesgo significativos (NO<sub>2</sub>, PM); pero los días con combustión el 49% de los casos son atribuibles a la temperatura y el O<sub>3</sub>. Para los ingresos por depresión, en Islas Baleares se encuentra que un 86% son atribuibles a las PM los días con combustión. Además, en A Coruña y Sevilla casi la totalidad de los casos se podrían atribuir a las temperaturas de ola de calor durante los episodios de combustión. En relación con la depresión, las provincias más castigadas son Islas Baleares, Sevilla y Vizcaya, durante los episodios de intrusión de polvo, por PMs.

	Desórdenes mentales y del comportamiento		Depresión		Ansiedad	
	N	Lags	N	Lags	N	Lag
<b>NAF = 0</b>						
<b>PM</b>	3	1/5	1	0	1	0
<b>NO<sub>2</sub></b>	2	0	3	0/4	1	0
<b>O<sub>3</sub></b>	5	3/8	1	3	1	8
<b>Theat</b>	3	2/4	3	1/5	3	4/5
<b>NAF = 1</b>						
<b>PM</b>	2	4	-	-	1	1
<b>NO<sub>2</sub></b>	3	0/3	2	0	2	0
<b>O<sub>3</sub></b>	6	1/8	6	4/8	4	4/8
<b>Theat</b>	2	2/3	4	0/3	1	5

Tabla2: Número de provincias en los que se establecen asociaciones entre las variables independientes con cada una de las causas de ingreso analizadas y retardos en los que se producen esas asociaciones en los días sin (NAF= 0) y con (NAF= 1) advección de material particulado procedente del Sáhara.

#### 4. DISCUSIÓN

En ambas situaciones las concentraciones de PMs se incrementan de forma significativa. Lo cual concuerda con diversas publicaciones nacionales (Díaz et al., 2017; Russo et al., 2020) e internacionales (Uzunpinar et al., 2023). Sin embargo, las otras variables estudiadas también se modifican por las situaciones sinópticas propias de los episodios de intrusión de polvo sahariano (Russo et al., 2020) y combustión (Bencardino et al., 2011). Moreira et al. (2020) reportó incrementos de NO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub> durante los episodios de intrusión de polvo sahariano, posiblemente explicadas por el estrechamiento de la capa de mezcla (Pandolfi et al., 2014; Salvador et al., 2019; Li et al., 2017). Asimismo, las situaciones meteorológicas asociadas con las intrusiones de polvo están correlacionadas con las olas de calor (Soussa et al., 2019; Ruiz-Páez et al., 2023). Las condiciones que favorecen los incendios forestales (altas temperaturas e insolación) también propician la formación de O<sub>3</sub> troposférico, lo que coincide con lo observado en otros estudios (Bencardino et al., 2011; Jaffe et al., 2013).

Específicamente durante los episodios de combustión se han identificado picos episódicos de ingresos hospitalarios atribuibles a las PM por desórdenes mentales y del comportamiento, además de mayores RR a más corto plazo. Esto concuerda con algunas investigaciones (Milton and White, 2020) que indican que las PM procedentes de la combustión son más tóxicas que las que normalmente existen a nivel ambiental, debido a sus altos niveles de benzoapireno y compuestos orgánicos (Sánchez de la Campa et al., 2018). Junto con las PMs el O<sub>3</sub> es un factor de riesgo relevante durante los episodios de combustión, pero también durante los episodios de intrusión.

Durante los episodios de combustión e intrusión de polvo sahariano se observaron riesgos mayores que en los días con advección del polvo sahariano. Una posible explicación es el propio efecto sinérgico debido a altas temperaturas, PM, y ozono (Zhang et al., 2023, Ruiz-Páez et al., 2023).

Este estudio presenta las limitaciones inherentes a los estudios ecológicos. En primer lugar, sus resultados no se pueden extrapolar a nivel individual. Además, la exposición no se mide *in situ*. Adicionalmente, la heterogeneidad de las estaciones meteorológicas y de contaminación pueden acarrear sesgos. Sin embargo, se ha utilizado metodología habitual y validada en este tipo de estudios, y la inclusión de variables de control limitan el alcance de estos sesgos (Samet et al., 2000). Además, el estudio no está libre de problemas de desalineamiento (Gelfand, 2010; Barceló et al., 2016). Otra limitación es el bajo número de ingresos hospitalarios urgentes por ansiedad y depresión, así como por desórdenes mentales y del comportamiento. Esto también puede contribuir a la inflación de los riesgos relativos (RR) y los riesgos atribuibles (AR), así como ensanchar sus intervalos de confianza. En la misma línea, el número de días de combustión de biomasa o de intrusión de polvo del Sahara es muy reducido, lo que tiene un efecto similar sobre los RR y AR.

#### 4.1. Conclusión

Los resultados son compatibles con una mayor toxicidad sobre el sistema nervioso de las PMs originadas por combustión que las asociadas con el polvo sahariano.

Durante los episodios de combustión y los de intrusión de polvo sahariano los niveles de O<sub>3</sub> y temperatura tienden a aumentar, debido a las situaciones sinópticas que favorecen estos episodios. En determinadas ocasiones, estos factores de riesgo conllevan más impacto en la morbilidad que las propias PMs.

Estos resultados enfatizan la necesidad de implementar estudios y planes de prevención en salud con un enfoque integrador.

#### REFERENCIAS

- Azzopardi, B., Balzan, M. V., Cherif, S., Doblas-Miranda, E., dos Santos, M., Dobrinski, P., & Xoplaki, E. (2020). Climate and environmental change in the Mediterranean basin—current situation and risks for the future. In First Mediterranean Assessment Report.
- Barceló, M. A., Varga, D., Tobias, A., Díaz, J., Linares, C., & Saez, M. (2016). Long term effects of traffic noise on mortality in the city of Barcelona, 2004–2007. Environmental Research, 147, 193–206.

- Bencardino, M., Sprovieri, F., Cofone, F., & Pirrone, N. (2011). Variability of atmospheric aerosol and ozone concentrations at marine, urban, and high-altitude monitoring stations in southern Italy during the 2007 summer Saharan dust outbreaks and wildfire episodes. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 61(9), 952-967.
- Borge, R., Artíñano, B., Yagüe, C., Gomez-Moreno, F. J., Saiz-Lopez, A., Sastre, M., et al. (2018). Application of a short-term air quality action plan in Madrid (Spain) under a high-pollution episode - Part I: Diagnostic and analysis from observations. *Science of the Total Environment*, 635, 1561-1573.
- Commission Staff Working Paper. (2011). Establishing guidelines for demonstration and subtraction of exceedances attributable to natural sources under the Directive 2008/50/EC on ambient air quality and cleaner air for Europe. Brussels, 15.02.2011.
- SEC (2011) 208 final. Retrieved from: [https://www.miteco.gob.es/content/dam/mit/eco/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/atmosfera-y-calidad-del-aire/Directrices%20Comisi%C3%B3n-SEC%202008%20final-en\\_tcm30-186523.pdf](https://www.miteco.gob.es/content/dam/mit/eco/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/atmosfera-y-calidad-del-aire/Directrices%20Comisi%C3%B3n-SEC%202008%20final-en_tcm30-186523.pdf).
- Cresswell-Clay, N., Ummenhofer, C. C., Thatcher, D. L., et al. (2022). Twentieth-century Azores High expansion unprecedented in the past 1,200 years. *Nature Geoscience*, 15, 548–553.
- De Sario, M., Katsouyanni, K., & Michelozzi, P. (2013). Climate change, extreme weather events, air pollution and respiratory health in Europe. *European Respiratory Journal*, 42(3), 826–843. <https://doi.org/10.1183/09031936.00074712>.
- Díaz, J., Linares, C., Carmona, R., Russo, A., Ortiz, C., Salvador, P., & Trigo, R. M. (2017). Saharan dust intrusions in Spain: Health impacts and associated synoptic conditions. *Environmental Research*, 156, 455-467.
- EFFIS. (2023). Sistema Europeo de Información sobre Incendios Forestales. Retrieved from <https://www.copernicus.eu/es/sistema-europeo-de-informacion-sobre-incendios-forestales>.
- Eisenman, D. P., & Galway, L. P. (2022). The mental health and well-being effects of wildfire smoke: A scoping review. *BMC Public Health*, 22(1), 2274.
- Escudero, M., Querol, X., Pey, J., Alastuey, A., Pérez, N., Ferreira, F., Cuevas, E., Rodríguez, S., Alonso, S. (2007). A methodology for the quantification of the net African dust load in air quality monitoring networks. *Atmospheric Environment*, 41, 5516-5524.
- European Commission. (2017). Special Eurobarometer 468 – September 2017. "Attitudes of European citizens towards the environment" (190 pages). doi:10.2779/84809. Retrieved from: <https://europa.eu/eurobarometer/surveys/detail/2156>.
- Gao, Y., Huang, W., Yu, P., Xu, R., Yang, Z., Gasevic, D., Ye, T., et al. (2023). Long-term impacts of non-occupational wildfire exposure on human health: A systematic review. *Environmental Pollution*, 1(320), 121041.
- Gelfand, A. E. (2010). Misaligned spatial data: The change of support problem. In A. E. Gelfand, P. J. Diggle, M. Fuentes, & P. Guttorp (Eds.), *Handbook of Spatial Statistics* (pp. 421-431). Taylor & Francis.
- Giglio, L., Descloitres, J., Justice, C. O., & Kaufman, Y. (2003). An enhanced contextual fire detection algorithm for MODIS. *Remote Sensing of Environment*, 87, 273–282.

- Gómez González, L., Linares, C., Díaz, J., Egea, A., Calle, A., Luna, M. Y., Navas, M. A., Ascaso-Sánchez, M. S., Ruiz-Páez, R., Asensio, C., Padrón-Monedero, A., & López-Bueno, J. A. (2023). Short-term impact of noise, other air pollutants and meteorological factors on emergency hospital mental health admissions in the Madrid Region. *Environmental Research*, 224, 115505.
- Heffernan, O. (2016). The mystery of the expanding tropics. *Nature*, 530, 20–22.
- IPCC. (2022). Sixth Assessment Report. Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Retrieved from <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg2/>.
- Jaffe, D. A., Wigder, N., Downey, N., Pfister, G., Boynard, A., & Reid, S. B. (2013). Impact of wildfires on ozone exceptional events in the western U.S. *Environmental Science & Technology*, 47(19), 11065–11072.
- Kotsyfakis, M., Zarogiannis, S. G., & Patelarou, E. (2019). The health impact of Saharan dust exposure. *International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health*, 32(6), 749–760.
- Li, Z., Guo, J., Ding, A., Liao, H., Liu, J., Sun, Y., Wang, T., Xue, H., Zhang, H., & Zhu, B. (2017). Aerosol and boundary-layer interactions and impact on air quality. *Nature Science Review*, 4(6), 810–833.
- Linares, C., Carmona, R., Salvador, P., & Díaz, J. (2018). Impact on mortality of biomass combustion from wildfires in Spain: A regional analysis. *Science of the Total Environment*, 622–623, 547–555.
- Ma, Y., Zang, E., Liu, Y., Lu, Y., Krumholz, B. M., et al. (2023). Wildfire smoke PM2.5 and mortality in the contiguous United States. *medRxiv*. <https://doi.org/10.1101/2023.01.31.23285059>
- Milton, L. A., & White, A. R. (2020). The potential impact of bushfire smoke on brain health. *Neurochemistry International*, 139, 104796. <https://doi.org/10.1016/j.neuint.2020.104796>
- MINSAN. (2023). Plan Nacional de Actuaciones Preventivas ante Altas Temperaturas. Retrieved from [https://www.sanidad.gob.es/ciudadanos/saludAmbLaboral/planAltasTemp/2023/Plan\\_nacional\\_actuaciones\\_preventivas.htm](https://www.sanidad.gob.es/ciudadanos/saludAmbLaboral/planAltasTemp/2023/Plan_nacional_actuaciones_preventivas.htm)
- MITERD. (2023). Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Retrieved from [https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/atmosfera-y-calidad-del-aire/calidad-del-aire/evaluacion-datos/fuentes-naturales/prediccion\\_episodios\\_naturales.html](https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/atmosfera-y-calidad-del-aire/calidad-del-aire/evaluacion-datos/fuentes-naturales/prediccion_episodios_naturales.html)
- Molitor, D., Mullins, J. T., & White, C. (2023). Air pollution and suicide in rural and urban America: Evidence from wildfire smoke. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 120(38), e2221621120.
- Moreira, I., Linares, C., Follos, F., Sácnhez-Martínez, G., Vellón, J. M., & Díaz, J. (2020). Short-term effects of Saharan dust intrusions and biomass combustion on birth outcomes in Spain. *Science of the Total Environment*, 134755.
- Pandolfi, M., Tobias, A., Alastuey, A., Sunyer, J., Schwartz, J., Lorente, J., Pey, J., & Querol, X. (2014). Effect of atmospheric mixing layer depth variations on urban air quality and daily mortality during Saharan dust outbreaks. *Science of the Total Environment*, 494–495, 283–289.

- Paschalidou, A. K., & Kassomenos, P. A. (2016). What are the most fire-dangerous atmospheric circulations in the Eastern Mediterranean? Analysis of the synoptic wildfire climatology. *Science of the Total Environment*, 539, 536–545.
- Pérez, L., Tobías, A., Querol, X., Pey, J., Alastuey, A., Díaz, J., & Sunyer, J. (2012). Saharan dust, particulate matter and cause-specific mortality: A case-crossover study in Barcelona (Spain). *Environment International*, 48, 150–155.
- Prospero, J. M. (2006). Saharan dust impacts and climate change. *Oceanography*, 19, 60–61.
- Querol, X., Pérez, N., Reche, C., Ealo, M., Ripoll, A., Tur, J., Pandolfi, M., Pey, J., Salvador, P., Moreno, T., Alastuey, A. (2019). African dust and air quality over Spain: Is it only dust that matters? *Science of the Total Environment*, 686, 737–752. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.349>
- Reyes, M., Díaz, J., Tobías, A., Montero, J. C., & Linares, C. (2014). Impact of Saharan dust particles on hospital admissions in Madrid. *International Journal of Environmental Health Research*, 24, 63–72.
- Ruiz-Páez, R., Díaz, J., López-Bueno, J. A., Navas, M. A., Mirón, I. J., Martínez, G. S., Luna, M. Y., & Linares, C. (2023). Does the meteorological origin of heatwaves influence their impact on health? A 6-year morbidity and mortality study in Madrid (Spain). *Science of the Total Environment*, 855, 158900.
- Russo, A., Soussa, P. M., Durao, R. M., Ramos, A. M., Salvador, P., Linares, C., Díaz, J., & Trigo, R. M. (2020). Saharan dust intrusions in the Iberian Peninsula: Predominant synoptic conditions. *Science of the Total Environment*, 717, 137041.
- Salim, S. (2014). Oxidative stress and psychological disorders. *Current Neuropharmacology*, 12, 140–147.
- Salvador, P., Molero, F., Fernández, A. J., Tobías, A., Pandolfi, M., et al. (2019). Synergistic effect of the occurrence of African dust outbreaks on atmospheric pollutant levels in the Madrid metropolitan area. *Atmospheric Research*, 226, 208–218.
- Salvador, P., Pey, J., Pérez, N., et al. (2022). Increasing atmospheric dust transport towards the western Mediterranean over 1948–2020. *npj Climate and Atmospheric Science*, 5, 34. <https://doi.org/10.1038/s41558-022-00393-9>
- Salvador, P., Pey, J., Pérez, N., Alastuey, A., Querol, X., & Artíñano, B. (2024). Estimating the probability of occurrence of African dust outbreaks over regions of the western Mediterranean basin from thermodynamic atmospheric parameters. *Science of the Total Environment*, 922, 171307. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171307>
- Samet, J., Dominici, F., Zeger, S., Schwartz, J., & Dockery, D. (2000). The National Morbidity, Mortality and Air Pollution Study. Part I: Methods and Methodologic Issues. *Health Effects Institute*.
- Sánchez de la Campa, A. M., Salvador, P., Fernández-Camacho, R., Artíñano, B., Coz, E., Márquez, G., Sánchez-Rodas, D., & de la Rosa, J. (2018). Characterization of biomass burning from olive grove areas: A major source of organic aerosol in PM10 of Southwest Europe. *Atmospheric Research*, 199, 1–13.
- Sousa, P. M., Barriopedro, D., Ramos, A. M., García-Herrera, R., Espírito-Santo, F., Trigo, R. M. (2019). Saharan air intrusions as a relevant mechanism for Iberian

- heatwaves: The record breaking events of August 2018 and June 2019. *Weather and Climate Extremes*, 26, 100224.
- To, P., Eboreime, E., & Agyapong, V. I. (2021). The impact of wildfires on mental health: A scoping review. *Behavioral Sciences (Basel)*, 11(9), 126. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/34562964/>
- Tobías, A., Caylá, J. A., Pey, J., Alastuey, A., & Querol, X. (2011). Are Saharan dust intrusions increasing the risk of meningococcal meningitis? *International Journal of Infectious Diseases*, 15, e503.
- Thomas, T., & Nigam, S. (2018). Twentieth-century climate change over Africa: Seasonal hydroclimate trends and Sahara desert expansion. *Journal of Climate*, 31, 3349–3370.
- Trang, P. M., Rocklöv, J., Giang, K. B., Kullgren, G., & Nilsson, M. (2016). Heatwaves and hospital admissions for mental disorders in Northern Vietnam. *PLoS One*, 11, e0155609.
- Uzunpinar, E. S., Imamoglu, I., Rahmani, A., & Tuncel, G. (2023). Modification of Saharan dust size distribution during its transport over the Anatolian Plateau. *Science of the Total Environment*, 892, 164646.
- Zhang, Y., Yin, Z., Li, S., Zhang, J. J., Sun, H. Z., Liu, K., Shirai, K., Hu, K., Qiu, C., Liu, X., Li, Y., Zeng, Y., & Yao, Y. (2023). Ambient PM<sub>2.5</sub>, ozone, and mortality in Chinese older adults: A nationwide cohort analysis (2005-2018). *Journal of Hazardous Materials*, 454, 131539. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131539>