



Latinstock

Análisis comparativo de la **CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA** y las visitas a urgencias por asma

Por **A. SANTURTÚN**. Licenciada en Medicina. PDI (Universidad de Cantabria). Facultad de Medicina. Departamento de Fisiología y Farmacología. Ud. Medicina Legal. (ana.santurtun@unican.es).

J.C GONZÁLEZ HIDALGO. Doctor en Geografía. Catedrático (Universidad de Zaragoza). **M.T. ZARRABEITIA**. Doctora en Medicina. Profesora Titular (Universidad de Cantabria).



El estudio compara las emisiones de contaminantes a la atmósfera en las ciudades de Zaragoza (arriba) y Santander (derecha).



Este trabajo estudia y compara los patrones temporales y los niveles de tres contaminantes urbanos (NO_2 , O_3 y PM_{10}) durante ocho años (2003-2010) en dos ciudades españolas (Santander y Zaragoza). Los resultados muestran que el material particulado de diámetro inferior a 10 micras es el único de los tres contaminantes analizados que incumplió la normativa europea. Una vez evaluado el comportamiento de los contaminantes, se buscaron mediante un modelo de regresión de Poisson relaciones significativas entre los niveles de contaminación y las visitas a urgencias por asma. Los resultados fueron distintos según el contaminante y el tiempo pasado desde la inmisión: las visitas a urgencias por asma en Santander se asociaron inversamente con el nivel de NO_2 y PM_{10} respirado el mismo día de la crisis, y positivamente con el nivel de O_3 . En Zaragoza la asociación fue la misma, pero no se dio hasta un día después de la inmisión del contaminante.

Las características de la atmósfera han ido cambiando a lo largo de la historia, sobre todo desde los inicios de la Revolución Industrial en el siglo XVIII, y no solo ha variado su composición de manera evidente, sino que también su «calidad» se ha degradado en lo que se denomina de modo genérico «contaminación».

El análisis de la contaminación del aire presenta un doble enfoque, según corresponda a la contaminación de interiores (viviendas, edificios públicos, etc.) o a la polución ambiental exterior. La contaminación de interiores es muy relevante y afecta en gran medida a la salud humana, dado que actualmente en las zonas urbanas se pasa más del 80% del tiempo en lugares cerrados. En el mundo occidental las condiciones ambientales interiores óptimas se consiguen a expensas del aumento en el con-

sumo energético. Los máximos niveles de este consumo se alcanzan en las épocas de invierno y verano, debido principalmente a la climatización. Los costos energéticos para el mantenimiento de condiciones óptimas en el espacio interior significan mayor contaminación para el ambiente y el aire exterior; por ello, es necesario un manejo racional y equilibrado entre las exigencias y el alcance del daño ⁽¹⁾.

Pero, sin duda, es la contaminación exterior la que ha recibido mayor atención por sus efectos generalizados sobre la naturaleza, la salud y la sociedad en general. La contaminación corre pareja al crecimiento económico, la mayor parte de las emisiones proceden del consumo de combustibles fósiles (tanto para generar electricidad como relacionadas con el transporte y la actividad industrial), agravándose el problema por la urbanización en determinadas áreas donde la población se ha concentrado ⁽²⁾⁽³⁾⁽⁴⁾. La tendencia hacia la urbanización y el crecimiento de la población urbana se verifica en todo el mundo. En la mayoría de los países es consecuencia y estímulo del desarrollo económico (basado fundamentalmente en la industrialización);

Entre 800.000 y 2 millones de muertes prematuras en el mundo cada año son atribuidas a la exposición al aire contaminado de las zonas urbanas y a la contaminación interior

por ello, es esperable que los efectos de la contaminación sobre la población de los países en vías de desarrollo aumenten en el futuro próximo.

Numerosos estudios han ido mostrando el progresivo deterioro de la calidad del aire. Massie y col. ⁽⁵⁾ presentaron la tendencia de los contaminantes del aire asociada al aumento de densidad demográfica en las ciudades y al desarrollo industrial. Otra demostración de este empeoramiento se observa en China. Este país, debido a su rápida expansión industrial y su desarrollo económico, se ha enfrentado a un gran aumento de población en las áreas urbanas y al surgimiento de megaciudades desde la década de 1990. Esto ha llevado a

un enorme incremento en el consumo de energía y en las emisiones de contaminantes atmosféricos, lo que ha provocado que el número de días con mala calidad del aire en las principales ciudades tenga una evidente tendencia positiva ⁽⁶⁾. También se han realizado estudios centrados en el análisis de la concentración de contaminantes aislados; en 1984, Khalil y Rasmussen ⁽⁷⁾ ya describían el aumento del monóxido de carbono, y en 1990 explicaban que buena parte de esta tendencia creciente se podía achacar a las actividades antropogénicas ⁽⁸⁾.

En la actualidad, la contaminación del aire se ha convertido en uno de los principales problemas medioambientales a nivel mundial, está presente en todas las áreas del planeta y tiene una grave repercusión tanto en la salud humana y los sistemas naturales, como en la economía.

La relación entre morbilidad-mortalidad y calidad del aire ha sido foco de estudio durante las últimas décadas; la bibliografía recoge datos que oscilan entre 800.000 y dos millones de muertes prematuras cada año atribuidas a la exposición al aire contaminado de las zonas ur-



El desarrollo de China ha disparado las emisiones de contaminantes atmosféricos y, en consecuencia, la mala calidad del aire que respiran los ciudadanos en las grandes urbes.



banas y a la contaminación interior ⁽⁹⁾, y más de la mitad de estas muertes ocurren en los países en desarrollo ⁽¹⁰⁾.

Hay trabajos que analizan la asociación entre niveles elevados de los contaminantes atmosféricos y alteraciones en prácticamente todos los sistemas del organismo (hematológico, inmunológico, neurológico, reproductivo, dermatológico); sin embargo, son destacables los efectos a nivel del aparato respiratorio y cardiovascular ^{(11),(12)}. Además, la relación entre la calidad del aire y la salud no es un problema que se limite al propio individuo, sino que tiene consecuencias sociales y económicas: crecimiento del absentismo, pérdida de productividad y aumento de gastos médicos ^{(13) (14)}.

En varios estudios se han examinado los efectos a corto plazo de la contaminación del aire, que han revelado una mayor incidencia de mortalidad, así como visitas a urgencias y hospitalizaciones por enfermedades cardiovasculares y respiratorias asociadas a niveles elevados en los contaminantes. También existen estudios longitudinales que muestran los efectos perjudiciales en la salud de la población a largo plazo causados principalmente por la exposición a material particulado ⁽¹⁵⁾.

Los valores de ozono experimentan un ciclo anual con máximos entre la primavera y el verano, y mínimos en invierno

Las políticas para la reducción de la contaminación del aire se consideran necesarias con el fin de proteger y mejorar la salud individual y comunitaria. Apoyando esta idea se han realizado trabajos en distintas zonas del planeta que ponen de manifiesto cómo una reducción en la contaminación atmosférica está asociada a una mejora en la salud de la población ^{(16),(17)}.

Metodología

Datos de calidad del aire: obtención y tratamiento

En el presente estudio se han analizado los datos de calidad del aire de dos estaciones de fondo urbano: Renovales, en el centro de Zaragoza, y Tetuán, en Santander. Cuentan con series de datos completas (>90%) y su localización es próxima al hospital de referencia sobre

el que se han analizado los episodios de enfermedad.

Se estudiaron tres contaminantes atmosféricos: dióxido de nitrógeno (NO₂), ozono (O₃) y material particulado de tamaño inferior a 10 micras de diámetro (PM₁₀).

Los datos fueron proporcionados por la Consejería de Medio Ambiente del Gobierno de Cantabria y la Agencia de Medio Ambiente y Sostenibilidad del Ayuntamiento de Zaragoza. Los datos originales son horarios recogidos desde el 1 de enero del 2003 al 31 de diciembre del 2010; estos fueron validados, normalizados e incorporados en una base de datos a través de una serie de procesos de extracción, transformación y carga (ETL) para su visualización en un sistema de representación de datos OLAP (*OnLine Analytical Processing*) en formato de tablas pivotantes.

La representación de los datos a través de OLAP permite tanto la elaboración de series como de calendarios.

Inicialmente, con los datos horarios se calculó el promedio diario de cada contaminante y a partir de los promedios diarios se realizaron también series anuales (promedio de todos los datos de cada año). Posteriormente se elaboraron los calendarios semanales ⁽¹⁸⁾.

Datos de atención hospitalaria: obtención y tratamiento

Los datos empleados para el análisis de las hospitalizaciones respiratorias proceden de las visitas a urgencias en el Hospital Universitario Marqués de Valdecilla, centro de referencia en la ciudad de Santander, y en el Hospital Universitario Miguel Servet, de referencia en la ciudad de Zaragoza. En el estudio se han incluido tanto pacientes que finalmente quedaron hospitalizados en alguno de esos centros como aquellos que fueron atendidos en urgencias y no precisaron ingreso hospitalario.



El análisis de hospitalizaciones respiratorias se realizó con datos procedentes de los dos hospitales de referencia de ambas ciudades: Universitario Marqués de Valdecilla en Santander (dcha.) y Universitario Miguel Servet en Zaragoza (arriba).



La patología estudiada es el asma, seleccionada por la influencia de los contaminantes en la descompensación de la misma, según recoge la bibliografía.

Modelo de análisis temporal mediante regresión de Poisson

Para el estudio de las relaciones entre los contaminantes y el asma se construyó un modelo explicativo de la evolución temporal de las visitas a urgencias, con la intención de cuantificar los efectos de los factores de riesgo (exposición a contaminantes atmosféricos: NO₂, O₃ y PM₁₀).

El modelo elegido es el de regresión de Poisson (por la distribución de los datos), para cada ciudad se construye como:

$$\log E(Y) = \alpha + \gamma C + \sum_i \beta_i X_i$$

donde $E(Y)$ es el número esperado de visitas a urgencias diario; α es la constante del modelo; γ el efecto de cada contaminante o de sus retardos; C es el contaminante, y β el efecto de cada una de las covariables X a controlar.

Como factores de confusión se consideraron variables meteorológicas (promedios diarios de temperatura media,

máxima y mínima, radiación solar, presión máxima y mínima, y precipitación), datos que procedieron de AEMet. Asimismo, se evaluaron posibles tendencias y ciclos estacionales, efectos de las infecciones respiratorias (posibles epidemias de gripe) y cambios en el tamaño de la población a lo largo de los años de estudio. El modelo tiene en cuenta además los previsible periodos de latencia en el efecto de las variables de confusión sobre las enfermedades estudiadas (utilizando retardos de hasta tres días en las variables explicativas). Además, y debido a que el control no es perfecto, se opta por estimar un modelo de Poisson autorregresivo (introduciendo como variables explicativas hasta siete días de retardos de las urgencias hospitalarias) corrigiendo la autocorrelación residual ⁽¹⁹⁾.

Para la creación del modelo de regresión basal se incluyeron aquellas covariables que tenían efecto para una $p < 0,1$. Al introducir las variables de contaminantes en el modelo final, se restringió su inclusión para aquellas que tenían efecto con $p < 0,05$.

Una vez obtenido el modelo final para las visitas en cada ciudad, a partir de los coeficientes de regresión de Poisson se calcularon las Tasas Relativas de In-

cidencia (TRI), que indican qué efecto tienen sobre la variable dependiente (asma) cada unidad de aumento en la variable independiente (contaminante).

Para la realización de este análisis se empleó como soporte estadístico el programa informático SPSS en su versión 21.

Resultados y discusión

Variaciones diarias de los contaminantes y niveles respecto a la normativa europea

Dióxido de nitrógeno (NO₂)

La evolución diaria de la concentración de NO₂ a lo largo de los ocho años de estudio (2003-2010) aparece reflejada en la Figura 1. Como se puede apreciar, los valores diarios de NO₂ siguen un ciclo anual con máximos invernales y mínimos veraniegos que coincide con el descrito en otros ambientes por diferentes autores ^{(20), (21)}.

En términos generales, los niveles del contaminante son mayores en Zaragoza que en Santander, si bien ninguna de las dos ciudades tiene fuertes núcleos industriales que puedan explicar esta diferencia. Podría sugerirse como causa de la mayor concentración el mayor nú-

mero de habitantes y el mayor parque automovilístico de la ciudad aragonesa, aunque es de destacar que las dos ciudades mantienen los niveles de NO_2 dentro del valor límite marcado por la normativa europea. La máxima concentración horaria alcanzada durante los ocho años fue de $138 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en la ciudad de Santander (el 21 de enero de 2004) y de $164 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (el 3 de marzo de 2004) en Zaragoza, siendo $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ el límite marcado para la protección de la salud.

La tendencia diaria del contaminante no es significativa en Santander (tau de Kendall 0,012, $p=0.342$), mientras que en Zaragoza existe una tendencia descendente y significativa (tau de Kendall -0.204, $p<0.001$).

Ozono (O_3)

El estudio de la concentración de los valores diarios de O_3 durante los ocho años analizados permite apreciar el ciclo anual, con máximos entre la primavera

Los niveles de PM_{10} sobrepasan los recomendados por la OMS para la protección de la salud en las dos ciudades estudiadas

y el verano y mínimos en invierno^{(22), (23)}. Este ciclo es opuesto al descrito en el caso del NO_2 y puede explicarse porque este contaminante secundario surge de la interacción de la luz solar con algunos componentes de la atmósfera, siendo el NO_2 su principal precursor.

Los valores más elevados de la concentración de ozono en el periodo estudiado se han registrado en Santander y los mínimos absolutos en Zaragoza (Figura 2). Además, en los primeros seis años los máximos en la ciudad costera se alcanzaron antes que en la de interior. La dependencia de la luz solar para su formación, así como las características meteorológicas y orográficas de cada ciudad, pueden favorecer situaciones de disipación o acumulación de los contaminantes, promoviendo de este modo las condiciones para que se produzcan las reacciones químicas necesarias para la formación o destrucción del ozono en un momento u otro del año.

La tendencia diaria del contaminante es significativa y positiva en las dos ciudades. En Santander el coeficiente de correlación tau de Mann-Kendall alcanza un valor de 0,1 ($p<0,001$), mientras que en Zaragoza el coeficiente de correlación es de 0,201 ($p<0,001$).

Al calcular las medias octohorarias, estableciendo como límite de concentración el marcado por las directivas europeas ($120 \mu\text{g}/\text{m}^3$), y teniendo en cuenta que no debe superarse más de 25 días por cada año civil de promedio en un periodo de tres años, se observa que aun- que sí hay días concretos en los que se

Figura 1. Serie diaria del dióxido de nitrógeno (2003-2010)

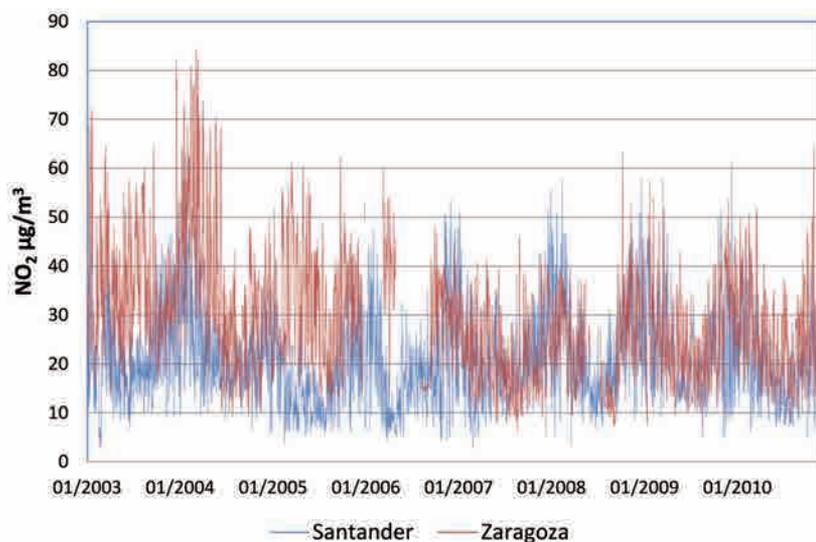


Figura 2. Serie diaria del ozono (2003-2010)

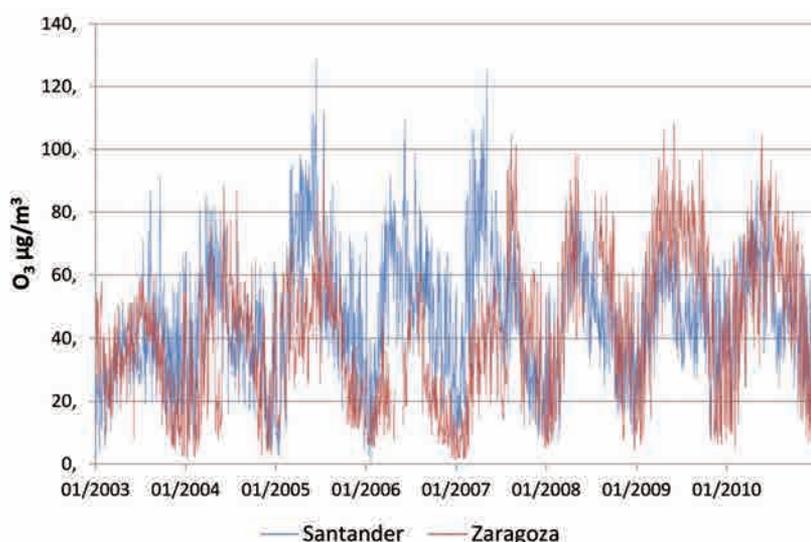


Tabla 1. Número de veces por año que se sobrepasa el umbral para la protección de la salud el ozono

Año	Nº de veces que la media octohoraria de ozono supera 120 µg/m³							
	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Santander	0	0	14	5	9	0	0	0
Zaragoza	0	0	0	0	7	4	14	7

supera el umbral, en ninguna de las dos ciudades se incumple la normativa (Tabla 1). Cabría destacar que en la ciudad de Santander dicho umbral se sobrepasa entre los años 2005 y 2007, mientras que en Zaragoza lo hace entre 2007 y 2010. El periodo en el que se sobrepasan los 120 µg/m³ en Santander es abril-julio, siendo junio el mes en el que más número de veces ocurre. En Zaragoza el umbral se sobrepasó entre abril y septiembre, siendo agosto el mes con mayor frecuencia de valores octohorarios superiores al umbral.

Material particulado de diámetro inferior a 10 micras (PM₁₀)

La evolución de la concentración diaria de material particulado de diámetro inferior a 10 micras durante los ocho años analizados (2003-2010) se muestra en la Figura 3. El comportamiento del material particulado no presenta ciclos anuales claros como en el caso del NO₂ y O₃.

En el estudio de los valores diarios del contaminante en las dos ciudades observamos tres fases diferenciadas. Durante los dos primeros años analizados (2003-2004), la concentración promedio fue mayor en la ciudad costera (33,3 µg/m³) que en la de interior (20,9 µg/m³); en los siguientes tres años (2005-2007) la concentración de PM₁₀ en Zaragoza aumentó notablemente, alcanzando un valor promedio de 39,2 µg/m³, mientras que en Santander la tendencia fue descendente (la concentración promedio fue de 28,5 µg/m³); finalmente, en los últimos tres años los valores en ambas ciudades tienden a igualarse, detectándose un descenso muy marcado en Zaragoza

(concentración promedio: 29,8 µg/m³) y manteniéndose en Santander (concentración promedio: 27,2 µg/m³).

La tendencia diaria del contaminante es significativa y negativa en Santander, teniendo el coeficiente de correlación tau de Mann-Kendall un valor de -0,119 (p<0,001), mientras que en Zaragoza la tendencia es positiva, su coe-

ficiente de correlación es de 0,077 (p<0,001).

En la Tabla 2 se muestra el umbral legal para evaluar si se ha cumplido la normativa europea de PM₁₀; en general, la concentración ha ido disminuyendo progresivamente durante el periodo de estudio siguiendo las indicaciones de la OMS en aras de proteger la salud; también las veces que este se sobrepasa han disminuido en cada ciudad. Durante la fase 1, que en nuestro periodo de estudio incluye los años 2003 y 2004, la concentración umbral de PM₁₀ no podía superarse más de 35 veces por año; durante la fase 2 (2005-2010), el valor umbral, así

Figura 3. Serie diaria del PM₁₀ (2003-2010)

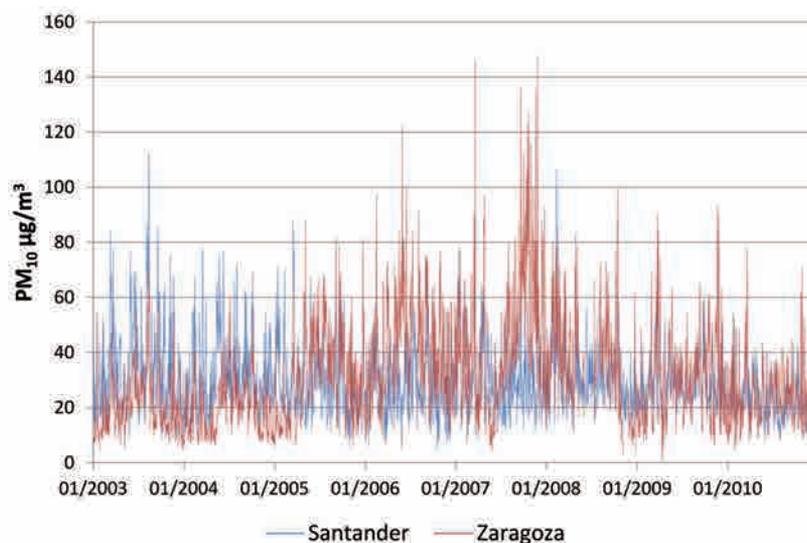


Tabla 2. Evolución de los valores de PM₁₀ (diario y promedios de 24 horas) respecto al límite legal

Normativa	Valores umbral		Veces sobrepaso de umbral en el día (7.00h-8.00h)		Veces sobrepaso valor medio móvil de 24 horas	
	Año	Umbral legal	Santander	Zaragoza	Santander	Zaragoza
Fase 1	2003	60	37	2	824	35
	2004	55	29	1	701	30
Fase 2	2005	50	28	52	609	1110
	2006	50	14	108	315	2142
	2007	50	31	117	651	2648
	2008	50	23	57	509	1234
	2009	50	12	36	280	739
	2010	50	2	14	35	290



El ozono sigue un ascenso progresivo de lunes a domingo

como las veces que podía sobrepasarse, fue más estricto, reduciéndose a siete ocasiones por año.

En la Tabla 2 se han diferenciado dos columnas para marcar las veces que se sobrepasa el umbral legal: una hace referencia a veces por día (definido «día» como el promedio de las 24 horas comprendidas entre las 8.00 horas y las 7.00 horas del día siguiente) y la otra incluye todas las medias móviles de 24 horas que pueden calcularse en un año. La razón de haber incluido ambos valores es porque la Directiva 1999/30/CE, que recoge los límites legales de PM_{10} , y que da lugar al R.D.1073/2002, tiene una interpretación ambigua al no especificar cómo deben calcularse los promedios de 24 horas. Por nuestra parte, dados los objetivos del presente trabajo, entendemos que los intervalos horarios de 24 horas no deben regirse por el calendario civil, sino por periodos consecutivos durante los cuales la población «respira» de manera continua el contaminante. En consecuencia, el análisis de la tabla sugiere que si se atiende a las 24 horas com-

prendidas entre las 8.00 y las 7.00, Santander incumpliría la normativa todos los años a excepción del último (2010) y Zaragoza cumpliría la normativa durante la fase 1 (años 2003 y 2004) y la incumpliría de 2005 en adelante (fase 2). Pero por otro lado, si se tienen en cuenta todas las medias de 24 horas existentes en un año, Santander incumpliría la normativa durante la totalidad del periodo y Zaragoza la incumpliría durante el periodo 2005-2010. Esta segunda manera de interpretar la legislación es más estricta, por lo que son más las veces que se incumple la normativa. Cabe destacar que, pese al incumplimiento, si se evalúan las veces que se sobrepasa el límite legal a partir de 2007 en ambas ciudades se observa que estas decrecen, por lo que parece que las medidas que se están tomando en las ciudades para el control de emisiones tienen efecto.

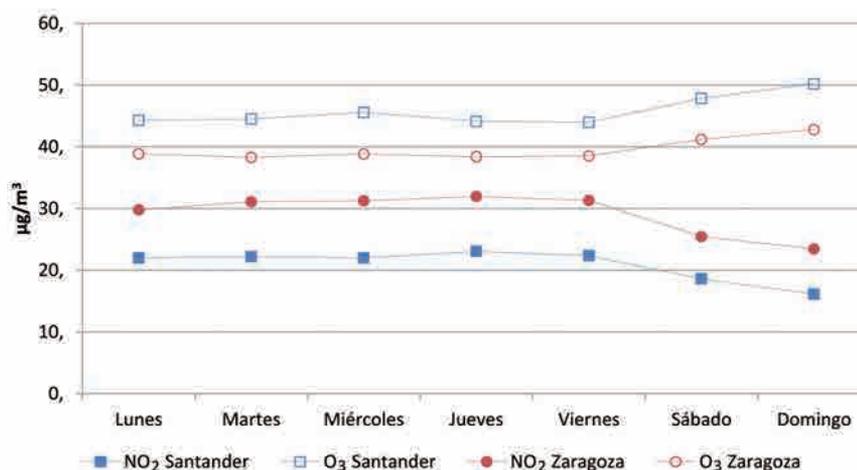
Comportamiento semanal de los contaminantes

Las variaciones diarias a lo largo de la semana se han estudiado con los calendarios semanales. La pauta diaria muestra en el NO_2 un suave ascenso de lunes a jueves en ambas ciudades, alcanzando este día su máximo nivel, y valores mínimos en sábado y domingo. Da-

do que la quema de combustibles fósiles se estima que es responsable de aproximadamente el 50% de la producción total de NO_x y que la actividad humana en los países industrializados sigue en gran parte un ciclo de siete días, es previsible que la reducción en la quema de combustibles fósiles –industria de la energía, comercio, sector agropecuario, transporte – los fines de semana explique este descenso en el contaminante ^{(24), (25)}.

Sin embargo, el ozono sigue un ascenso progresivo de lunes a domingo; al hecho de que se alcancen las mayores concentraciones los sábados y los domingos se le conoce como *efecto fin de semana (Weekend Effect)*. Esta situación ha sido constatada en diferentes países ^{(26), (27), (28)}. La diferencia en la concentración semanal de este compuesto está relacionada con las variaciones en las emisiones de los precursores del ozono (óxidos de nitrógeno (NO_x) y compuestos orgánicos volátiles (VOCs), y explica el comportamiento cuasi especular entre el NO_2 y el O_3 que se puede apreciar en la Figura 4. Dado que el dióxido de nitrógeno disminuye el fin de semana mientras el ozono asciende, el cociente NO_2/NO aumenta significativamente el fin de semana respecto al resto de días.

Figura 4. Calendario semanal NO_2 vs O_3



Los óxidos de nitrógeno juegan un papel diferente en el ciclo del ozono troposférico. Mientras que el dióxido de nitrógeno (NO₂) cataliza la formación de ozono, el óxido nítrico (NO) conduce a su destrucción. La oxidación directa de NO con O₃ (O₃ + NO → NO₂ + O₂) es la ruta más directa para la formación de dióxido de nitrógeno en la atmósfera y describe la principal vía de eliminación de ozono en las capas bajas de la atmósfera, siempre que se den las condiciones adecuadas (exceso de NO, escasez de compuestos orgánicos y flujo actínico limitado). Por su parte, por irradiación el dióxido de nitrógeno puede liberar un átomo de oxígeno altamente reactivo que da lugar a la formación del ozono troposférico; todo esto justificaría el comportamiento antagónico del O₃ y el NO₂ ^{(29), (30), (31)}.

Puesto que en las emisiones existe un claro predominio del óxido nítrico (NO), en las aglomeraciones urbanas y en los entornos industriales de lunes a viernes la destrucción de ozono es más importante que su formación, ocurriendo lo opuesto los fines de semana. Este proceso podría explicar el *efecto fin de semana*, periodo en el que se observa un incremento de ozono en las ciudades debido, entre otras posibles causas, al descenso del tráfico rodado (menores niveles de NO).

En la Figura 5 se muestra el calendario promedio semanal del PM₁₀. Para el estudio de este contaminante se ha decidido separar las concentraciones diurnas y nocturnas. La pauta del promedio diario semanal muestra mayores valores entre semana que durante el fin de semana (al igual que el NO₂, pero al revés que el O₃). La concentración promedio máxima diurna en ambas ciudades se alcanza los jueves, mientras que la máxima nocturna se da en Zaragoza los jueves pero en Santander los viernes. La mínima concentración tanto nocturna como diurna en ambas ciudades se



Latinstock

El incremento en la concentración de ozono se asocia a un mayor número de visitas a urgencias por asma en ambas ciudades

da el domingo. La diferencia entre la concentración alcanzada el fin de semana y el resto de los días es muy superior durante el día que durante la noche entre semana, no así durante el sábado y domingo. Además, existen diferencias marcadas entre Santander, donde la dife-

rencia diurna con el fin de semana es de 4,5 µg/m³, y Zaragoza, donde la diferencia es mucho más marcada, siendo en promedio de 8,9 µg/m³.

La comparación de los valores promedio de los días de la semana en las dos ciudades sugiere que los valores diurnos de lunes a viernes son significativamente superiores (p<0,05) en Zaragoza (diferencia media de 3,5 µg/m³), mientras que el fin de semana no existen diferencias significativas entre las dos ciudades. En lo referente a los valores nocturnos, no existen diferencias significativas entre la concentración de las dos ciudades ningún día de la semana.

Figura 5. Calendario semanal día-noche del PM₁₀ con intervalo de confianza del 95%

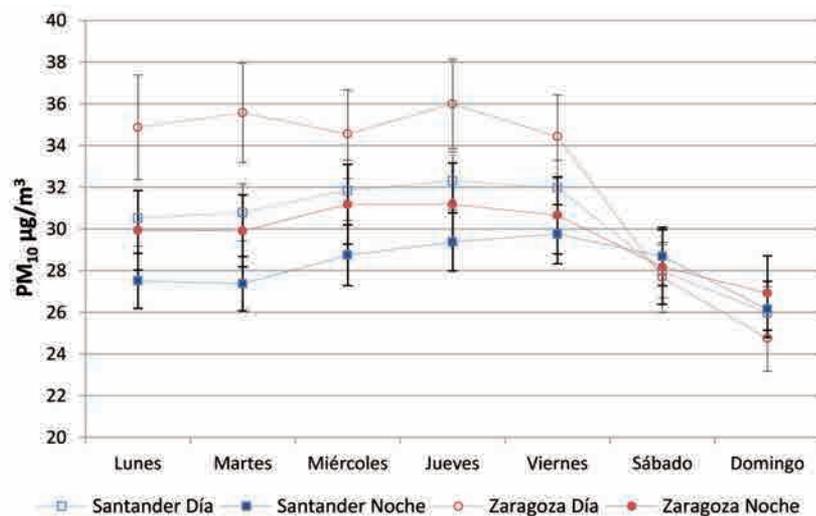


Tabla 3. Tendencia anual de los contaminantes ($p < 0,01$)

	Tendencia anual		
	NO ₂	O ₃	PM ₁₀
Santander		+	-
Zaragoza	-	+	+

Variaciones anuales de los contaminantes

La Tabla 3 recoge de forma sintética la tendencia anual de los contaminantes a lo largo de los ocho años en las dos ciudades estudiadas. Se representan en rojo las situaciones en las que el índice tau de Kendall indica una tendencia creciente en el contaminante, para una $p < 0,01$; en verde, aquellas en las que la tendencia es decreciente, y queda en blanco aquel contaminante en el que no se identificó una tendencia anual significativa.

Modelo de análisis temporal mediante regresión lineal de Poisson

Asma y NO₂

La Tabla 4 muestra el coeficiente de regresión de Poisson y la Tasa Relativa de Incidencia (TRI) con un intervalo de confianza de Wald del 95%. Solamente se han incluido los días en los que la relación entre el contaminante y la patología, tras ajustar el modelo, eran estadísticamente significativos ($p < 0,05$).

Los resultados indican que un aumento de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en la concentración de NO₂ en la ciudad de Santander está asociado a una disminución en torno a un 0,4 % en las visitas a urgencias por asma el mismo día, y a un aumento en torno al 0,36% dos días después de la exposición al contaminante. El efecto al día siguiente y a los tres días no es estadísticamente significativo ($p > 0,05$) y por ello no se incluyen los valores en el gráfico.

En Zaragoza, sin embargo, no existe un efecto estadísticamente significativo en las visitas a urgencias el mismo día de

la exposición al contaminante, pero sí al día siguiente, cuando un aumento de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en la concentración de NO₂ lleva asociado un descenso de un 0,7% en las visitas a urgencias por crisis asmáticas. A los dos días de provocarse el aumento del contaminante ascendieron un 0,42% las visitas a urgencias por cada unidad del compuesto químico, y a los tres días de la inhalación la incidencia de episodios asmáticos subió un 0,52%.

Dada la respuesta fisiopatológica desencadenada por el compuesto químico, es previsible que exista un retardo en los efectos causados tras la exposición. Castro y col. describieron que los mayores efectos sobre la función pulmonar tras la exposición al NO₂ se apreciaban a los dos y tres días de la misma ⁽³²⁾.

Si bien es cierto que no era esperable que existiera un descenso en las visitas a urgencias por asma (como ocurre el mismo día que asciende la concentración del contaminante en la ciudad de Santander y al día siguiente en la ciudad de Zaragoza), hay numerosos factores de riesgo para el asma, y no todos se han incluido en el trabajo. Cabe destacar entre ellos el polen, que no ha podido estudiarse por no existir series diarias accesibles de las ciudades analizadas durante el periodo estudiado. El asma ocasionado por hipersensibilidad al polen es muy frecuente.

Los niveles de polen están afectados por las variables meteorológicas. Durante el periodo de polinización (que es variable según la especie), la concentración de polen aumenta con el ascenso de la temperatura y desciende con el frío y la lluvia ⁽³³⁾, siguiendo por tanto un patrón como el del ozono y opuesto al del dióxido de nitrógeno. Esto podría apoyar nuestros resultados.

Asma y ozono

Los resultados del análisis de las exacerbaciones asmáticas siendo el ozono el factor final se muestran en la Tabla 5.

Un aumento de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en la concentración de ozono en la ciudad de Santander está asociado a un incremento de un 0,12% en las visitas a urgencias por asma el mismo día, y en la ciudad de Zaragoza a un aumento del 0,14% al día siguiente de la exposición al contaminante. Esto complementa y podría explicar la asociación negativa obtenida al analizar el NO₂.

Dado que la diferencia promedio real de un día al siguiente en la concentración de O₃ en la ciudad de Santander es de $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$, supondría un incremento de un 1,32%.

Por su parte, la variación promedio en la concentración de ozono en Zaragoza es de $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, lo que supondría un

Tabla 4. Coeficiente de regresión de Poisson y TRI del NO₂

	NO ₂	Coef. Regr. Poisson	TRI (%)	p
Santander	En el día	$-4,1 \cdot 10^{-3} \pm 1,60 \cdot 10^{-3}$	$99,59 \pm 0,16 \%$	$< 0,001$
	Dos días antes	$3,35 \cdot 10^{-3} \pm 1,74 \cdot 10^{-3}$	$100,30 \pm 0,17 \%$	$< 0,001$
Zaragoza	Un día después	$-7,09 \cdot 10^{-3} \pm 2,36 \cdot 10^{-3}$	$99,29 \pm 0,23 \%$	$< 0,001$
	Dos días antes	$4,18 \cdot 10^{-3} \pm 2,52 \cdot 10^{-3}$	$100,42 \pm 0,25 \%$	$< 0,005$
	Tres días antes	$5,22 \cdot 10^{-3} \pm 2,37 \cdot 10^{-3}$	$100,52 \pm 0,24 \%$	$< 0,001$

Tabla 5. Coeficiente de regresión de Poisson y TRI del O₃

	O ₃	Coef. Regr. Poisson	TRI (%)	p
Santander	En el día	$1,24 \cdot 10^{-3} \pm 1,01 \cdot 10^{-3}$	$100,12 \pm 0,10 \%$	$< 0,05$
Zaragoza	Un día después	$1,37 \cdot 10^{-3} \pm 1,14 \cdot 10^{-3}$	$100,14 \pm 0,11 \%$	$< 0,05$

Tabla 6. Coeficiente de regresión de Poisson y TRI del PM₁₀

	PM ₁₀	Coef. Regr. Poisson	TRI (%)	p
Santander	En el día	-1,67.10 ⁻³ ± 1,05.10 ⁻³	99,83 ± 0,10 %	<0,005
Zaragoza	Un día después	-1,69.10 ⁻³ ± 1,08.10 ⁻³	99,83 ± 0,11 %	<0,005

incremento de un 1,27% en las visitas atendidas por asma.

Asma y PM₁₀

La Tabla 6 muestra que en Santander solo se encontró una asociación significativa ($p < 0,005$) entre el nivel de PM₁₀ y el asma el mismo día de la exposición, y en Zaragoza, al día siguiente de la inmisión.

La relación negativa entre los niveles de PM₁₀ y las crisis asmáticas no concuerda con lo recogido en la bibliografía. Sin embargo, existe una posible explicación para la situación encontrada en Santander; al tratarse de una ciudad costera, el material particulado contiene una fracción variable cuyo origen se encuentra en el *spray* marino^{(34), (35)}, y éste mejora la función pulmonar en asmáticos⁽³⁶⁾. En Zaragoza, al ser una ciudad de interior, la hipótesis planteada para Santander no sería válida, pues no existe fracción marina en su composición⁽³⁷⁾.

Sin embargo, lo que muestran los últimos estudios es que, aunque hasta el momento eran los efectos del PM₁₀ los que se analizaban y a los que se atribuían los síntomas respiratorios, es el PM_{2,5} el que tiene acceso a las vías respiratorias bajas, depositándose en ellas y siendo su expulsión muy complicada, mientras que las partículas en el rango de 2,5 µm a 10 µm se depositan preferentemente en la región traqueobronquial y nasofaríngea, desde donde pueden ser expulsadas. Además, el PM_{2,5} es capaz de inducir respuestas citotóxicas e inflamatorias en las células pulmonares epiteliales humanas⁽³⁸⁾. Es por esto que para completar el estudio se inten-

tó recoger los datos correspondientes a la concentración de PM_{2,5}, pero estas partículas no empezaron a medirse en las ciudades de estudio hasta el segundo semestre del año 2009, ya que hasta 2008 no se implantó una normativa en España legislando las necesidades en su control (Directiva 2008/50/CE), por lo que no existen datos suficientes para el periodo analizado.

Conclusiones

La concentración de dióxido de nitrógeno registrado en las ciudades de Santander y Zaragoza durante el periodo 2003-2010 se mantuvo por debajo del límite legal, encontrándose durante esos ocho años dentro de los valores recomendados por la Organización Mundial de la Salud (OMS) para la protección de la salud.

Los niveles de NO₂ en la ciudad de Zaragoza fueron superiores a los alcanzados en Santander, pero la tendencia anual del contaminante fue descendente y estadísticamente significativa en la ciudad aragonesa.

El ozono no incumplió la normativa europea durante el periodo de estudio. Su concentración en la ciudad de Santander fue superior a la alcanzada en la ciudad de Zaragoza. La tendencia del contaminante es ascendente y estadísticamente significativa en las dos ciudades españolas.

El ozono siguió un patrón semanal con máximos en el fin de semana, comportamiento opuesto al del NO₂.

El material particulado de diámetro inferior a 10 micras sobrepasó el um-



Latinstock

Se encuentra una relación inversa entre el PM₁₀ y los episodios de asma. ¿Será responsable su fracción de origen natural marino? ¿Es el material de menor tamaño (PM_{2,5}) el responsable de los efectos sobre la salud?

bral legal en Santander durante la totalidad del periodo estudiado, y en Zaragoza se incumplió la normativa en los seis últimos años analizados. De entre las dos ciudades, Santander presenta mayores valores promedio durante los años 2003 y 2004, pero a partir de 2005 la situación se invierte. Cabe señalar que la tendencia anual del contaminante fue descendente en Santander y ascendente en Zaragoza.

La relación entre el asma y los contaminantes atmosféricos varía según

la especie química y la relación con la inmisión se muestra en algunas ocasiones con días de retardo. Las visitas a urgencias por asma en Santander se asocian inversamente con el nivel de NO₂ y PM₁₀ respirado el mismo día de

la crisis, y positivamente con el nivel de O₃. En Zaragoza, la asociación es la misma pero no se da hasta un día después de la inmisión del contaminante. Además, en el caso del NO₂, se encuentra una relación directa a los dos días de la

exposición al compuesto en ambas ciudades, y hasta tres días después en Zaragoza. ♦

Este trabajo ha sido financiado gracias a una Ayuda a la Investigación concedida por FUNDACIÓN MAPFRE.

Referencias

- [1] Vargas M, Francisco Gallego Pulgarín I. Environmental Quality: Welfare, Confort and Health. Rev. Esp. Salud Pública. 2005; 79(2): p. 243-251.
- [2] Burgess EW. The Growth of the City: An Introduction to a Research Project. Urban Ecology. 2008; SII(71-78).
- [3] Reher DS. Desarrollo urbano y evolución de la población: España 1787-1930. Rev. Historia Económica. 1986; 4: p. 39-66.
- [4] Pinilla V, Ayuda M, Sáez LA. Rural depopulation and the migration turnaround. In Rajagopalan S, editor. Rural depopulation and the migration turnaround in Mediterranean Western Europe: A Case of Study of Aragon. The Icfai university Press; 2008. p. 1-22.
- [5] Massie S, Wu F, Krotkov N, Levelt P, Chu A. Satellite observations of SO₂, NO₂, CO, and aerosol over China. The Smithsonian/NASA Astrophysics Data System. 2009.
- [6] Chan KC, Yao X. Air pollution in mega cities in China. Atmospheric Environment. 2008; 42: p. 1-42.
- [7] Khalil MAK, Rasmussen RA. Carbon monoxide in the Earth's atmosphere: Increasing Trend. Science. 1984; 224(4644): p. 54-56.
- [8] Khalil MAK, Rasmussen RA. The global cycle of carbon monoxide: Trends and mass balance. Chemosphere. 1990; 20: p. 227-242.
- [9] WHO. Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Global Update 2005. Gnova; 2006.
- [10] Cohen AJ, Ross Alexander H, Ostro B, Pandey KD, Kryzanowski M, Künzli N, et al. The global burden of disease due to outdoor air pollution. J Toxicol Environ Health A. 2005; 68: p. 1-7.
- [11] Cox Jr LA. Caveats for causal interpretations of linear regression coefficients for fine particulate (PM_{2.5}) air pollution health effects. Risk Analysis. 2013.
- [12] Hoek G, Krishnan RM, Beelen R, Peters A, Ostro B, Brunekreef B, et al. Long-term air pollution exposure and cardio-respiratory mortality: a review. Environmental Health. 2013; p. 43.
- [13] N Künzli MD, al. Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. The Lancet. 2000; p. 795-801.
- [14] Curtis L, Rea W, Smith-Willis P, Fenyves E, Pan Y. Adverse health effects of outdoor air pollutants. Environ Int. 2006; 32(6): p. 815-30.
- [15] Chen Y, Craig L, Krewski D. Air quality risk assessment and management. Journal of Toxicology and Environmental Health. 2008; 71(1): p. 24-39.
- [16] Baccini M, Biggeri A, Grillo P, Consonni D, Bertazzi PA. Health impact assessment of fine particle pollution at the regional level. Am J Epidemiology. 2011; 174(12).
- [17] Pope CA, Ezzati M, Dockery DW. Fine-particulate air pollution and life expectancy in the United States. The New England Journal of Medicine. 2009; 360(4): p. 376-386.
- [18] Martín-Vide J. El tiempo y el clima. Rubes; 2003.
- [19] Saez M, Pérez-Hoyos S, Tobias A, Saurina C, Barceló MA, Ballester F. Métodos de series temporales en los estudios epidemiológicos sobre contaminación atmosférica. R. Española de salud pública. 1999; 73: p. 133-143.
- [20] Bigi A, Harrison RM. Analysis of the air pollution climate at a central urban background site. Atmospheric Environment. 2010; 44(16): p. 2004-2012.
- [21] Uno I, Ohara T, Wakamatsu S. Analysis of wintertime NO₂ pollution in the Tokyo metropolitan area. Atmospheric Environment. 1996; 30(5): p. 703-713.
- [22] Monks PS. A review of the observations and origins of the spring ozone maximum. Atmospheric Environment. 2000; 34(21): p. 3545-3561.
- [23] Vingarzan R. A review of surface ozone background levels and trends. Atmospheric Environment. 2004; 38(21): p. 3431-3442.
- [24] Beirle S, Platt U, Wenig M, Wagner T. Weekly cycle of NO₂ by GOME measurements: a signature of anthropogenic sources. Atmos. Chemistry and Physics. 2003; 3: p. 2225-2232.
- [25] Boersma KF, Jacob DJ, Trainic M, Rudich Y, DeSmedt I, Dirksen R, et al. Validation of urban NO₂ concentrations and their diurnal and seasonal variation observed from the SCIAMACHY and OMI sensors using in situ surface measurements in Israeli cities. Atmos. Chemistry and Physics. 2009; 9: p. 3867-3879.
- [26] Sadanaga Y, Sengen M, Takenaka N, Bandow H. Analyses of the ozone weekend effect in Tokyo, Japan: Regime of Oxidant (O₃ + NO₂) Production. Aerosol and Air Quality Research. 2012; 12: p. 161-168.
- [27] Seguel RJ, Morales R, Leiva M. Ozone weekend effect in Santiago, Chile. Environmental Pollution. 2012; 162: p. 72-79.
- [28] Pollack IB. Airborne and ground-based observations of a weekend effect in ozone, precursors, and oxidation products in the California South Coast Air Basin. Journal of Geophysical Research: Atmospheres. 2012; 117(16): p. 1984-2012.
- [29] Pujadas Cordero M. Formación y transporte de dióxido de nitrógeno en la cuenca aérea de Madrid en situaciones episódicas de invierno. ; 2004.
- [30] Wen Yuan1 T, Chun Sheng Z, Fu Hai G, Li P, Guang Qiang Z, Wei G, et al. Study of ozone «weekend effect» in Shanghai. Sci China Ser D-Earth Sci. 2008; 51(9): p. 1354-1360.
- [31] Atkinson-Palombo C, Miller JA, Balling RC. Quantifying the ozone «weekend effect» at various locations in Phoenix, Arizona. Atmospheric Environment. 2006; 40(39): p. 7644-7658.
- [32] Castro A, Cunha M, Azevedo G, Silva M, Junger W, De Leon A. Effect of air pollution on lung function in school children in Rio de Janeiro, Brazil. Rev. Saude Publica. 2009; 43(1): p. 1-8.
- [33] Valero Santiago AL, Picado Vallés C. Polinosis. Barcelona: Hospital Clínico, Servicio de Neumología y Alergia respiratoria.
- [34] Arruti A, Fernández-Olmo I, Iribien Á. Evaluation of the contribution of local sources to trace metals levels in urban PM_{2.5} and PM₁₀ in the Cantabria region (Northern Spain). Journal of Environmental Monitoring. 2010; 12(7): p. 1451-1458.
- [35] Bode A, Fernández E, Botas A, Riquardo A. Distribution and composition of suspended particulate matter related to a shelf-break saline intrusion in the Cantabrian Sea (Bay of Biscay). Oceanologica. 1990; 13(2).
- [36] Menger W, Schellhaas J. A telemetric study of the secretolytic effect of sea-air on children with bronchial asthma. Praxis und Klinik der Pneumologie. 1980; 34(12): p. 746-9.
- [37] López JM, Callén MS, Murillo R, García T, Navarro MV, de la Cruz MT, et al. Levels of selected metals in ambient air PM₁₀ in an urban site of Zaragoza (Spain). Environmental Research. 2005; 99(1): p. 58-67.
- [38] Dagher Z, Garçon G, Gosset P, Ledoux F, Surpateanu G, Courcot D, et al. Pro-inflammatory effects of Dunkerque city air pollution particulate matter 2.5 in human epithelial lung cells (L132) in culture. J. Applied Toxicology. 2005; 25(2): p. 166-75.