

VARIABILIDAD DEL PM10. MODELOS ESPACIO-TEMPORALES PARA EVALUAR EL IMPACTO DE LA CALIDAD DEL AIRE AL AMPARO DE LA LEGISLACIÓN AMBIENTAL.

Ana Belén Vicente⁽¹⁾, Pablo Juan⁽²⁾, Sergi Meseguer⁽¹⁾, Laura Serra⁽³⁾

- (1) Departamento de Ciencias Agrarias y del Medio Natural, Universidad Jaume I Campus Riu Sec s/n 12071 Castellón.
- (2) Departamento de Matemáticas, Área de Estadística. Universidad Jaume I, Campus Riu Sec s/n 12071 Castellón.
- (3) Departamento de Ciencias Experimentales y de la Salud, Universidad Pompeu Fabra. Dr. Aiguader 88, 08003 Barcelona.

Resumen

Para poder desarrollar Planes de Calidad del Aire es esencial conocer, de manera adecuada, las concentraciones de los diferentes contaminantes. En este contexto, se propone un modelo espacio-temporal de la concentración de PM10 (con base datos de 2006 a 2015) con el fin de comprender la tendencia, conocer la influencia de las variables en el riesgo de exposición, encontrar los datos faltantes para evaluar la calidad del aire y estimar datos para esos sitios donde no están disponibles de este contaminante. El área de estudio se encuentra en la provincia de Castellón. Esta provincia es un área estratégica en el marco del control de la contaminación dentro de la Unión Europea (UE). Es una zona fuertemente industrializada siendo la primera fabricante y exportadora de baldosas cerámicas de la UE. Se establecen tres tipos de estaciones de muestreo en el área de estudio, industrial, urbano y rural, en función de la influencia de las diferentes fuentes antropogénicas de emisión. Se observa una disminución a lo largo del periodo de estudio del nivel de PM10 en el caso de las estaciones de tipo industrial y urbano debido a la reducción de la actividad antrópica por la crisis económica que viene atravesando el país. En el caso de las estaciones rurales, los niveles permanecen constantes. El comportamiento de la tendencia anual del PM10 es trimodal en el caso de estaciones industriales y urbanas, y bimodal en el caso de estaciones rurales. Los picos dependen de las condiciones climáticas generales, que influyen sobre la resuspensión del material mineral, las partículas de transporte largo del norte de África y el aumento de las fuentes antropogénicas cuando se produce un fenómeno de inversión térmica. La normativa de la UE sugiere que son necesarios el 90% de los datos por año para realizar la evaluación calidad del aire. Por lo tanto, se presentan métodos estadísticos de interpolación para completar los datos faltantes. Este estudio también se centra en comprobar la bondad del ajuste de estos métodos para encontrar el que menor error presente en el llenado de vacíos de datos. Se han evaluado tres métodos estadísticos de interpolación: interpolación lineal, interpolación exponencial y suavizado de Kalman. El último método se presenta como la mejor opción. Además, también se constata que el número de datos perdidos y su distribución en el período de estudio son factores importantes a la hora de aplicar correctamente los métodos de interpolación.

Palabras clave: Calidad del aire; PM10; Métodos Estadísticos de Interpolación; Suavizado de Kalman

INTRODUCCIÓN

Debido a la rápida industrialización, se pone de manifiesto que la calidad del aire es un tema primordial para la salud humana. Estudios científicos han establecido la relación entre los contaminantes del aire y numerosos problemas de salud (Pope et al., 1995, Brunekreef y Holgate, 2002, Dockery et al., 2009, Lee et al., 2014). Así pues, la necesidad de mejorar la calidad del aire en términos de reducción de la concentración de estos contaminantes es esencial. Para abordar este problema, es necesario identificar e implementar estrategias de reducción de este tipo de contaminación a largo plazo (Vlachokostas y Moussiopoulos, 2004). De esta manera, la legislación europea proporciona información útil sobre técnicas de evaluación de la calidad del aire, establece valores límite de los contaminantes e insta a desarrollar planes de calidad del aire, en particular a través de la Directiva 2008/50/CE del Parlamento Europeo y del Consejo sobre calidad del aire ambiente y aire más limpio para Europa (modificada por 2015/1480/CE).

Para desarrollar Planes de Calidad del Aire es esencial conocer adecuadamente las concentraciones de los diferentes contaminantes. En un estudio previo (Vicente et al., 2018), ya abordamos uno de los principales problemas a la hora de iniciar un estudio como es estimar el número de puntos de muestreo representativos de cada microambiente en un área estudiada. Ahora, consideramos otro problema. La normativa de la UE (Directiva 2008/50/CE, modificada por 2015/1480/CE) sugiere la necesidad de conocer el 90% de los datos por año y, donde sea posible, se deben aplicar técnicas de modelización para permitir la interpretación de los datos puntuales en términos de distribución geográfica de la concentración. Esto podría servir como base para calcular el riesgo de exposición de la población que vive en el área. Los resultados de la modelización se podrán tener en cuenta para la evaluación de la calidad del aire con respecto a los valores límites.

En este contexto, se presenta un modelo espacio-temporal de la concentración de PM10 para conocer la tendencia y la influencia de las variables en el riesgo de exposición, encontrar los datos faltantes para evaluar la calidad del aire y estimar los datos para los sitios donde no están disponibles. Además, es una herramienta útil para reducir el número de puntos o los días de muestreo cuando no hay suficientes equipos. Esta evaluación es esencial para mejorar las políticas de calidad del aire y los sistemas de alerta.

La falta de datos en estaciones de muestreo en el tiempo hace que sea difícil analizar y administrar los datos. En este trabajo se presentan métodos estadísticos de interpolación para completar dichos datos faltantes además de evaluar el que menor error presente en el llenado de vacíos de datos. Después de compararlos a través del análisis de correlación y verificar gráficamente cómo se complementan las series de acuerdo con el método utilizado, se ha elegido el modelo que mejor se ajusta.

DESCRIPCION DEL ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se encuentra en la provincia de Castellón, en el este de España (Figura 1). la población de esta provincia es de 587.327 habitantes, de los cuales el 30% residen en la capital, el 60% en su área metropolitana y el 85% en la costa (INE 2015, Oficina Estadística Española, www.ine.es). Tiene 6.632 Km² con una densidad de 87,81

habitantes/Km².



Figura 1: Mapa del área de estudio.

En esta zona predomina el clima de tipo Mediterráneo, una variedad de clima subtropical caracterizado por inviernos húmedos y templados, veranos secos y cálidos, y con una temperatura media de alrededor de los 17°C en la zona costera. Las temperaturas son más frías en el interior y las precipitaciones en invierno se presentan en forma de nieve alrededor de 600mm. En la costa, la precipitación anual es de alrededor de 500 mm, siendo abundante en primavera y otoño. El verano está dominado por el anticiclón de Azores (Gangoiti et al., 2001)

Esta área presenta un ambiente atmosférico complejo con un sistema de brisas locales debido a las características geográficas y la proximidad al mar. Estos vientos periódicos mar-tierra han sido ampliamente estudiados por varios autores (Martín et al., 1991; Boix et al., 1995; Millán et al., 2001; Sanfeliu et al., 2002). Así pues, la concentración de los diferentes contaminantes puede verse afectada por fuentes de emisión localizadas fuera del área de estudio diariamente.

Caben destacar como fuente natural de PM10 en esta área la resuspensión de materiales minerales de las montañas circundantes con una cubierta de vegetación pobre debido a la poca lluvia. La erosión del suelo es una preocupación para la calidad del aire ya que es un factor importante en la emisión de materia particulada. El área de estudio, en la provincia de Castellón, se ubica en el contexto geológico de la Cordillera Ibérica (Placa Ibérica), en la parte más oriental de la rama aragonesa, caracterizada por alineamientos estructurales preferentes NW-SE. Los materiales geológicos que predominan son principalmente materiales sedimentarios. En primer lugar, carbonatos (calizas y dolomitas), seguidos de areniscas y lutitas y, en menor medida, yeso. Se debe destacar que hacia la costa existe una considerable extensión de depósitos cuaternarios de origen coluvial y aluvial que forman el gran glacis de La Plana. Por otro lado, de una forma más local y menos extendida, aparecen algunos afloramientos antiguos de rocas metamórficas paleozoicas formadas por pizarras, filitas y esquistos. Por lo tanto, los fenómenos de resuspensión de material particulado mineral en la atmósfera se asociarían principalmente a: arcilla, cuarzo, calcita, dolomita, hematita y minerales de yeso. La baja precipitación favorece el largo tiempo de residencia de las partículas de estos materiales geológicos.

Además, es importante considerar el transporte de materiales de larga distancia desde el Norte de África (Rodríguez et al., 2001, Pérez et al., 2006). Estas intrusiones de polvo influyen en los niveles ambientales de PM10 del área de estudio en alrededor de $2\mu\text{m}/\text{m}^3$ sobre el valor medio anual (Miguillón et al., 2009).

Las principales fuentes de contaminación antropogénica sobre el área de estudio son el tráfico de automóviles de combustión (fuentes móviles) y la actividad industrial (fuentes fijas). En la provincia de Castellón se observa un gran desarrollo urbano e industrial lo que provoca problemas de contaminación del aire. Este hecho ha sido estudiado por diversos autores (Minguillón et al., 2007; Querol et al., 2008). Por lo que, esta región es un área estratégica en el marco del control de la contaminación de la Unión Europea (UE) por ser la primera fabricante y exportadora de baldosas de cerámicas en la UE. Además, destaca por presentar una gran concentración de fábricas en un espacio pequeño. Asimismo, al Este del área de estudio, hay una central eléctrica, una refinería y varias industrias químicas. Estas industrias de forma conjunta contribuyen a la contaminación ambiental en esta área pequeña.

METODOLOGIA

Muestreo

Se utilizan para este trabajo las mediciones de PM10 de 2006 a 2015 realizadas por "Red Valenciana de Vigilancia y Control de la Contaminación Atmosférica" de la "Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural" de la Generalitat Valenciana en la provincia de Castellón. Dichas mediciones se han realizado de acuerdo a la Directiva Europea 2008/50/EC (modificada por 2015/1480/EC) sobre calidad del aire ambiente y aire más limpio para Europa. La ubicación de las localidades de muestreo se presentan en la figura 1. La Tabla 1 muestra las características de las estaciones.

Tabla 1: Características de las estaciones de muestreo.

Estación	Caracter	Coordenadas		Altitud m
		X	Y	
Almassora	Industrial	751.611	4.424.616	27
L'Alcora	Industrial	738.204	4.439.125	160
Onda	Industrial	734.893	4.427.323	163
Vila-real	Industrial	747.285	4.425.370	60
Benicàssim	Urban	250.329	4.438.460	50
Borriana	Urban	750.955	4.419.994	37
Castellón de la Plana	Urban	753.900	4.430.805	18
Morella	Rural	758.888	4.502.629	1.153
Sant Jordi	Rural	277.544	4.492.723	181
Zorita	Rural	739.030	4.513.273	619

Modelos estadísticos

Un problema común que se encuentra a la hora de evaluar la calidad del aire es la escasez o inexistencia de mediciones diarias o históricas. La falta de datos en el análisis de series temporales puede dar lugar a estimaciones sesgadas de la concentración de los contaminantes y llevar a cabo una evaluación errónea de la calidad del aire.

Esta restricción nos lleva a modelizar los datos disponibles mediante el uso de métodos estadísticos con el fin de poder llenar los vacíos de información. Después de probar diferentes alternativas, se enfoca el estudio a tres métodos de interpolación (a) interpolación lineal (LI) (Hazewinkel, 2001), (b) modelo exponencial de promedio móvil ponderado (EWMA) (Enders, 2004) y (c) suavizado de Kalman en modelos de series temporales estructurales (KS-StructTS), ya que fueron los que mejor funcionaron con nuestros datos. El primero se caracteriza por devolver una lista de puntos (x, y) que interpolan linealmente con puntos de datos dados. El segundo reduce las influencias aplicando más peso a los puntos de datos recientes. Además, aborda los dos problemas asociados con el promedio móvil simple, ya que asigna un mayor peso a los datos más recientes y una menor importancia a los datos pasados. El último se ajusta a un modelo estructural para una serie temporal por máxima verosimilitud (Moritz et al., 2015; Hyndmand y Khandakar, 2008; Grewall, 2011).

Para comprender mejor las diferencias entre estos tres métodos, se realizó un análisis de correlación. Realizamos tres gráficos considerando la correlación entre dos métodos cada vez.

Todos los métodos de interpolación han sido realizados por el software gratuito R (R Development Core Team, 2011).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Variabilidad del PM10

Se ha realizado una comparación de los niveles de PM10 en diferentes puntos de la provincia de Castellón. La Figura 2 muestra el diagrama de caja de los datos de toda la estación en el período de estudio (2006-2015). Se observa que las estaciones de tipo industrial presentan niveles más altos que las urbanas o las rurales. Las estaciones rurales tienen la menor concentración de PM10, aunque Zorita, de tipo rural, presenta un valor mayor que el resto de distribuciones. Este hecho justifica el estudio de la tendencia de la concentración de este contaminante para evaluar las variables que le influyen.

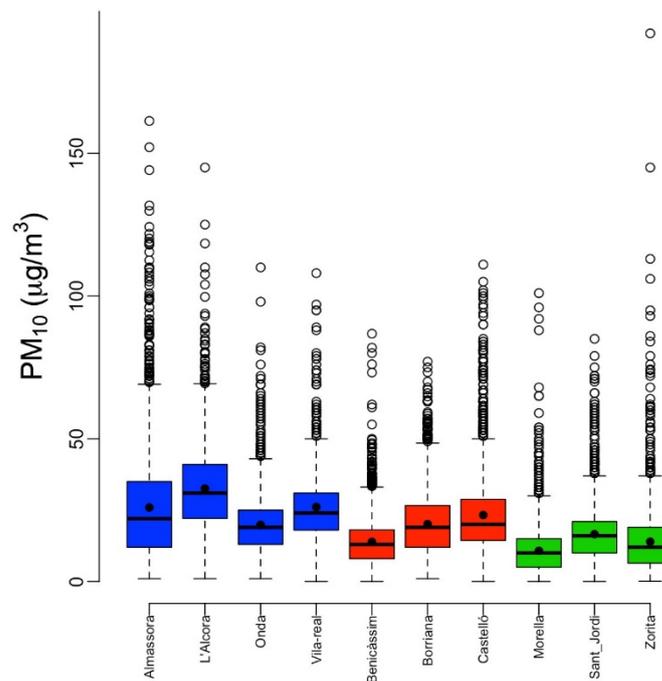


Figura 2: PM10 en las estaciones de muestreo (line negra: mediana; punto negro: media; azul: industrial; rojo: urbano; verde: rural).

Nivel de fondo

Es muy importante conocer el nivel de fondo del área de estudio para poder estimar la contribución de las fuentes antropogénicas. Los datos que se utilizan para estimar este nivel de fondo provienen de estaciones de muestreo ubicadas en zonas rurales a cierta distancia de cualquier fuente de emisión de partículas de tipo antropogénico y de núcleos urbanos. La UE ha establecido algunas estaciones de este tipo en todo su territorio a través del EMEP (Cooperative Programme for the Monitoring and Evaluation of Long Range Transmission of Air Pollutants in Europe). El EMEP es un programa de base científica y basado en políticas de la Convención sobre la contaminación

atmosférica transfronteriza a larga distancia (CLRTAP) para la cooperación internacional a fin de abordar los problemas de contaminación atmosférica transfronteriza. Actualmente hay diez estaciones EMEP operativas en España, distribuidas por todo el país (Querol et al., 2004).

En el área de estudio, la estación de muestreo de Morella presenta las características de estación de fondo según del programa EMEP (ver criterio en Van Dingenen et al., 2004). En el período de estudio, la media anual de PM₁₀ en esta estación oscila entre 8-14 µg/m³. Van Dingenen et al. en 2004 determinó la concentración de fondo continental europeo alrededor de 7 µg/m³ y en el mismo año Querol et al, estudiaron las concentraciones de PM₁₀ en el contexto regional en diferentes estaciones de EMEP en España. Ellos determinaron concentraciones de fondo alrededor de 15 µg/m³ en Galicia, Euskadi y en el centro de España, 17 µg/m³ en Andalucía y 19 µg/m³ en Canarias. Comparando estos datos con la estación Morella, el nivel de fondo detectado en el área de estudio es superior a la concentración de fondo continental europeo y en el mismo rango de las otras regiones de España. Teniendo en cuenta los datos promedio anuales de la región de Castellón, existe una diferencia entre la estación de Morella y las estaciones industriales y urbanas de aproximadamente 15 µg/m³, y 5 µg/m³ de las otras estaciones rurales. Estas diferencias son atribuibles a fuentes de tipo antropogénico.

Variabilidad espacio-temporal

La Figura 3 presenta la concentración media mensual de PM₁₀ de las estaciones según su tipo en el período de estudio (2006-2015) de las mediciones disponibles. Se observa una disminución general de los niveles de concentración de PM₁₀ durante el período de estudio en el caso de las estaciones industriales y urbanas debido a la crisis económica que ha destacado en el periodo estudiado. Hay una reducción notoria de la producción industrial en esta área durante el período de estudio y, en consecuencia, se observa una disminución en el tráfico (tabla 2). Así pues, las principales fuentes de emisión se han reducido repercutiendo en la disminución en los niveles de concentración de PM₁₀. Pero esta reducción no es lineal, se puede observar una oscilación debido a la activación o desactivación de la economía local. Por lo tanto, se espera que cuando aumenten los procesos productivos, se puedan emitir más contaminantes y, en consecuencia, aumenten los niveles de PM₁₀. En el caso de las estaciones rurales, los niveles permanecen constantes durante todo el período de estudio.

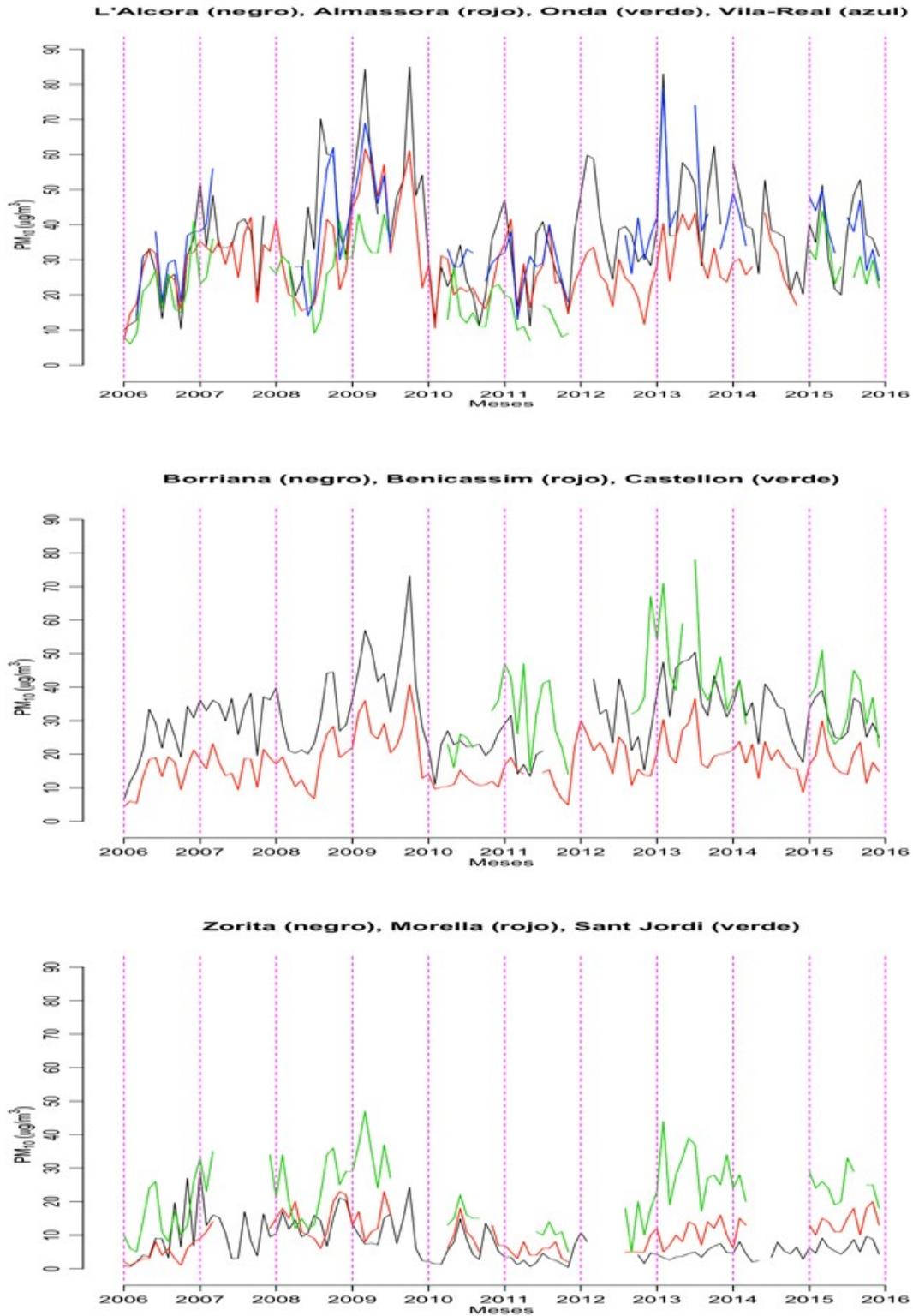


Figura 3: Valores medios mensuales del PM10

Tabla 2: Producción de los procesos industriales cerámicos y tráfico en provincia de Castellón.

Año	Producción* millones de m ²	Consumo de gas* (PCS) GWh	Consumo eléctrico* GWh	Tráfico Acumulado** Vehículos·km
2006	565,8	17947	1358	1.103.316.501
2007	543,8	17294	1305	1.307.931.891
2008	460,5	15438	1104	1.264.157.009
2009	301,7	9616	724	1.085.616.106
2010	340,4	9774	817	1.036.140.610
2011	364,6	10385	1135	1.111.049.389
2012	375,7	10928	1170	1.078.875.454
2013	390,6	11094	1216	1.058.187.852
2014	395,2	11548	1229	1.116.037.075
2015	409,2	11897	1274	1.187.119.651

*Fuente: ASCER (Asociación Española de Fabricantes de Azulejos y Pavimentos Cerámicos) www.ascer.es

**Fuente: Generalitat Valenciana-Conselleria d'Infraestructures i transport (www.gva.es)

Además, en la figura 3, también se observa que el comportamiento anual es trimodal para el caso de estaciones industriales y urbanas, y bimodal en el caso de estaciones rurales. Los dos picos que coinciden en los tres tipos de estaciones se observaron en primavera y verano. En estos meses, las precipitaciones son más escasas y las temperaturas son más altas. Esto lleva a una mayor sequedad del terreno y como consecuencia a un aumento en la resuspensión del sustrato en esta área ya a una mayor detección de partículas en el aire. Además, la capa de mezcla está aumentando y favorece la intrusión de partículas de transporte a larga distancia. El polvo atmosférico en la capa superior tiene la posibilidad de mezclarse hacia abajo (Kubilay y Saydam, 1995). Así pues, la evaluación del PM10 no puede realizarse con un criterio único debido a la existencia del transporte a gran distancia de partículas del Norte de África.

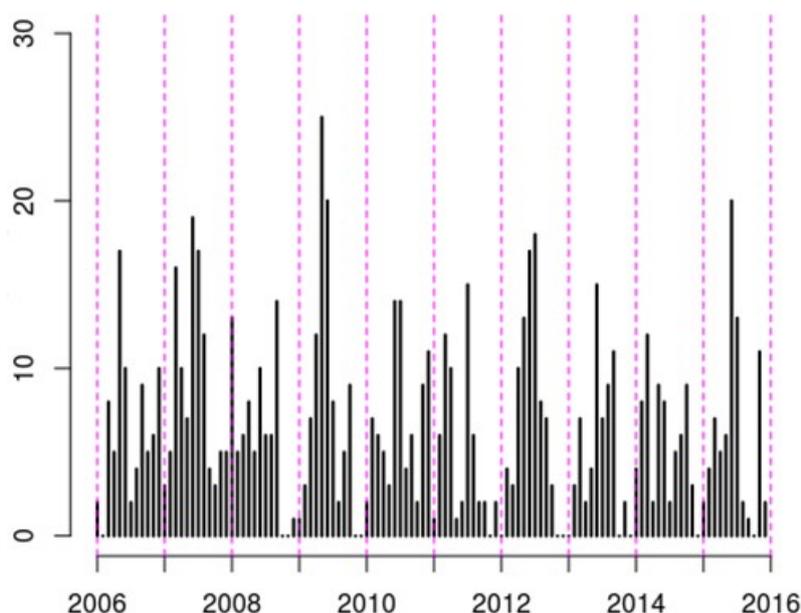


Figura 4: Frecuencia mensual de intrusiones.

La Figura 4 muestra la frecuencia por mes de este fenómeno sobre el área de estudio. Se observa un patrón estacional que es más frecuente de abril a agosto y al final del otoño, coincidiendo con lo observado por Escudero et al. en 2005. Durante estos días, los vientos superficiales introducen partículas minerales en la atmósfera provenientes de los suelos desérticos africanos. Las áreas del Sahara y el Sahel juntas suponen el 99% de las emisiones de polvo en el Norte de África. Sahara emite entre $13,4 \cdot 10^8$ a $15,7 \cdot 10^8$ Tn·año⁻¹, mientras que Sahel $2,3 \cdot 10^8$ a $3,8 \cdot 10^8$ Tn·año⁻¹ (Kim et al., 2017). El 12% de este polvo se transporta al Norte de Europa (D'Almeida, 1986), por lo tanto, alrededor de $2 \cdot 10^8$ Tn·año⁻¹ llegan a la cuenca del Mediterráneo. Este fenómeno produce que el fondo regional de partículas se incremente (Escudero et al., 2007). Querol et al, en 2009 observaron que los niveles medios anuales de PM10 se incrementaron en torno a $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en las redes de calidad del aire del Mediterráneo oriental y de 2 a $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en el Mediterráneo occidental.

El tercer pico, que se observa en las estaciones industriales y urbanas, se detecta en invierno. Durante esta estación se produce el fenómeno de inversión térmica que estabiliza la masa de aire, lo que reduce la turbulencia y la mezcla (Janhäll et al., 2006). Bajo estas condiciones, los contaminantes emitidos se acumulan y su concentración aumenta. Además, este pico también está influenciado por el uso de la calefacción doméstica, variable depende del número de habitantes de cada zona, por lo que no se observa en las áreas rurales que presentan una menor densidad poblacional.

Modelos estadísticos

Como se ha dicho anteriormente, la normativa de la UE (Directiva 2008/50/CE, modificada por 2015/1480/CE) sugiere que es necesario conocer el 90% de los datos por año para realizar la evaluación de la calidad del aire de una manera rigurosa. Por esta razón, formular un modelo estadístico para estimar los datos faltantes es una necesidad. Se han desarrollado así los métodos de interpolación antes descritos con el fin de obtener los datos faltantes.

La Figura 5 muestra la correlación entre los métodos de interpolación dos a dos. Los puntos negros muestran la correlación entre la interpolación lineal y EWMA; los puntos rojos entre la interpolación lineal y Kalman Smoothing y los puntos verdes entre EWMA y suavizado de Kalman. Aun no observándose grandes diferencias entre ellos, el método EWMA es el que difiere más de los otros dos. En particular, al analizar el coeficiente de correlación, aunque todos son estadísticamente significativos, el valor más alto corresponde al par entre la interpolación lineal y el suavizado de Kalman.

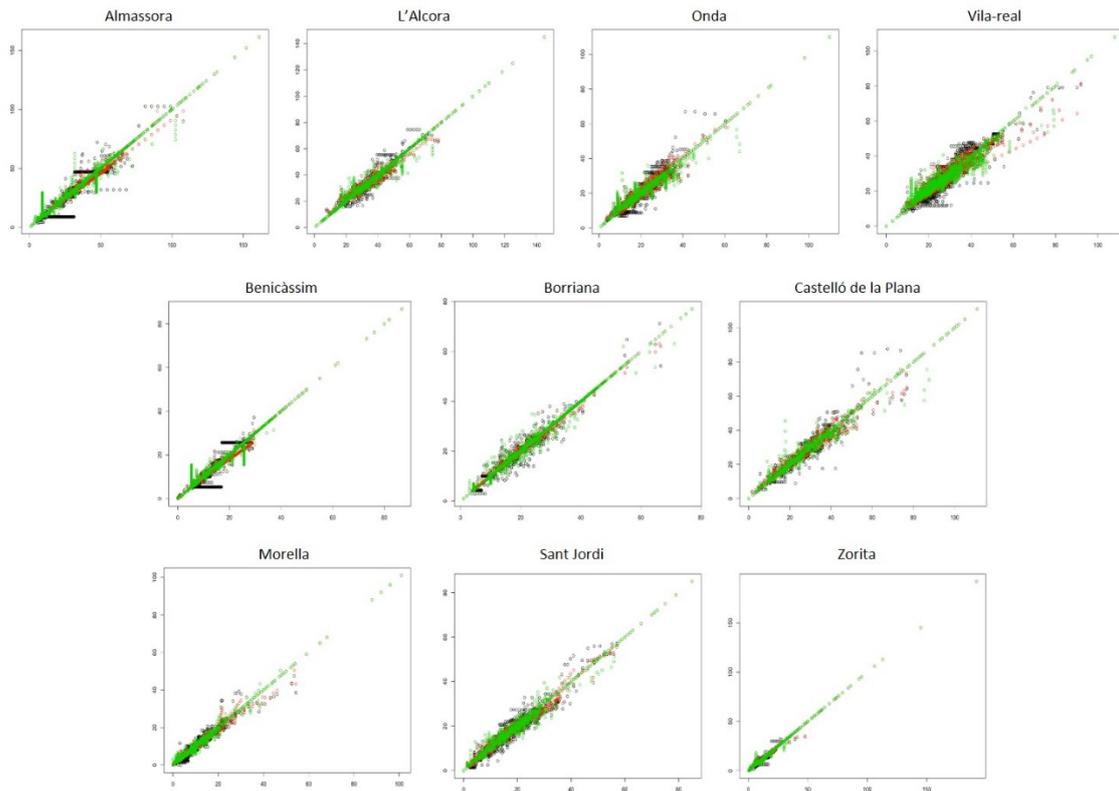


Figura 5: Correlación entre los tres métodos de interpolación. Negro: correlación LI y EWMA, Roja: correlación LI y KS-StructTS, Verde: correlación EWMA y KS-StructTS

Además, la figura 6, que representa tanto el gráfico inicial con datos faltantes como el que rellena los huecos usando un método de interpolación, sugiere que Kalman Smoothing suele ser la mejor opción para la imputación, ya que es el que mejor recoge las variaciones entre uno y otro. brecha y otro. El método lineal solo se basa en imputar los datos siguiendo una línea recta. Cuando el número de datos faltantes es alto, este método no es muy preciso. Los otros dos métodos intentan imputar los datos faltantes considerando toda la serie y esto conduce a una mejor aproximación y a un mejor ajuste.

Sin embargo, la bondad del ajuste de los métodos de interpolación depende del número de valores perdidos de la serie. la Tabla 3, que muestra el número de valores perdidos para cada estación, da una idea de qué estaciones se rellenarán mejor. Es obvio, que cuando hay menos valores perdidos, el ajuste es mejor. Este es el caso de Vila-real. Además, si los valores faltantes se distribuyen durante todo el período de estudio, la bondad del ajuste es mejor. En contra, si son consecutivos, el método de interpolación no presenta un buen ajuste. Este es el caso de Castellón de la Plana, en el primer año el ajuste es peor que el anterior.

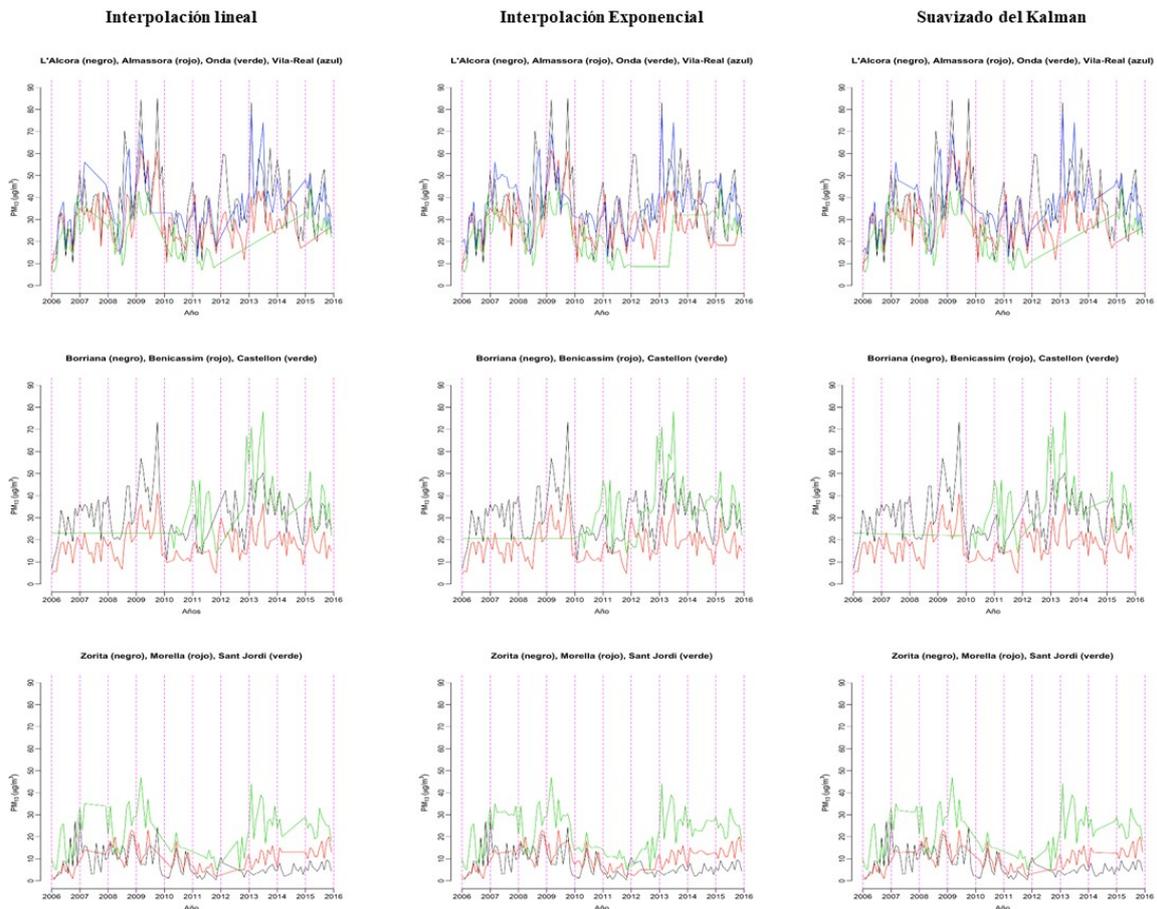


Figure 6: Representación de los datos imputados según los 3 métodos de interpolación y considerando grupos de estaciones (industrial, urbano y rural).

Tabla 3: Número de datos perdidos por estación

Estación	N(%)
Almassora	784(21,5)
L'Alcora	477(13,1)
Onda	813(22,3)
Vila-real	1912(52,4%)
Benicàssim	710(19,4)
Borriana	498(13,6)
Castellón de la Plana	686(18,8)
Morella	651(17,8)
Sant Jordi	920(25,2)
Zorita	476(13%)

CONCLUSIONES

Se ha evaluado la variabilidad del PM10 a través de series temporales de datos diarios (2006-2015) en la provincia de Castellón. Se han estudiado 10 estaciones de muestreo con diferentes características 4 de ellas con carácter industrial, 3 urbanas y 3 rurales. En general, las estaciones industriales presentan niveles más altos de PM10 que las demás. Las estaciones rurales muestran los niveles más bajos, aunque la estación Zorita presenta un valor más alto que la distribución total. Hay dos tipos de fuentes de emisión que influyen en cada estación, fuentes naturales y antropogénicas. Las fuentes naturales son la resuspensión de material mineral de las montañas circundantes y la intrusión de partículas desde el Norte de África. En referencia al nivel de fondo del PM10 en el área de estudio, se ha encontrado una diferencia de $15\mu\text{g}/\text{m}^3$ entre las estaciones rurales y las estaciones industriales y urbanas. Esta diferencia es atribuible a las fuentes antropogénicas locales. Las principales fuentes antropogénicas son del tráfico y la actividad industrial. Esta región es la primera fabricante y exportadora de baldosas cerámicas en la UE.

En el período de estudio (2006-2015) se observa una disminución de los niveles de PM10 en las estaciones de tipo industrial y urbana debido a la reducción de las emisiones de fuentes antropogénica como consecuencia de la disminución de los procesos productivos por la crisis económica que ha ido atravesando el país desde 2007. En el caso de las estaciones rurales, los niveles permanecen constantes durante todo el período de estudio. El comportamiento anual del PM10 es trimodal para el caso de las estaciones industriales y urbanas, y bimodal en el caso de las estaciones rurales. Los picos dependen de las condiciones climáticas generales, que influyen sobre la resuspensión del material mineral, las partículas de largo transporte del norte de África y el aumento de las fuentes antropogénicas cuando se produce el fenómeno de inversión térmica.

Por otro lado, se presenta un modelo espacio-temporal de las concentraciones de PM10 para evaluar adecuadamente la calidad del aire en el área de estudio. Se han evaluado tres métodos de interpolación. El suavizado de Kalman es en general la mejor opción. Además, el número de datos perdidos y su distribución en el período de estudio son factores importantes para poder aplicar los métodos de interpolación correctamente.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer a la "Red Valenciana de Vigilancia y Control de la Contaminación Atmosférica" de la "Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural, Generalitat Valenciana" la cesión de datos de concentración de la contaminación del aire. Muchas gracias al Dr. Aragón, investigador de la Universidad Jaume I, por desarrollar el mapa SIG.

REFERENCIAS

Boix, A., Company, V., Jordán, M.M., Sanfeliu, T., 1995. Vectorial model to study the local breeze regimen and its relationship with SO₂ and particle matter concentrations in the urban area of Castellón, Spain. *The Science of the Total Environment* 172, 1-15.

- Brunekreef, B. and Holgate, S.T. 2002. Air pollution and Health. *Lancet* 360, 1233-1242.
- D'Almeida, G.A., 1986. A model for Saharan dust transport. *Journal of Applied Meteorology* 25 (7), 903–916.
- Dockery, D.W. 2009. Health effects of particulate air pollution. *Annals of Epidemiology* 19, 257-263.
- Enders, W.2004. *Stationary Time-Series Models. Applied Econometric Time Series (Second ed.)*. New York: Wiley. pp.48–107. ISBN 0-471-45173-8
- Escudero, M., Castillo, S., Querol, X., Avila, A., Alarcon, M., Viana, M.M., Alastuey, A., Cuevas, E. 2005. Wet and dry African dust episodes over Eastern Spain. *Journal of Geophysical Research*;110, D18S08, doi: 10.1029/2004JD004731.
- Escudero, M., Querol, X., Pey, J., Alastuey, A., Pérez, N., Ferreira, F., Alonso, S., S. Rodríguez, S., Cuevas, E. 2007. A methodology for the quantification of the net African dust load in air quality monitoring networks. *Atmospheric Environment* 41, 5516–5524.
- European Council Directive 2008/50/EC of 21st May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe. *Official Journal of the European Union* L152, 11th June, 2008, 1-44.
- Gangoiti, G., Millán, M. M., Salvador, R., Mantilla, E. 2001. Long-range transport and recirculation of pollutants in the western Mediterranean during the project Regional Cycles of Air Pollution in the West-Central Mediterranean Area. *Atmospheric Environment* 35, 6267–6276.
- Grewal, M. S. 2011. Kalman filtering. In: Lovric, M., Ed. *International Encyclopedia of Statistical Science*. Springer Berlin Heidelberg, 705-708.
- Hazewinkel, M. ed. 2001 [1994]. Linear interpolation. *Encyclopedia of Mathematics*. Springer Science+Business Media B.V. / Kluwer Academic Publishers, ISBN978-1-55608-010-4
- Hyndman, R.J. and Khandakar, Y. 2008. Automatic time series forecasting: the forecast package for R. *Journal of Statistical Software*, 26(3).
- Janhäll, S., Olofson, K.F.G., Andersson, P.U., Pettersson, J.B.C., Hallquist, M. 2006 Evolution of the urban aerosol during winter temperature inversion episodes. *Atmospheric Environment* 40: 5355-5366.
- Kim, D.; Chin, M.; Remer, L.A.; Diehl, T.; Bian, H.; Yu, H.; Brown, M.E.; Stockwell, W.R. 2017. Role of surface wind and vegetation cover in multi-decadal variations of dust emission in the Sahara and Sahel. *Atmospheric Environment* 148, 282-296.
- Kubilay, N. and Saydam, A.C. 1995. Trace elements in atmospheric particulate over the eastern Mediterranean; concentrations, sources and temporal variability. *Atmospheric Environment* 29, 1352-1310.
- Lee, J.Y., Lee, S.B., Bae, G.N. 2014. A review of the association between air pollutants

exposure and allergic diseases in children. *Atmospheric Pollution Research* 5, 616-629.

Martín, M., Plazas, J., Andrés, M.D., Bezares, J.C., Millán, M.M., 1991. Comparative study of seasonal air pollutant behaviour in a Mediterranean coastal site: Castellón (Spain). *Atmospheric Environment* 25A, 1523-1535.

Minguillón, M.C., Querol, X., Alastuey, A., Monfort, E., Mantilla, E., Sanz, M.J., Sanz, F., Roig, A., Renal, A., Felis, C., Miró, J.V., Artiñano, B., 2007. PM10 speciation and determination of air quality target levels. A case study in a highly industrialized area of Spain. *Science of the Total Environment* 372, 382-396.

Miguillón, M.C., Monfort, E., Querol, X., Alastuey, A., Celades, I., Miró, J.B., 2009. Effect of ceramic industrial particulate emission control on key components of ambient PM10. *Journal of Environmental Management* 90, 2558-2567

Millán, M.M., Artiñano, B., Alonso, L., Navazo, M., Castro, M., 2001. The effect of meso-scale flows on regional and long-range atmospheric transport in the western Mediterranean area. *Atmospheric Environment* 25A (5/6), 946-963.

Moritz, S., Sardá, A., Bartz-Beielstein, T., Zaeffere, M., Stork, J. 2015. Comparison of different methods for univariate time series imputation in R. arXiv preprint arXiv 1510.03924

Pérez, C., Nickovic, S., Baldasano, J.M., Sicard, M., Rocadenbosch, R., 2006. A long Saharan dust event over the western Mediterranean: Lidar sun photometer observations, and regional dust modeling. *Journal of Geophysical Research* 111, D15214. doi:10.1029/2055JD006579.

Pope, C.A., Dockery, D.W., Schwartz, J. 1995. Review of epidemiological evidence of health effects of particulate air pollution. *Inhalation Toxicology* 7, 1-18.

Sanfeliu, T., Jordán, M.M., Gómez, E.T., Álvarez, C., Montero, M.A., 2002. Distribution of the atmospheric emissions of Spanish ceramics industries. *Environmental Geology* 41, 601-607.

Querol, X., Alastuey, A., Rodríguez, S., Viana, M.M., Artiñano, B., Salvador, P., Mantilla, E., García de los Santos, S., Fernandez-Patier, de la Rosa, J., Sanchez de la Campa, A., Menéndez, M., Gil, J.J. 2004. Levels of particulate matter in rural, urban and industrial sites in Spain. *Science of the Total Environment* 334-335: 359-376.

Querol, X., Alastuey, A., Moreno, T., Viana, M.M., Castillo, S., Pey, J., Rodríguez, S., Artiñano, B., Salvador, P., Sánchez, M., Garcia Dos Santos, S., Herce Garraletac, M.D., Fernandez-Patier, R., Moreno-Graud, S., Negrald, L., Minguillón, M.C., Monfort, E., Sanz, M.J., Palomo-Marín, R., Pinilla-Gil, E., Cuevas, E., de la Rosa, J., Sánchez de la Campa, A., 2008. Spatial and temporal variations in airborne particulate matter (PM10 and PM2.5) across Spain 1999-2005. *Atmospheric Environment* 42, 3964-3979.

Querol, X., Pey, J., Pandolfi, M., Alastuey, A., Cusack, M., Pérez, N., Moreno, T., Viana, N., Mihalopoulos, N., Kallos, G., Kleanthous, S. 2009. African dust contributions to mean ambient PM10 mass-levels across the Mediterranean basin. *Atmospheric Environment*, 43:4266-77.

R Development Core Team, 2011. R: a Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. <http://www.r-project.org/>.

Rodríguez, S., Querol, X., Alastuey, A., Kallos, G., Kakaliagou, O. 2001. Saharan dust contributions to PM10 and TSP levels in Southern and Eastern Spain. *Atmospheric Environment* 35, 2433-2447.

Van Dingenen, R., Raes, F., Pataud, J.P., Baltensperger, U., Charron, A., Facchini, M.C., Decesari, S., Fuzzi, S., Gehrig, R., Hansson, H.C., Harrison, R. M., Hüglin, C., Jones, A. M., Laj, P., Lorbeer, G., Maenhaut, W., Palmgren, F., Querol, X., Rodríguez, S., Schneider, J., Tunved, P., Brink, H., Torseth, K., Wehner, B., Weingartner, E., Wiedensohler, A., Wahlin, P. 2004. A European aerosol phenomology-1: physical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe. *Atmospheric Environment*, 38, 2561-2577.

Vlachokostar, Ch., Moussiogoulos, N. 2004. The multi-pollutant cost-effectiveness emission reduction problem. CD-ROM Edition. Proceedings of the 7Th International Conference on Protection and Restoration of Environment, Mykonos, Greece, 28 June-1July of 2004.

Vicente, A.B., Juan, P., Meseguer, S., Díaz-Ávalos, Serra, L. 2018. Variability of PM10 in industrialized-urban areas. New coefficients to establish significant differences between sampling points. *Environmental Pollution* 234, 969-978.