

La contraposición en la distribución espacial de dos contaminantes en el aire urbano de Madrid: un análisis basado en geotecnologías

M. R. Cañada Torrecilla¹, A. Moreno Jiménez¹

¹Departamento de Geografía, Universidad Autónoma de Madrid. C/ Francisco Tomás y Valiente 1, 28049 Madrid.

rosa.canada@uam.es, antonio.moreno@uam.es

RESUMEN: Dos de los contaminantes más significativos de la calidad del aire urbano son el dióxido de nitrógeno y el ozono troposférico, ya que ocasionan problemas de incumplimiento de normativa y de salud en los ciudadanos. El hecho de que uno de los precursores del ozono sean los óxidos de nitrógeno anticipa una relación espacial negativa entre ambos contaminantes. El objetivo principal de este trabajo estriba en comparar el patrón espacial de ellos en la ciudad de Madrid a fin de mostrar y medir dicha relación. A tal fin, se utilizan datos observados en las estaciones y estimados para toda la ciudad con técnicas de interpolación espacial. Mediante diversas herramientas estadísticas, gráficas y mapas se desvela y confirma la intensidad y el sentido de la relación hipotetizada. Con ello se aporta luz adicional sobre los síndromes de contaminación que en la compleja atmósfera urbana afloran.

Palabras-clave: interpolación, SIG, calidad del aire urbano, contaminación atmosférica, dióxido de nitrógeno, ozono, Madrid.

1. INTRODUCCIÓN

De todos los contaminantes los más problemáticos para la atmósfera urbana, y por lo tanto para la salud de sus habitantes, son el ozono troposférico (O₃) y el dióxido de nitrógeno (NO₂). La exposición a los mismos puede acarrear consecuencias que van desde leves efectos en el sistema respiratorio a alergias o incluso mortalidad prematura (van Zelm *et al.*, 2008; Wu *et al.*, 2012). Pero el ozono, además, causa daños en las plantas, disminuye el rendimiento de los cultivos (Dingenen *et al.*, 2009; Felzer *et al.*, 2007), el crecimiento de los bosques (Fishman *et al.*, 2010; Gottardini *et al.*, 2010, Loibl *et al.*, 2004) y daña los materiales (EEA, 2014).

Es sabido que el ozono troposférico puede ser de origen natural o producto de las actividades humanas. De manera natural, puede proceder de modo directo de intrusiones del ozono de la estratosfera (Song *et al.*, 2011), de las descargas eléctricas de las tormentas, que alteran el oxígeno atmosférico, o de emisiones procedentes de hechos naturales como la vegetación, los volcanes y las fermentaciones (Díaz y Linares, 2005). Pero la principal fuente del ozono troposférico es la de origen antropogénico, siendo en este caso un contaminante secundario, que se forma en la atmósfera mediante una serie de reacciones químicas entre contaminantes primarios, llamados precursores, como los óxidos de nitrógeno (NO_x), monóxido de carbono (CO) y los compuestos orgánicos volátiles (COV) en unas condiciones de alta temperatura e insolación. Por otra parte, la mayoría de los NO_x existentes en el aire de las ciudades son de origen antrópico y proceden de la combustión de materiales orgánicos tanto en fuentes estáticas (calefacciones, procesos industriales y centrales térmicas) como en fuentes móviles (vehículos de gasolina y diésel). Los COV están fundamentalmente constituidos por hidrocarburos (benceno, tolueno) y por derivados de la combustión incompleta de éstos (alcanos, alquenos, aromáticos, alcoholes y algunos compuestos clorados).

De manera simplificada, el proceso de producción del ozono se inicia al reaccionar el dióxido de nitrógeno con luz solar de longitud de onda inferior a 400 nm (1 nm = 10⁻⁹ m), según el siguiente proceso: NO₂ + luz → NO + O, el oxígeno atómico así formado reacciona rápidamente con el oxígeno del aire para formar ozono, O + O₂ → O₃. Por otro lado, en entornos urbanos contaminados el NO recién emitido puede combinarse inmediatamente con el ozono reduciendo sus concentraciones en el ambiente, según la siguiente reacción: NO + O₃ → NO₂ + O₂ (Díaz y Linares, 2005). Esto hace que normalmente los máximos de ozono no se den en el centro de las ciudades sino en los parques y en la periferia de las mismas, como ocurre en el

municipio de Madrid, allí donde son menores las emisiones a la atmósfera de NO_x. Debido a este proceso, una reducción de las emisiones de NO_x en las ciudades puede dar lugar a un aumento de las concentraciones de ozono. En estos casos son los COV los que deberían controlarse y de hecho así se está haciendo en los países de la Unión Europea.

No se debe olvidar además el papel que tiene el ozono troposférico como gas de efecto invernadero ya que absorbe la radiación de onda larga y contribuye al calentamiento del planeta (EEA, 2014).

En Europa, de manera global, las emisiones de los precursores del ozono, NO_x y COV, están descendiendo, sin embargo los niveles de ozono se están incrementando, quizás debido a la multitud de factores que intervienen en el proceso de formación del ozono y a que no hay una relación lineal entre éste y sus precursores (Lin *et al.*, 1988).

Este trabajo tiene como primer objetivo determinar la forma e intensidad de la relación espacial entre niveles de concentración del NO₂ y del O₃ en la atmósfera de Madrid y, en segundo, comparar los patrones de ambos contaminantes en la ciudad y caracterizar sus similitudes y diferencias. A tal fin se desarrollará un análisis espacial, estadístico y cartográfico, a través dos aproximaciones: con datos directos obtenidos en las estaciones y con datos interpolados espacialmente a partir de aquéllos. Con ello se trata de establecer el grado de coincidencia o divergencia entre ambos contaminantes y valorar la fidelidad con la que la relación observada en la muestra espacial de los observatorios se reproduce en el patrón estimado para toda la ciudad.

2. ANTECEDENTES Y ESTADO DE LA CUESTIÓN

Nuestro trabajo se inserta en la línea de investigación calidad del aire urbano, en la que llevamos trabajando desde 2012 en el proyecto Contaminación atmosférica urbana y justicia ambiental: metodología de evaluación y estudio de casos con sistemas de información geográfica. La contaminación del aire urbano es un problema global que está siendo estudiado con diferentes métodos en varias partes del mundo. Nuestros primeros estudios versaban sobre las diferencias obtenidas en la estimación de datos de contaminación (NO₂, PM₁₀, O₃) en función de las técnicas de interpolación utilizadas (Cañada, 2012; Cañada *et al.*, 2014). Con posterioridad se ha abordado el estudio de riesgos de superar los umbrales de contaminación establecidos por la legislación europea (Cañada *et al.*, 2014).

Dentro de la contaminación por ozono, muy frecuente en las grandes ciudades y áreas rurales, destacan estudios en Estados Unidos (Vukovich *et al.*, 2002), Europa (Solberg *et al.*, 2008) y Asia (Saini *et al.*, 2008). En los países que bordean el Mediterráneo, donde el clima es más cálido y existen elevadas tasas de radiación solar, en combinación con abundancia de precursores de ozono, se favorece más la generación de ozono (Gerasopoulos *et al.*, 2006). En la Península Ibérica destacan varios estudios sobre el noreste de Portugal (Carvalho *et al.*, 2010), suroeste de la Península Ibérica (Adame *et al.*, 2010; Notario *et al.*, 2012), sobre el centro (Palacios *et al.*, 2002; Sánchez *et al.*, 2007) o sobre Cataluña (Felipe-Sotelo *et al.*, 2006). La mayoría de estos estudios analizan las concentraciones de ozono y de sus precursores viendo su evolución temporal o su relación con variables climáticas.

En otras ocasiones se examina la relación entre O₃, NO₂ y NO, como en el artículo de Clapp y Jenkin (2001) sobre el Reino Unido, entre NO_x, O₃ y NO₃ en las proximidades de las autopistas en la costa este de Estados Unidos (Song *et al.*, 2011), entre ozono y partículas en suspensión en Hong Kong (Liu y Sen Roy, 2014), entre O₃, NO₂ y CO en la región semiárida de Agra, en la India (Saini *et al.*, 2008), o incluso entre O₃ y NO₂ en los estados de Baden-Württemberg y Baviera en la RFA (Scholz y Rabl, 2006). Algunas de estas relaciones son negativas como la obtenida por nosotros en Madrid. Lo novedoso de nuestra investigación es la utilización de Sistemas de Información Geográfica para plasmar espacialmente esas relaciones.

3. DATOS Y MÉTODOS

El ámbito de estudio se sitúa en el municipio de Madrid, en concreto al área urbana poblada (AUP), que es la zona donde hay presencia habitual de residentes y donde se han excluido las grandes áreas de uso industrial y de transporte (figura 1). Ello se consiguió a partir de una labor de interpretación de imágenes aéreas (Plan Nacional de Ortofotografía Aérea del Instituto Geográfico Nacional) y de cartografía de usos del suelo (Corine LandCover, 2006).

Los datos de *contaminación del aire* proceden de 24 estaciones de la red automática de vigilancia de la calidad del aire del Ayuntamiento y de 8 estaciones de la red de la Comunidad de Madrid para el caso del NO₂. Las estaciones de ozono han sido 22. Se ha tenido que recurrir a estaciones situadas en municipios limítrofes, para mejorar la cobertura del muestreo espacial (figura 1). Estas últimas sólo se han utilizado para la interpolación, con el fin de generar valores en espacios que no tenían información directa.

Las variables ambientales seleccionadas ha sido la concentración media anual de NO₂ del año 2010 y el número de días en que se superan los 120 µg/m³ como media octohoraria máxima en un día, expresado como promedio de tres años (2010-2012). Procede recordar que el nivel medio anual admisible por la legislación española y europea se sitúa en 40 µg/m³ para el NO₂ y el límite legal para el ozono es de 25 días.

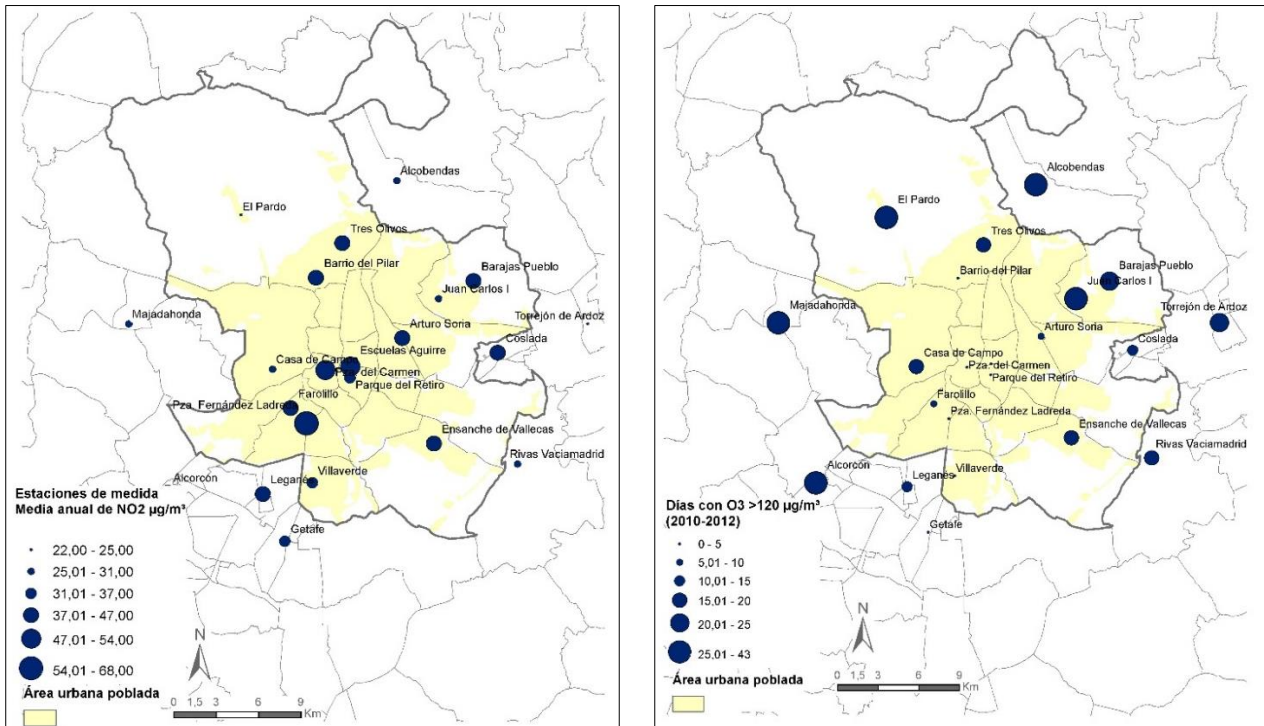


Figura 1. Indicadores de NO₂ y O₃ por estaciones en Madrid y su entorno.

Como los datos de las estaciones de contaminación no están distribuidos de manera homogénea y quedan amplios espacios sin cubrir, se ha tenido que recurrir a técnicas de interpolación espacial. En trabajos previos hemos comparado los resultados alcanzados con la utilización de los diferentes métodos de interpolación, analizado las diferencias y similitudes que emergen en los patrones espaciales obtenidos con las distintas técnicas, valorado su grado de confianza y dirimido cuáles son los más adecuados, teniendo en cuenta criterios estadísticos y geográficos (Cañada *et al.*, 2014).

Tabla 1. Parámetros utilizados en la interpolación y bondad de ajuste del modelo.

Modelo	Parámetros	Contaminantes	
		NO ₂	O ₃
IDW anisotrópico	Nº vecinos	7/4	5/2
	Valor p	1,85	1
	Búsqueda vecindad	Elipse, 4 partes, 45°, 9000/4000	Elipse, 4 partes, 45°, 9000/4000
	Ángulo	34	30
Bondad de ajuste	Media errores (mean error)	2,19	-1,68
	Error cuadrático medio (RMSE)	9,2	8,52

La aplicación de estas técnicas se ha realizado con ArcGIS 10.1 (*Geostatistical Analyst*). En ambos casos, el análisis se ha iniciado con los parámetros por defecto que presentaba el programa, para variarlos en repetidas iteraciones hasta alcanzar los menores errores en la predicción: el *mean error* (ME), media de los errores próxima a 0, el *root mean square error* (RMSE), error cuadrático medio más bajo.

Las soluciones finalmente retenidas y presentadas aquí se obtuvieron con el método IDW en su

modalidad anisotrópica, *i.e.* usando, a la hora de seleccionar los puntos muestrales para interpolar en cada lugar, una vecindad de forma elíptica, con el tamaño, la orientación, número de cuadrantes, número de vecinos y valor del exponente más idóneos (véase tabla 1). Una vez obtenidas las capas estimadas de ambos indicadores se convirtieron a raster con una resolución de 50 metros y se recortaron para ajustarlas al ámbito de la AUP.

Los análisis estadísticos se han realizado con el sistema NCSS.

4. ANÁLISIS DE RESULTADOS

4.1. Características del O₃ y NO₂ a partir de los datos observados en las estaciones y relación entre ambos contaminantes

Los estadísticos descriptivos de ambos contaminantes aparecen reflejados en la tabla 2. El número medio de días en que se superan los 120 µg/m³ de ozono asciende a 15 aunque se alcanzan los 43 en Majadahonda, municipio periférico a Madrid. Son las estaciones suburbanas (Juan Carlos I, El Pardo) y estaciones limítrofes a Madrid (Alcobendas, Majadahonda) las que rebasan el umbral de los 25 días como promedio entre 2010-2012, límite fijado por la legislación, situándose a la derecha de la barra vertical roja que indicaría el límite legal (figura 2 izqda.). Se trata de una distribución con asimetría positiva, la mayoría de estaciones, de tráfico y de fondo urbano, se concentran a la izquierda de la distribución, algunas con cifras entre 0 y 3 días, como Fernández Ladreda o Escuelas Aguirre.

Tabla 2. Estadísticos descriptivos de O₃ (2010-2012) y de NO₂ (2010) observados en las estaciones de Madrid y su entorno.

<i>Estadísticos descriptivos</i>	<i>Datos observados O₃</i>	<i>Datos observados NO₂</i>
Media	15,20	41,8
Desviación típica	11,65	10,2
Máximo	43,0	68
Mínimo	0,0	22
Amplitud	43,0	46
n	22	32

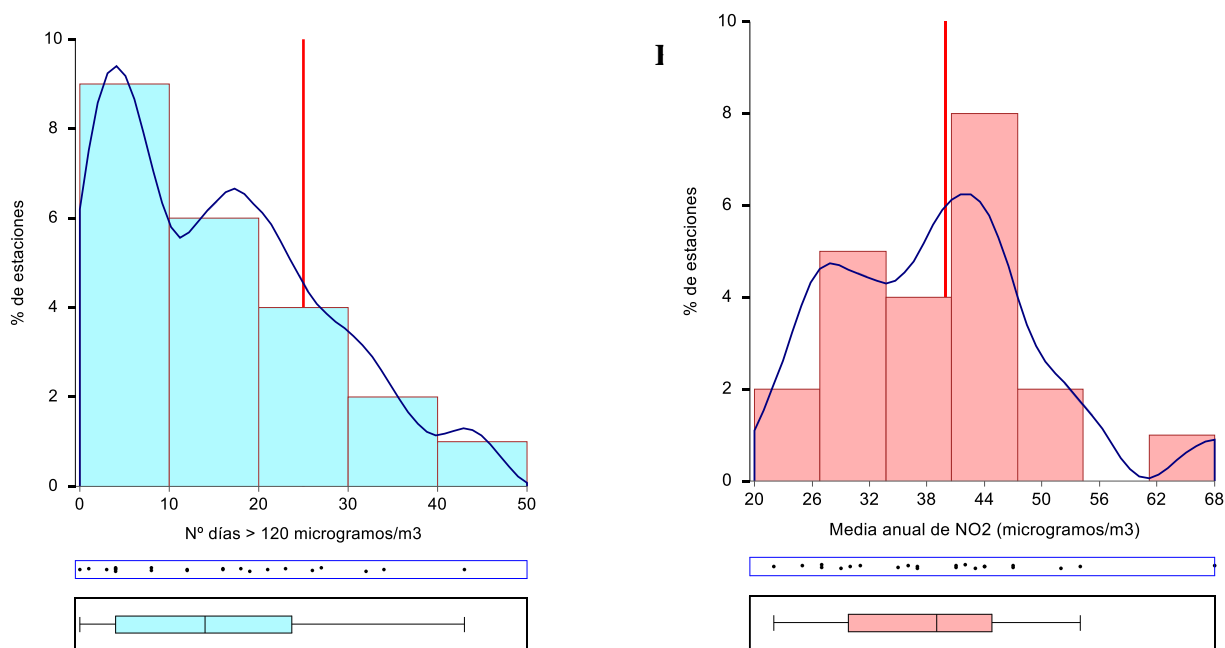


Figura 2. Histograma de O₃ (izqda.) y de NO₂ (dcha.) en las estaciones de Madrid y su entorno
Nota: La línea vertical marca el límite normativo.

En cuanto a los valores de NO₂ todas las estaciones de tráfico y de fondo urbano superan los 40 µg/m³, valor límite anual permitido por la ley. Las cifras oscilan entre un máximo de 68 µg/m³ y un mínimo de 22 µg/m³ (tabla 2). Los valores más altos se registraron en puntos del eje Castellana-Recoletos hacia el sur y Glorieta de Fernández Ladreda. Únicamente algunas estaciones suburbanas, Retiro y estaciones de municipios periféricos a Madrid, mantienen niveles inferiores al valor límite anual (figura 2 dcha.).

Con las estaciones que poseían simultáneamente datos de dióxido de nitrógeno y de ozono, se ha estudiado la relación entre ambos contaminantes. Como era de esperar existe una correlación negativa entre los dos indicadores. El coeficiente de correlación de Pearson obtenido es -0,68 y es significativo al nivel 0,01 (bilateral). El mejor ajuste se ha obtenido con una curva polinómica de tercer grado, llegando a explicar el 51,56% de la varianza (figura 3). Se puede afirmar, pues, que existe una dependencia funcional entre los datos observados de ozono y de su precursor, el NO₂, pero no parece de tipo lineal.

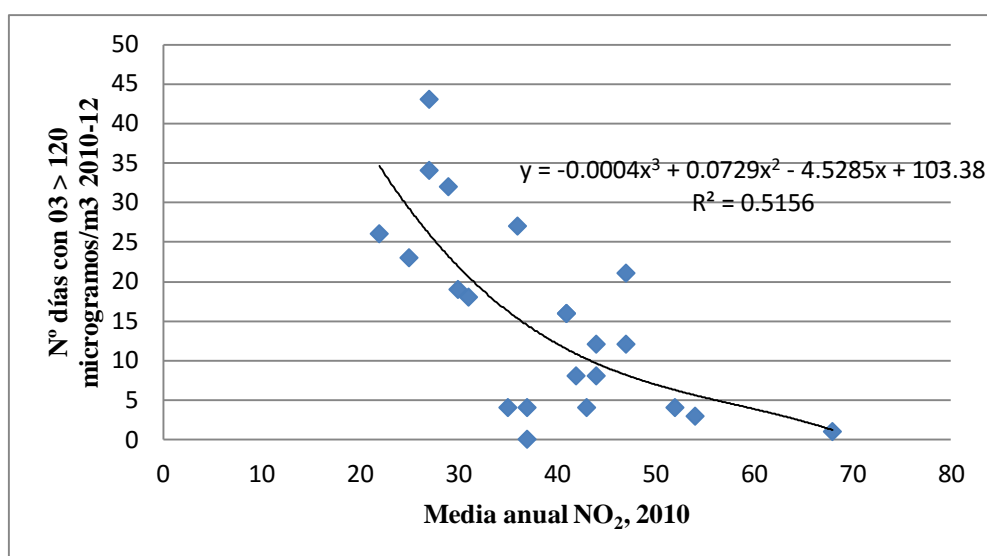


Figura 3. Diagrama de dispersión y ajuste de tendencia entre indicadores NO₂ y O₃ por estaciones en Madrid y su entorno.

4.2. Características de los datos estimados de O₃ y de NO₂ y análisis de sus patrones espaciales

Como resultado del modelado de las dos variables con el método de interpolación *media ponderada por el inverso de la distancia* (IDW) se han obtenido unos valores estimados para el AUP recogidos en la tabla 3. La media y el valor máximo estimado de O₃ son un poco menores que los valores observados (tabla 2). Sin embargo existe gran coincidencia entre valores estimados y observados de NO₂. En cuanto a su distribución de frecuencias presentan histogramas algo diferentes (figura 4), pero con algunas similitudes también tales como la repetición de la asimetría positiva en el O₃ o la forma más triangular en el NO₂.

Tabla 3. Estadísticos descriptivos de O₃ (2010-2012) y de NO₂ (2010) estimados para el AUP de Madrid.

Estadísticos descriptivos	Datos estimados	
	O ₃	NO ₂
Media	13,15	43,06
Desviación típica	5,6	5,29
Máximo	33,8	67,97
Mínimo	0	22
Amplitud	33,8	45,97

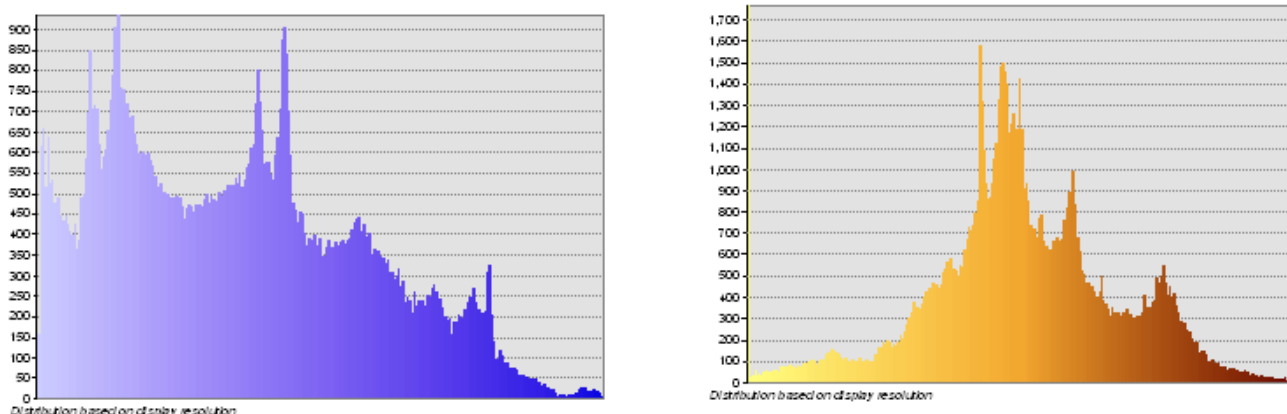


Figura 4. Distribuciones de los valores estimados de O₃ (izqda.) y de NO₂ (dcha.) en Madrid (AUP).

Con los valores por píxeles agrupados en una serie de intervalos se han realizado sendos mapas de superficies isopléticas en dos dimensiones (figura 5).

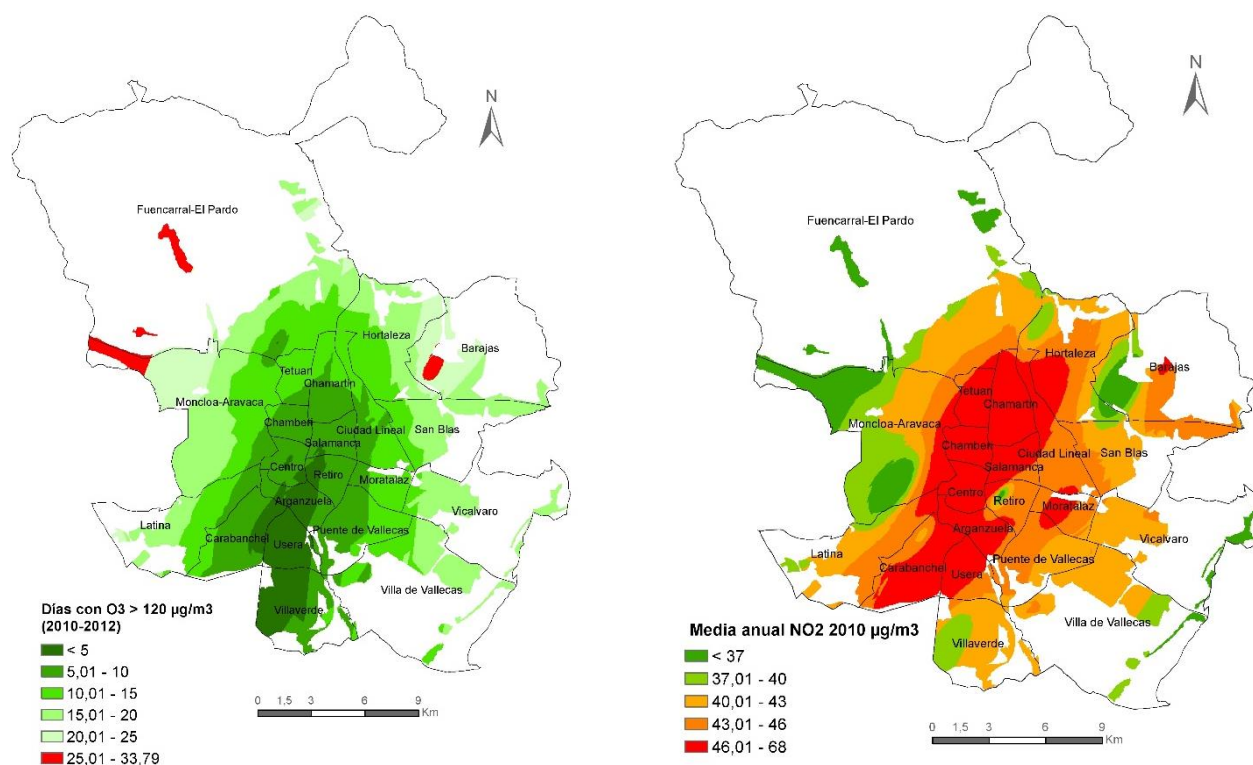


Figura 5. Patrones espaciales de O₃ (izqda.) y de NO₂ (dcha.) interpolados en Madrid (AUP).

El mapa de ozono está construido con seis intervalos, diferenciando uno por encima de 25 días, umbral establecido por la legislación, y cinco por debajo de ese límite. La mayor parte de la ciudad de Madrid muestra una buena calidad del aire, con cifras inferiores a 25 días en los que se superan los 120 µg/m³; solamente ciertos ámbitos del noroeste (Aravaca y El Pardo) y noreste (Barajas) presentarían problemas de incumplimiento de la legislación y además una atmósfera peligrosa para las personas, plantas y materiales (figura 5 izqda.). Se confirma así lo que indicaban los datos directos de las estaciones, en áreas donde hay elevada concentración de NO₂ existe un menor número de días con concentraciones elevadas de ozono.

El mapa de NO₂ se ha realizado con cinco intervalos, dos por debajo de 40, valor límite establecido por la ley y tres por encima. El patrón espacial (figura 5 dcha.) denota que la mayor parte del espacio urbano está por encima del valor crítico de 40 µg/m³. Cifras superiores a 50 µg/m³ aparecen en la parte central y

meridional, formando áreas de notable extensión. Por su parte, los niveles admisibles se caracterizan por una localización eminentemente periférica, configurando áreas más o menos amplias. En el interior de la ciudad las manchas de calidad aceptable se vinculan a espacios verdes (Parque del Retiro en el centro o el Parque de la Casa de Campo, al W). De este sucinto panorama se desprende que, en general, Madrid soportó en ese año una calidad atmosférica inadecuada por lo que a este contaminante se refiere, afectando a una amplia mayoría de residentes y visitantes.

4.3. Relación entre los patrones estimados de O₃ y NO₂

Tras considerar las respectivas distribuciones univariadas de ambos contaminantes se realizó una tabulación cruzada de los píxeles de las dos capas interpoladas mediante ArcGIS (ArcToolbox, *Tabulate area*), adoptando intervalos regulares, excepto para los extremos (dada la notable dispersión de datos en ellos y sus bajas frecuencias). En la tabla 4 se exhibe cómo se reparten los píxeles (en % por filas) según los intervalos aplicados a ambos indicadores.

Tabla 4. Distribución de los píxeles (0,25 ha) según el indicador estimado de O₃ (Nº de días >120 µg/m³) por intervalos de NO₂ medio anual (µg/m³). Nota: Se resaltan las celdas con % > 30 para evidenciar la tendencia bivariada predominante.

NO ₂ (µg/m ³)	Nº de días >120 µg/m ³ de O ₃						Total
	5 y menos	6_10	10_15	15_20	20_25	>25	
≤ 34	0.00	0.00	0.25	26.32	31.37	42.06	100
34_37	1.08	0.00	4.28	42.31	52.22	0.12	100
37_40	13.57	0.19	8.65	57.63	19.96	0.00	100
40_43	5.13	10.39	29.57	50.20	4.72	0.00	100
43_46	4.45	30.91	44.12	18.18	2.34	0.00	100
46_49	16.18	42.09	40.38	0.00	1.35	0.00	100
49_52	10.21	68.01	21.78	0.00	0.00	0.00	100
>52	54.65	37.70	7.65	0.00	0.00	0.00	100

En el intervalo con menor concentración de NO₂ (<= a 34 µg/m³) el 42% de los píxeles corresponden a más de 25 días de ozono con concentración superior a 120 µg/m³. Por el contrario, en el intervalo de mayor concentración de NO₂ (> 52 µg/m³) la categoría que alcanza mayor porcentaje (54,65%) es la de menos de 5 días por encima del umbral. Las categorías de más de 15 días representan el 0% en los intervalos por encima de 46 µg/m³ de NO₂ (tabla 4).

La representación de esa tabla se refleja de manera muy expresiva en la figura 6, donde se visualiza el porcentaje de los valores de O₃ para cada intervalo de NO₂.

Se observa como el color azul intenso que traduce el porcentaje de píxeles por encima de 25 días superiores a 120 µg/m³ tiene la máxima altura en el intervalo más bajo de NO₂, y no está presente en los tres últimos intervalos superiores de NO₂. A medida que nos desplazamos hacia la derecha del gráfico (aumentando la concentración de NO₂) dejan de estar visibles las barras de tonos azules y toman el protagonismo los colores verdes, que reproducen menor número de días de ozono por encima del umbral establecido por la legislación.

Para medir la relación estadística entre las dos capas de datos estimados de O₃ y NO₂ se han aplicado diversas técnicas estadísticas. En primer lugar, a la distribución conjunta de píxeles según intervalos de O₃ y NO₂ (tabla 4) se le ha aplicado el test no paramétrico Chi-cuadrado y otros coeficientes de asociación con NCSS (tabla 5). La prueba χ^2 de una muestra es un test de independencia mediante el cual se trata de comprobar la hipótesis nula, H₀, de que la distribución de los distintos niveles de NO₂ son independientes de la distribución de los distintos niveles de O₃, o lo que es lo mismo, que las dos distribuciones de frecuencias no están relacionadas. La hipótesis alternativa, H₁, supone lo contrario, es decir, que existe dependencia o relación entre ambas. El valor χ^2 alcanzado evidencia una relación estadísticamente significativa, que permite rechazar la hipótesis de nula relación, por obtenerse un p-valor ínfimo. Esta asociación queda corroborada por unos valores medio-altos de los coeficientes V y C para variables nominales. Según el coeficiente Y, que mide ya la relación entre variables ordinales, aflora una notable asociación negativa entre ambos fenómenos.

Y en segundo lugar, el análisis con ArcGIS de la correlación lineal arroja un coeficiente de -0,71, valor un poco superior al obtenido con los datos observados de los mismos contaminantes. Se confirma así la gran coincidencia entre la relación observada en la muestra espacial de los observatorios y en el patrón estimado.

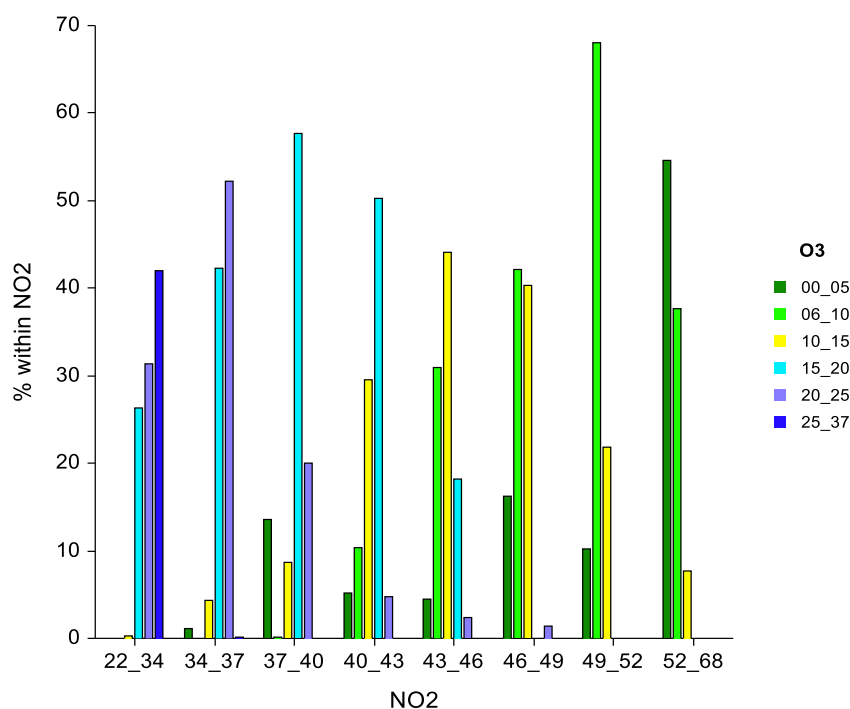


Figura 6. Distribución porcentual de los valores de O₃, dentro de cada intervalo de NO₂, Madrid.

Tabla 5. Coeficientes de asociación estadística para la tabla de píxeles según intervalos de O₃ y NO₂.

Test	Tipo	Valor	Grados libertad	Valor de p	Rechazo H ₀ α=0,01
Pearson Chi-cuadrado	2 colas	118675.4015	35	0.000	Sí
Phi		1.0466			
V de Cramer		0.4681			
Coefficiente C		0.7230			
Υ		-0,6980			

5. CONCLUSIONES

El dióxido de nitrógeno y el ozono son dos de los contaminantes que causan serios problemas en la ciudad de Madrid por sus efectos en la salud de las personas y en el medio ambiente y porque suelen superar los límites de protección establecidos por la legislación. En este trabajo se ha examinado la relación estadística espacial entre ellos en un ámbito intraurbano, con el fin de medirla y comprobar la consistencia de los hallazgos con dos tipos de datos: unos observados en la muestra espacial de estaciones disponibles y otros estimados mediante interpolación espacial para toda la mancha urbana del AUP.

Se ha constatado que entre ambos indicadores existe una dependencia espacial tanto en los datos observados, como en los datos estimados. La correlación entre los datos medidos en las estaciones de contaminación es alta, negativa (-0,7) y significativa (p=0.001). También queda constancia de la alta asociación negativa entre los datos estimados de ambos contaminantes, como demuestra el coeficiente de Pearson -0,71, así como los valores del coeficiente Gamma, V y C, así como su significación mediante el test de la χ^2 .

Sus patrones espaciales se muestran claramente opuestos en la ciudad de Madrid: mientras que los valores más altos de NO₂ se concentran en las áreas de mayor tráfico, ejes norte-sur de la ciudad, es ahí

donde se dan los valores más bajos de O₃ y viceversa, en zonas suburbanas y rurales, donde el ozono alcanza sus cifras más elevadas, el dióxido de nitrógeno presenta una concentración atmosférica más baja.

Todo ello corrobora y es explicado por las reacciones fotoquímicas entre los precursores del ozono, la radiación solar y los compuestos orgánicos volátiles: la disociación del dióxido de nitrógeno en presencia de alta radiación solar, libera el oxígeno atómico que después se combina con el oxígeno diatómico o molecular para formar ozono (O₃). La reacción continúa cuando en una atmósfera muy contaminada los óxidos de nitrógeno destruyen el ozono para formar dióxido de nitrógeno y oxígeno molecular.

Los hallazgos reportados aportan, por un lado, un aval a las estimaciones de ambos contaminantes que para el conjunto del espacio urbano conviene realizar en los diagnósticos ambientales y, por otro, vislumbrar posibilidades de intervención sobre ciertos componentes de la calidad del aire urbano cuyo nivel de concentración condiciona los de otros.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha elaborado en el marco de los proyectos de investigación “Contaminación atmosférica urbana y justicia ambiental: metodología de evaluación y estudio de casos con sistemas de información geográfica”, CSO2011-26177 y “Polución del aire, poblaciones vulnerables y salud: análisis de injusticias ambientales basados en geotecnologías”, CSO2014-55535-R, financiados por el Ministerio de Economía y Competitividad de España.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Adame, J.A., Bolívar, J.P., De la Morena, B. (2010): “Surface ozone measurements in the Southwest of the Iberian Peninsula (Huelva, Spain)”. *Environmental Science and Pollution Research*, 17, 355-368.
- Cañada Torrecilla, M.R. (2012): “Cambios espaciales y temporales en la contaminación por dióxido de nitrógeno en el municipio de Madrid (2001-2011)”. *Nimbus*, 29-30, pp. 127-144.
- Cañada Torrecilla, M. R., Moreno Jiménez, A. y González Lorenzo, H. (2014): “Modelado de la calidad del aire urbano. Un experimento metodológico con técnicas de interpolación espacial”. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 65, 317-342.
- Cañada Torrecilla, R., Moreno Jiménez, A., Martínez Suárez, P. y Vidal Domínguez, M.J. (2014): “La ciudad como espacio de riesgo ambiental: estimación de la contaminación del aire y de la población expuesta en metrópolis españolas”. *III Congreso Internacional de Riscos*, 483-487.
- Carvalho, A., Monteiro, A., Ribeiro, I., Tchepel, O., Miranda, A.I., Borrego, C., Saavedra, C.S., Souto, J.A. y Casares, J.J. (2010): “High ozone levels in the northeast of Portugal: Analysis and characterization”. *Atmospheric Environment*, 44, 1020-1031.
- Clapp, L.J. y Jenkin, M.E. (2001): “Analysis of the relationship between ambient levels of O₃, NO₂ and NO_x as a function of NO_x in the UK”. *Atmospheric Environment*, 35, 6391-6405.
- Díaz, J. y Linares, C. (2005): *Salud ambiental y calidad de vida urbana. Educación para el desarrollo sostenible*. Ayuntamiento de Madrid, Dirección General de sostenibilidad y Agenda 21, 114 p.
- Dingenen, R., Dentener, F.J., Raes, F., Krol, M.C., Emberson, L., Cofala, J. (2009): “The global impact of ozone on agricultural crop yields under current and future air quality legislation. *Atmos. Environ.*, 43, 604-618.
- EEA (2014): *Air quality in Europe -2014 report*. Luxembourg, Publications Office of the European Union.
- Felipe-Sotelo, M., Gustems, L., Hernández, I., Terrado, M., Tauler, R. (2006): “Investigation of geographical and temporal distribution of tropospheric ozone in Catalonia (North-East Spain) during the period 2000-2004 using multivariate data analysis methods”. *Atmos. Environ.*, 40, 7421-7436.
- Felzer, B.S., Cronin, T., Reilly, J.M., Melillo, J.M., Wang, X. (2007): “Impacts of ozone on trees and crops”. *C.R. Geosci.*, 339, 784-798.
- Fishman, J., Creilson, J.K., Parker, P.A., Ainsworth, E.A., Vining, G.G., Szarka, J., Booker, F.L., Xu, X. (2010): “An investigation of widespread ozone damage to the soybean crop in the upper Midwest determined from groundbased and satellite measurements”. *Atmos. Environ.*, 44, 2248-2256.

- Gerasopoulos, E., Kouvarakis, G., Vrekoussis, M., Donoussis, C., Mihalopoulos, N. y Kanakidou, M. (2006): "Photochemical ozone production in the Eastern Mediterranean. *Atmos. Environ.*, 40, 3057-3069.
- Gottardini, E., Cristofori, A., Cristofolini, F., Ferretti, M. (2010): "Variability of ozone concentration in a montane environment, northern Italy". *Atmos. Environ.*, 44, 147-152.
- Lin, X., Tainer, M. y Liu, S.C. (1988): "On the non-linearity of the tropospheric ozone production". *Journal of Geophysical Research*, 93, 15879-15888.
- Liu, Z. y Sen Rou, S. (2014): "Spatial patterns of seasonal level diurnal variations of ozone and respirable suspended particulates in Hong kong". *The Professional Geographer*, 67, 1, 17-27.
- Loibl, W., Bolhar-Nordenkamp, H.R., Herman, F., Smidt, S. (2004): "Modelling critical levels of ozone for the forested area of Austria. Modifications of the AOT40 concept". *Env. Sci. Pollut. Res.*, 11, (3), 171-180.
- Notario, A., Bravo, I., Adame, J.A., Díaz de Mera, Y., Aranda, A., Rodríguez, A. y Rodríguez, D. (2012): "Analysis of NO, NO₂, NO_x, O₃ and oxidant (OX= O₃ + NO₂) levels measured in a metropolitan area in the southwest of Iberian Peninsula". *Atmospheric Research*, 104, 217-226.
- Palacios, M., Kirchnner, F., Martilli, A., Clappier, A., Martín, F., Rodríguez, S. (2002): "Summer ozone episodes in the Greater Madrid area. Analyzing the ozone response to abatement strategies by modelling". *Atmos. Environ.*, 36, 5323-5333.
- Sánchez, M.L., de Torre, B., García, M.A., Pérez, I. (2007): "Ground-level ozone and ozone vertical profile measurements close to the foothills of the Guadarrama mountain range (Spain)". *Atmos. Environ.*, 41, 1302-1314.
- Solberg, S., Hov, Ø., Søyde, A., Isaksen, I.S.A., Coddeville, P., De Backer, H., Forster, C., Orsolini, Y., Uhse, K. (2008): "European surface ozone in the extreme summer 2003". *J. Geophys. Res.*, 113, D07307.
- Scholz, W. y Rabl, P. (2006): "Unexpectedly low decrease of NO₂ air pollution – Correlation with ozone concentration and altered exhaust emissions". 2nd conf. Environment & Transport. Proceedings n°107, Vol. 2, p. 264-269.
- Song, F., Shin, Y., Jusino-Atresino, R. y Gao, Y. (2011): "Relationships among the springtime ground-level NO_x, O₃ and NO₃ in the vicinity of highways in the US East Coast". *Atmospheric Pollution Research*, 2, 374-383.
- Saini, R., Satsangi, G.S. y Taneja, A. (2008): "Concentrations of surface O₃, NO₂ and CO during winter seasons at a semi-arid region-Agra, India". *Indian Journal of Radio & Space Physics*, 37, 121-130.
- Vukovich, F.M., Sherwell, J. (2003): "An examination of the relationship between certain meteorological parameters and surface ozone variations in the Baltimore–Washington corridor". *Atmos. Environ.*, 37, 971-981.
- Wu, C.F., Li, Y.R., Kuo, I.C., Hsu, S.C., Lin, Y.L., Su, T.C. (2012): "Investigating the association of cardiovascular effects with personal exposure to particle components and sources". *Sci. Total Environ.*, 431, 176-182.