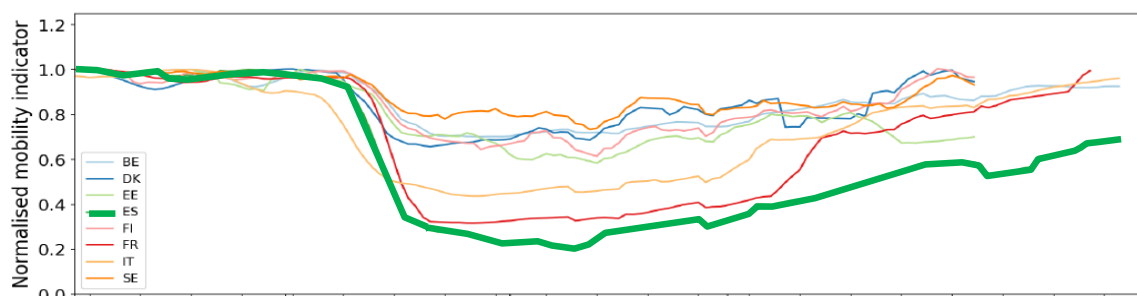
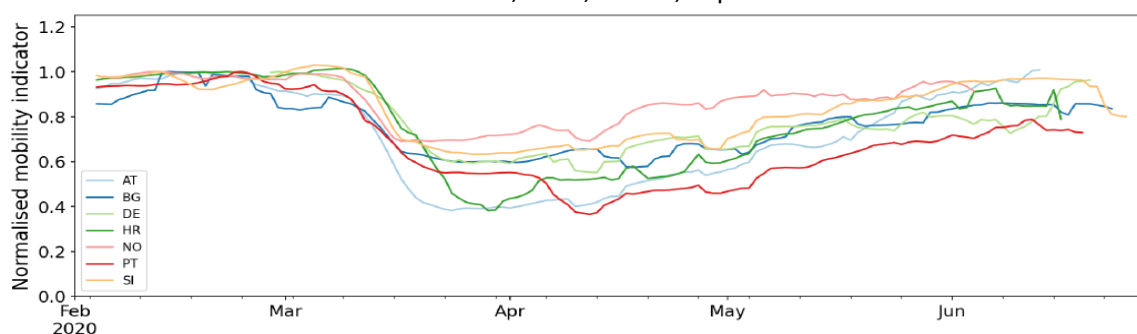


VARIABILIDAD ESPACIAL Y TEMPORAL DE LAS CONCENTRACIONES DE O₃ DURANTE EL PERÍODO DE CONFINAMIENTO POR LA PANDEMIA COVID-19



Santamaría et al., 2020, JRC-EC, report JRC121298



Realizado por el Grupo de Trabajo del Plan de Ozono de España



para

Ministerio de Transición Ecológica y Reto demográfico



Octubre de 2021

El Grupo de Trabajo del Plan de Ozono de España está constituido por:

X. Querol¹, A. Alastuey¹, J. Massagué¹, C. Carnerero¹, N. Pérez¹, M. in 't Veld¹,
M.T. Pay², H. Petetin², M. Guevara², O. Jorba², C. Pérez García-Pando²,
G. Gangoiti³,
E. Mantilla⁴, J.J. Diéguez⁴, A. Muñoz⁴, E. Borrás⁴, T. Vera⁴, M. Millán⁴,
M. Escudero⁵,
E. Monfort⁶, I. Celades⁶, V. Sanfelix⁶, A. López-Lilao⁶,
J. de la Rosa⁷, A. Sánchez de la Campa⁷

¹ Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua (IDAEA-CSIC), Barcelona, Spain

² Department Earth Sciences, Barcelona Supercomputing Centre (BSC), Barcelona, Spain

³ E.T.S. Ingeniería de Bilbao, Dpto. Ingeniería Química y del Medio Ambiente,
Universidad País Vasco (UPV/EHU), Bilbao, Spain

⁴ Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo, CEAM, Unidad Asociada al CSIC,
Valencia, Spain

⁵ Centro Universitario de la Defensa de Zaragoza, Academia General Militar, Zaragoza,
Spain

⁶ Instituto de Tecnología Cerámica, Universitat Jaume I (ITC-UJI), Castelló, Spain

⁷ Departamento de Ciencia de la Tierra, Universidad de Huelva (UHU), Spain



ÍNDICE

1. PREÁMBULO Y OBJETIVOS	1
2. METODOLOGÍA	2
2.1. Series de datos analizadas y fases del confinamiento y relajamiento	2
2.2. Normalización meteorológica	2
3. RESULTADOS	6
3.1. NO ₂	6
3.2. O ₃	12
3.2.1. Comparación de niveles de O ₃ en 2020 con la media 2015-2019	12
3.2.2. Comparación de niveles de O ₃ 2020 con niveles normalizados meteorológicamente (BaU)	12
4. DISCUSIÓN DE RESULTADOS Y CONCLUSIONES	17
5. BIBLIOGRAFÍA	20

1. PREÁMBULO Y OBJETIVOS

En este informe para el Plan Estatal de O₃ se evalúan los niveles de O₃, NO₂ y NO en y alrededor de once áreas metropolitanas (incluyendo las identificadas como puntos negros de O₃) para evaluar el efecto sobre los niveles de O₃ que tuvo la reducción de emisiones de precursores asociadas tanto al confinamiento de la pandemia COVID-19, como a la reducción de movilidad persistente en las fases de relajación precediendo a este. A falta de estudios específicos de sensibilidad a realizar por trabajos de modelización, en este capítulo nos centramos en datos de medidas de las redes de calidad del aire, de movilidad y de trazadores de la producción industrial, entre otros para evaluar el citado efecto.

Para distinguir el posible efecto de dichas reducciones de actividad de las posibles variaciones meteorológicas, se utilizan técnicas de normalización meteorológica mediante modelos de '*Machine Learning*' (ML). Dichos modelos de ML 'aprenden' o predicen las relaciones entre datos de inmisión y parámetros meteorológicos clave utilizando datos históricos, en este caso de la serie 2017-2019. Una vez obtenido dicho algoritmo deductivo para cada estación de calidad del aire, se estiman los niveles diarios de NO₂ y O₃ que hubiera registrado cada estación entre 01/01/2020 y 31/07/2020 (cubriendo las fases pre-, sin- y post-pandémicas, así como el periodo máximo de O₃ en España, mayo-julio) en base a los parámetros meteorológicos del periodo de 2020 si las emisiones hubieran sido las habituales (típicamente referidas como '*business as usual*', BaU). La diferencia de los niveles BaU de ambos contaminantes con respecto a los registrados por cada estación de calidad del aire para el periodo de 2020 estudiado, nos indica la variación de contaminante atribuible a la reducción de emisiones o de sus precursores. También se analiza la diferencia de las medias 2015-2019 con respecto a los mismos periodos 2020, aunque estos incluyen la influencia de las emisiones y de la meteorología 2020 respecto a la media del periodo de referencia, siendo el mes de junio 2020 un mes con elevada pluviometría.

2. METODOLOGÍA

2.1. Series de datos analizadas y fases del confinamiento y relajamiento

Las Figuras 1 y 2 muestran, respectivamente, las once áreas metropolitanas seleccionadas para el estudio y las fases pre-pandémicas, de confinamiento y de relajamiento distinguidas de acuerdo a los datos de Presidencia del Gobierno.

Las áreas metropolitanas estudiadas son Madrid (MAD), Barcelona (BCN), Valencia (VAL), Sevilla (SEV), Málaga (MAL), Bilbao (BIL), Zaragoza (ZAR), Murcia (MUR), Coruña (COR), Valladolid (VLD) y Badajoz (BAD). De estas se han seleccionado 131 estaciones de calidad del aire (Figura 1) tanto en emplazamientos urbanos e industriales, como en otros denominados receptores, en donde estudios específicos han mostrado que reciben la influencia de masas de aire con alto O₃ en parte procedente de la influencia de ciudades e industrias específicas y próximas.

La Tabla 1 muestra que, durante el confinamiento, el desplazamiento '*in itinere*' al trabajo se redujo entre -58 (Badajoz) y -73 (Madrid) % como media para las once ciudades. Es importante resaltar que en el periodo de relajamiento (mediados de mayo a finales de julio, temporada de O₃), los desplazamientos al trabajo continuaron siendo entre -21 (MUR) y -36 (SEV) % inferiores, coincidiendo con un -25%. Estas reducciones son próximas a la reducción de vehículos circulantes calculados para MAD y BCN con datos de aforo de vehículos urbanos, en donde el flujo de tráfico en días laborables se redujo en un 64 y 63% durante el periodo de bloqueo, con un máximo del 80% durante el confinamiento total en ambas ciudades. Durante la relajación, el tráfico en BCN y MAD aún se redujo en un -17 y -27% respectivamente en junio-julio, y -13 y -19% en julio (Querol et al., 2021).

Los datos del consumo de gas industrial muestran que la industria redujo como media un -14% su actividad en el confinamiento, pero en junio-julio de 2020 esta se recuperó a niveles normales (Querol et al., 2021).

La actividad de los puertos varió considerablemente según ciudades. Por ejemplo, la cantidad de barcos en el puerto de BIL no disminuyó sustancialmente, e incluso aumentó durante el confinamiento. Contrariamente a los de SEV, COR y BCN, donde el tráfico disminuyó en 20-35% en marzo y abril. Si bien se registró una disminución en el número de barcos en VAL, los números se recuperaron en mayo y disminuyeron nuevamente en junio. Durante el confinamiento, el número de barcos pesqueros aumentó sustancialmente (+ 200%) en COR, disminuyó en un 50% en BCN y fue muy variado en VAL. Además, el número de cruceros se redujo a 0 a partir de mayo en BCN y VAL, ya partir de abril en COR (Querol et al., 2021). La actividad de los aeropuertos se redujo drásticamente en todas las zonas de estudio.

2.2. Normalización meteorológica

Los niveles medios de NO₂ y O₃ durante las fases de confinamiento COVID y posterior relajamiento (hasta 31/07/2020) se comparan con las medias de los mismos periodos para 2015-2019. De esta manera comparamos qué niveles se registraron en 2020 con respecto a la media que suelen registrar los dos periodos considerados. Sin embargo, esta variación se ve muy afectada por la meteorología específica de esos periodos durante 2020.

Para poder quitar el efecto meteorológico hemos realizado una corrección/normalización meteorológica. Así pues, además de las anomalías en las concentraciones de contaminantes durante la pandemia con respecto a los promedios de los cinco años anteriores, también estimamos los cambios en las concentraciones de contaminantes debido únicamente a las

reducciones de emisiones inducidas por el confinamiento al eliminar el efecto de la variabilidad meteorológica utilizando dicha normalización.



Figura 1. Localización de las áreas metropolitanas estudiadas y de las 131 estaciones de calidad del aire seleccionadas, Madrid (MAD), Barcelona (BCN), Valencia (VAL), Sevilla (SEV), Málaga (MAL), Bilbao (BIL), Zaragoza (ZAR), Murcia (MUR), Coruña (COR), Valladolid (VLD) y Badajoz (BAD). Los círculos indican estaciones urbanas/industriales y las estrellas las utilizadas como receptoras de O_3 . El color indica el tipo de estación industrial (IND), rural (RUR), tráfico (TR) o fondo urbano (FU).

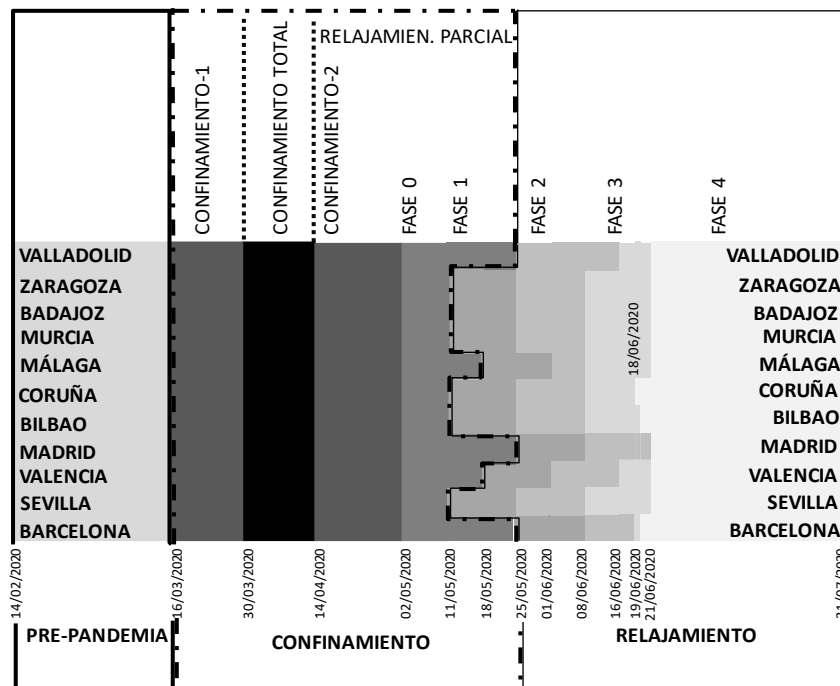


Figura 2. Fases pre-pandémicas, de confinamiento y de relajamiento distinguidas de acuerdo a los datos de Presidencia del Gobierno para las áreas metropolitanas estudiadas. Modificado de Querol et al. (2021).

Tabla 1. Cambios de movilidad humana (%; Google LLC, 2020) respecto a un periodo pre-pandémico de (03/01 a 06/02/2020) en Málaga (MAL), Murcia (MUR), Badajoz (BAD), Zaragoza (ZAR), Valladolid (VLD), Madrid (MAD), Barcelona (BCN), Sevilla (SEV), Valencia (VAL), Bilbao (BIL) y A Coruña (COR), durante el confinamiento COVID-19 (16/03 a 10, 17 o 24/05/2020, dependiendo de la ciudad) y fase de relajamiento (10, 17 o 24/05/2020, a 31/07/2020). Modificado de Querol et al. (2021).

	MAD	Recreación	Compras	Parques	Transporte Publ.	Trabajo	Residencial
Confinamiento		-87	-50	-77	-82	-73	32
Relajamiento		-38	-15	6	-43	-35	10
BCN							
Confinamiento		-85	-44	-65	-73	-66	30
Relajamiento		-32	-12	6	-34	-32	10
SEV							
Confinamiento		-88	-53	-77	-82	-66	27
Relajamiento		-36	-15	0	-38	-36	13
MUR							
Confinamiento		-85	-49	-72	-72	-59	26
Relajamiento		-30	-9	19	-22	-21	5
BAD							
Confinamiento		-86	-51	-64	-72	-58	23
Relajamiento		-34	-11	0	-21	-22	6
BIL							
Confinamiento		-89	-47	-71	-77	-66	29
Relajamiento		-32	-9	34	-33	-30	8
COR							
Confinamiento		-87	-51	-63	-78	-63	28
Relajamiento		-31	-7	60	-33	-26	7
MAL							
Confinamiento		-87	-54	-74	-81	-67	27
Relajamiento		-25	-9	11	-37	-27	7
VAL							
Confinamiento		-87	-52	-70	-79	-64	28
Relajamiento		-27	-12	28	-36	-25	7
VLD							
Confinamiento		-88	-53	-68	-79	-66	27
Relajamiento		-37	-14	14	-35	-28	7
ZAR							
Confinamiento		-87	-49	-58	-79	-64	27
Relajamiento		-33	-13	30	-37	-27	7

Utilizamos un enfoque de normalización meteorológica basado en el aprendizaje automatizado o ‘*Machine Learning*’ (ML) que ha sido aplicado en estudios anteriores para estimar las reducciones en el NO₂ sin interferencia de la meteorología (Petetin et al., 2020, Barré et al., 2020). Se puede encontrar una descripción y validación completas en Petetin et al. (2020).

El método utilizado se basa en entrenar modelos de *gradient boosting machine* para predecir las relaciones entre las concentraciones de NO₂ y O₃ y un conjunto de datos de entrada que incluyen parámetros meteorológicos procedentes de ERA5 (temperatura media diaria de 2 m, temperatura mínima y máxima de 2 m, velocidad del viento en la superficie, 10 m zonal normalizado y componentes de la velocidad del viento meridiano, presión superficial, cobertura total de nubes, radiación solar neta en la superficie, radiación solar descendente en la superficie, radiación UV descendente en la superficie y altura de la capa límite) y otras variables de tiempo (como fecha, día del año, día de la semana). Para cada contaminante y estación de superficie, se entrenan y configuran modelos específicos de ML con series de datos de 2017-2019. Una vez obtenido el modelo validado para cada estación y contaminante se procede a calcular los niveles del contaminante en cuestión para cada día de 2020. Así pues, con el entrenamiento del modelo se obtiene la relación entre los parámetros meteorológicos y el contaminante determinado, en el caso que las emisiones, o las de sus precursores, fueran las de su día del año de la media 2017-2019. Posteriormente se calculan los niveles del contaminante a partir del modelo entrenado

aplicado a los datos meteorológicos de los días de 2020. Por tanto, estos niveles de 2020 calculados a partir de la meteorología nos muestran los niveles que se hubieran registrado si las emisiones no hubieran cambiado para ese día del año respecto a su media en 2017-2019 (lo denominamos niveles '*business as usual*' BaU). Se eliminan 2015 y 2016 para tener emisiones lo más parecidas posibles a 2020 en caso de que no hubiera habido confinamiento, y se incluyen tres años para tener suficiente estadística para el entrenamiento de los modelos ML. Para validar dichos modelos se utiliza el periodo 01/01/2020 a 14/03/2020, previo a la pandemia en el cual las emisiones deberían ser normales, por lo que los niveles BaU y los medidos en cada estación deberían coincidir. Es a partir del 14/03/2020 con la reducción abrupta de emisiones asociada a la pandemia, que aparece una diferencia entre ambos niveles, aunque sin tener en cuenta la meteorología específica de 2020.

En dicha validación, para el conjunto de datos de prueba, se obtiene un buen rendimiento tanto para NO_2 , como O_3 , con un sesgo medio normalizado (nMB) de 6 y 9%, un error cuadrático medio normalizado (nRMSE) de 29 y 24%, y una r de 0.89 y 0.82, respectivamente. Dado que estos resultados estadísticos se calcularon para todo el conjunto de estaciones, se puede encontrar un rendimiento más bajo para estaciones individuales específicas. En general, los resultados estadísticos obtenidos aquí se consideran razonablemente buenos para estimar concentraciones confiables de contaminantes BaU durante los períodos de estudio.

3. RESULTADOS

3.1. NO₂

Los óxidos de nitrógeno (NO_x) y los compuestos orgánicos volátiles (COVs) son los precursores de O₃. Los datos sobre concentraciones de COVs precursores de O₃ son muy escasos e insuficientes para reflejar los cambios que estas sufrieron durante el confinamiento en las once zonas de estudio. Por ello nos centramos en el análisis de la evolución de los niveles de NO₂.

Las reducciones en movilidad en España entre febrero y junio 2020 fueron los más drásticos de los estados miembros de la UE según un informe del Joint Research Centre (Santamaría et al., 2020, Figura 3). Li et al. (2021) muestran también que España fue el país del mundo con mayores reducciones de emisiones de CO₂ en 01/01/2020 a 30/06/2020, con una disminución de -19%, respecto a la media mundial de -9% (Figura 4).

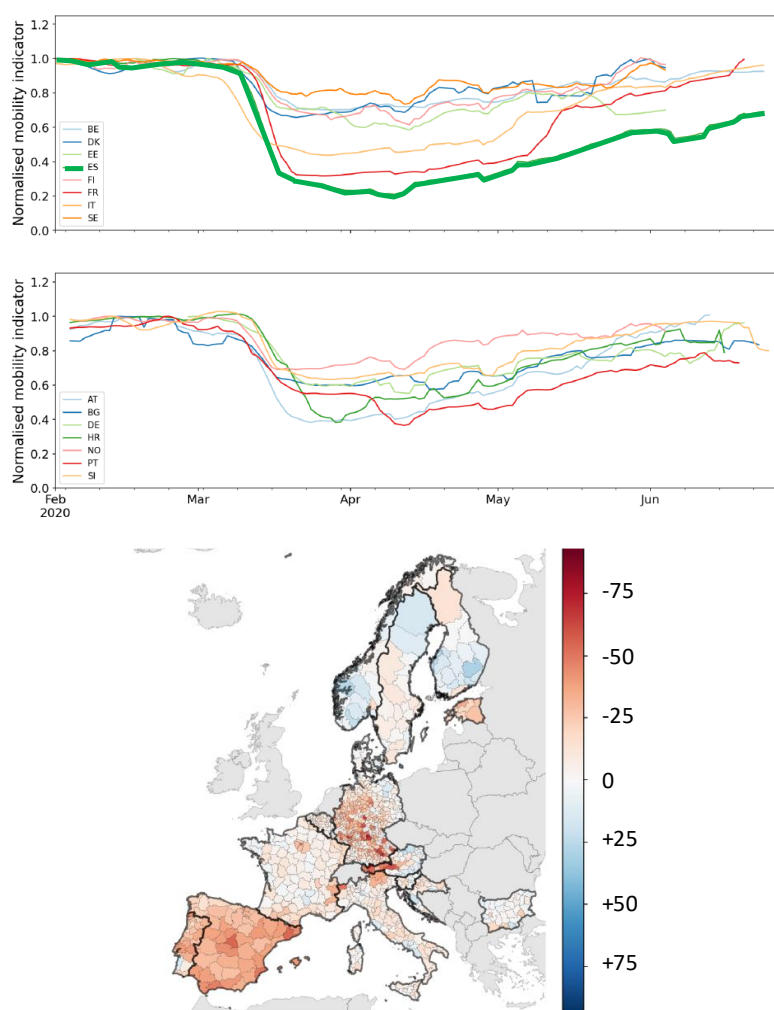


Figura 3. Cambios en movilidad entre 28/02/2020 y 29/05/2020 en los diferentes estados miembros (Santamaría et al., 2020).

La reducción de movilidad (sobre todo la urbana) e interurbana tuvo efectos muy marcados sobre los niveles de NO₂ en las estaciones de calidad del aire de España que han sido ampliamente descritos por multitud de estudios (ver Petetin et al., 2020 y Querol et al., 2021, entre otros muchos). Las medidas de NO₂ en columna troposférica del satélite de TROPOMI

(Sentinel, ESA) muestran claramente la reducción de NO₂ a escala urbana y regional si se comparan con los de los mismos periodos del 2019 (Figura 5).

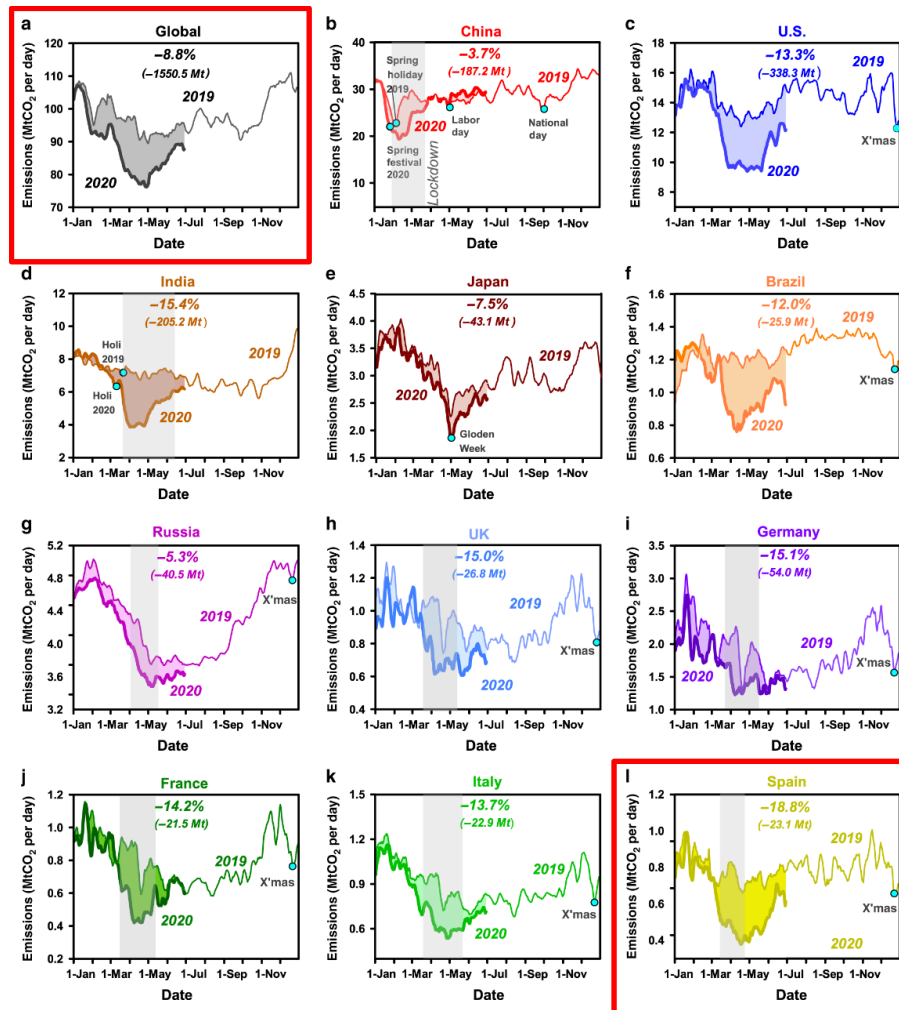


Figura 4. Reducciones en emisiones CO₂ entre 01/01/2020 y 30/06/2020 a nivel global y para algunos países. Adaptado de Liu et al. (2020).

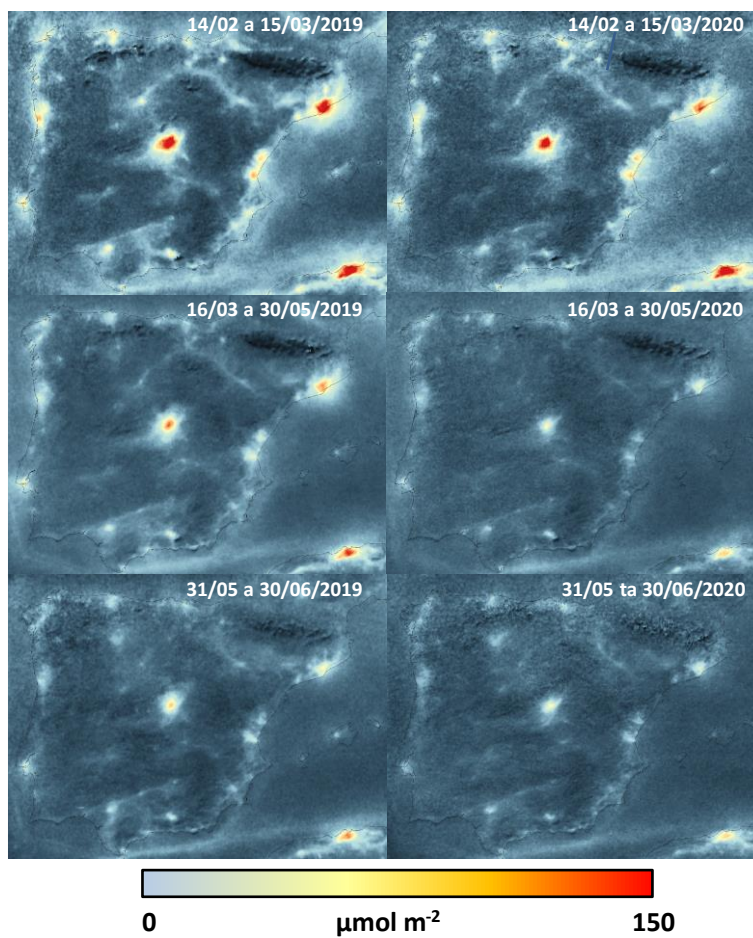


Figura 5. Mapas de niveles columnares de NO₂ en la troposfera (TROPOMI-Agencia Espacial Europea, ESA) sobre la Península Ibérica para los periodos pre-pandémico, confinamiento y relajamiento en 2020 comparados con los mismos periodos de 2019.

Centrándonos en los niveles de NO₂ registrados en las estaciones de calidad del aire y zonas de estudio seleccionadas (Figura 6), la comparación directa de la reducción de los niveles en el periodo de confinamiento respecto a la media 2015-2020 para el mismo periodo muestran reducciones de -50 a -69% para Badajoz, Barcelona, Madrid, Málaga, Sevilla, Valencia y Valladolid, y de -39 a -47% para A Coruña, Bilbao, Murcia y Zaragoza. A resaltar que las concentraciones medias de NO₂ durante el confinamiento alcanzaron solamente 8-16 $\mu\text{g m}^{-3}$, excluyendo Badajoz con 3 $\mu\text{g m}^{-3}$. Por lo general, estas reducciones se suavizaron, pero aún persistieron en la fase de relajamiento, con -15 a -21% Badajoz, Málaga y Murcia, -27 a -29% A Coruña, Bilbao, Zaragoza, y -35 a -43% Barcelona, Madrid, Valencia y Valladolid. Así se obtuvieron medias para la fase de relajamiento de 5-10 $\mu\text{g m}^{-3}$ en A Coruña, Badajoz y Valladolid y de 12-19 $\mu\text{g m}^{-3}$ para el resto de ciudades.

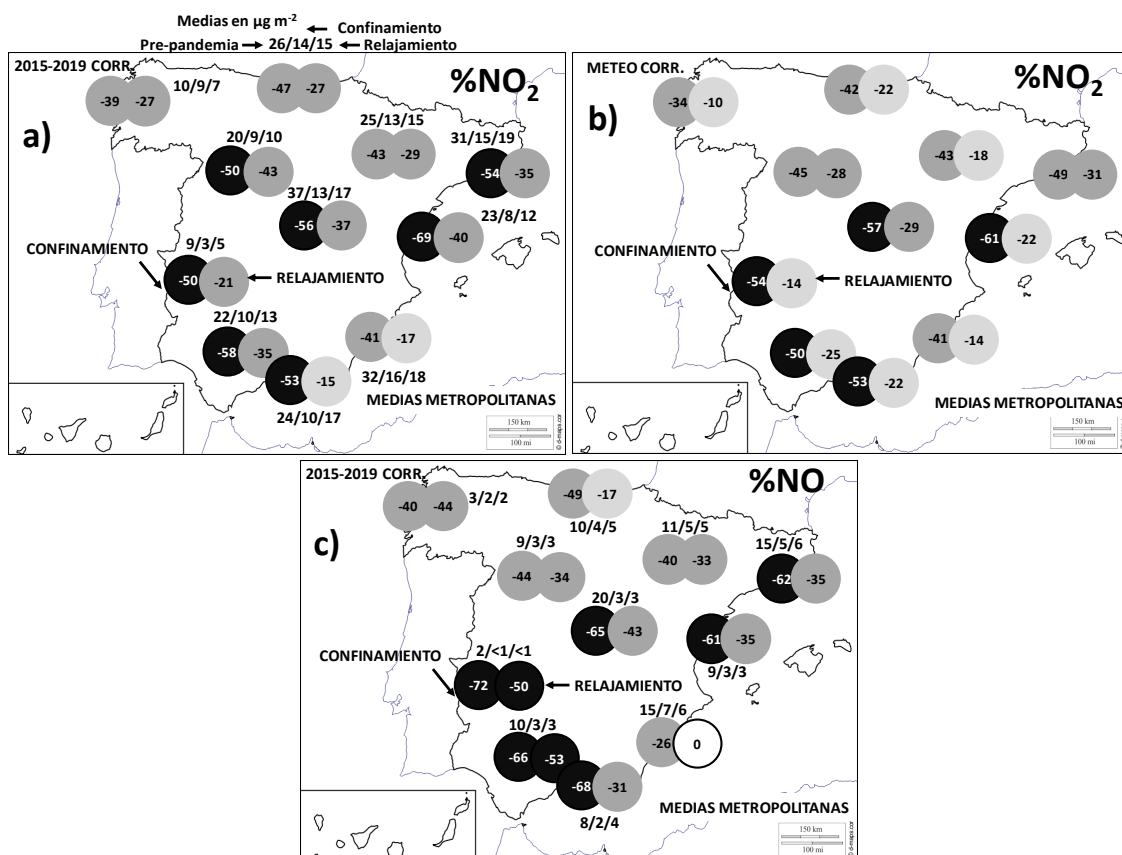


Figura 6. a) En círculos: cambio porcentual promedio de NO_2 en comparación con las medias de 2015-2019; por encima o por debajo de los círculos: concentraciones promedio (en $\mu g m^{-3}$) durante los períodos de pre-pandemia / confinamiento / relajamiento. b) Ídem, pero los círculos indican reducciones corregidas por meteorología (reducciones respecto a BaU). c) Ídem para concentraciones de NO y cambio porcentual promedio de NO en comparación con las medias de 2015-2019. Modificado de Querol et al. (2021).

Las Figuras 7 y 8 muestran algunos ejemplos de resultados de la normalización meteorológica para cuantificar la reducción de niveles de NO_2 registrada respecto a BaU, sin efecto de la meteorología. Los resultados muestran que BaU y los niveles medidos son muy similares en todos los casos hasta el 14/03/2020, a partir de cuándo se produce una bajada muy marcada de los niveles registrados en 2020 respecto a los esperables sin reducción de emisiones por el confinamiento (BaU). Así mismo se observa que en el relajamiento aún persiste una clara reducción de niveles de NO_2 debido probablemente a que el tráfico urbano aún era reducido respecto a los niveles habituales, como hemos dicho antes, -13 y -19% en julio en Barcelona y Madrid, respectivamente.

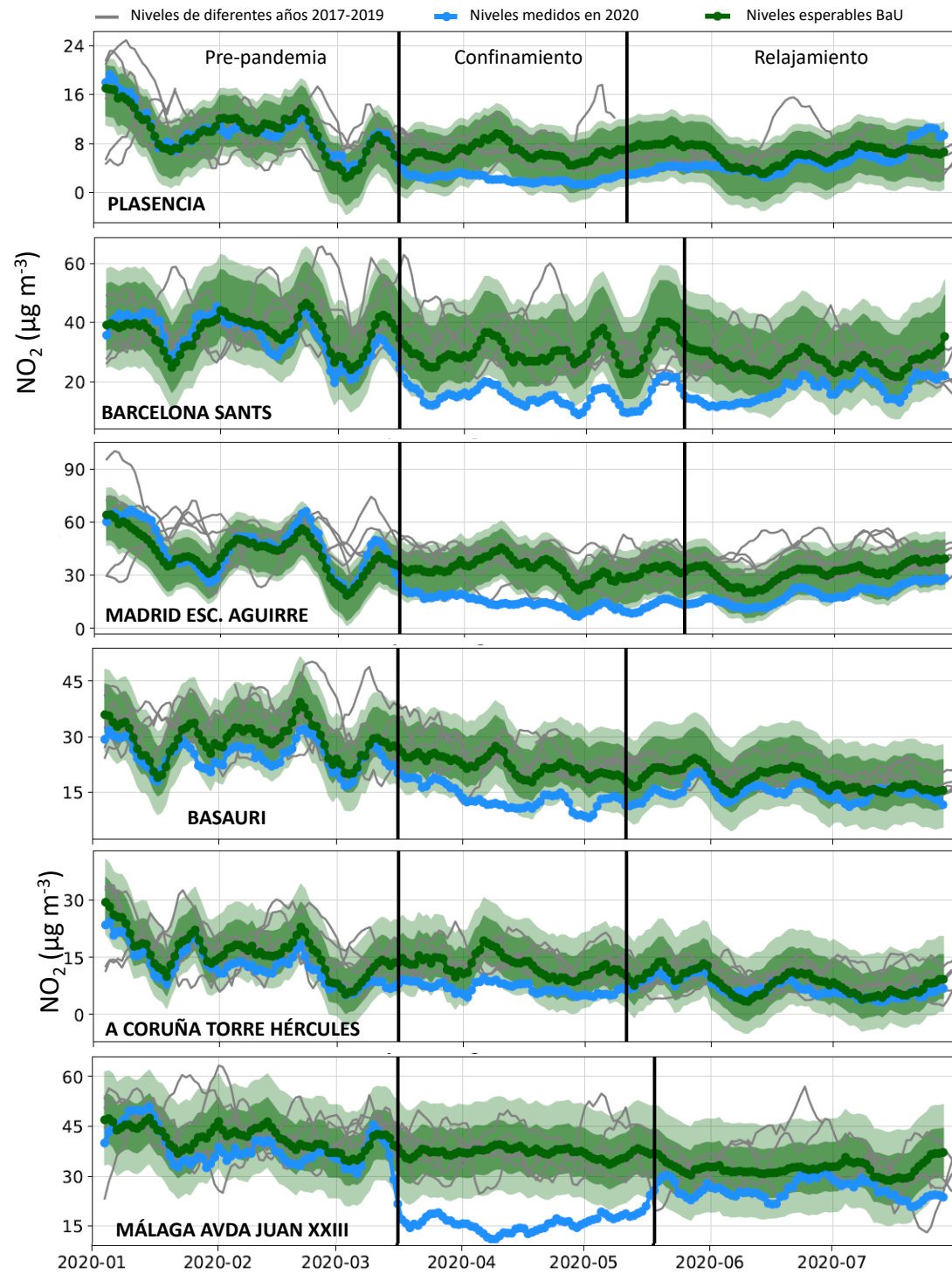


Figura 7. Ejemplos de resultados de la normalización de series temporales de niveles de NO_2 para estaciones de Plasencia, Barcelona, Madrid, Basauri, A Coruña y Málaga, mostrando descensos marcados del NO_2 medido respecto al BaU durante el confinamiento, pero en muchos casos un descenso aún evidente en la fase de relajamiento.

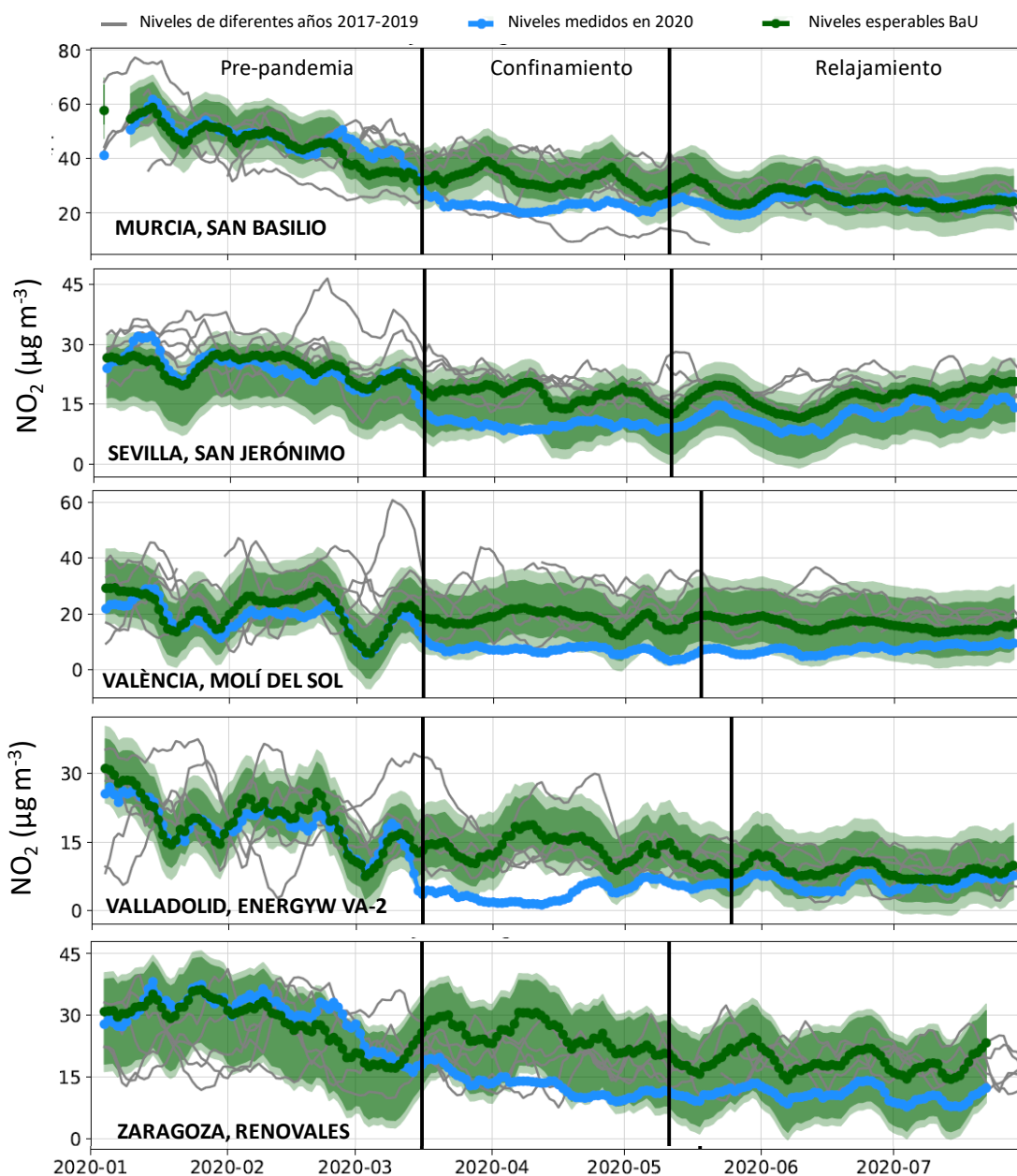


Figura 8. Ejemplos de resultados de la normalización de series temporales de niveles de NO₂ para estaciones de Murcia, Sevilla, Valencia, Valladolid y Zaragoza, mostrando descensos marcados del NO₂ medido respecto al BaU durante el confinamiento, pero en muchos casos un descenso aún evidente en la fase de relajamiento.

Así pues, las reducciones de NO₂ exclusivamente atribuibles a la reducción de emisiones de NO_x ligadas al confinamiento (niveles medidos respecto a BaU, Figura 6b) alcanzaron -50 a -61% en Badajoz, Madrid, Málaga, Sevilla y Valencia, y -41 a -49% para el resto de ciudades, excepto -34% en A Coruña. Para el periodo de relajamiento, éstas alcanzaron -22 a -31% en Barcelona, Bilbao, Madrid, Málaga, Sevilla, Valencia y Valladolid, -14 a -18% en Badajoz, Murcia y Zaragoza, y -10% en A Coruña. Por tanto, en la fase de relajamiento (de finales y mediados de mayo a 31/07/2020), tanto el tráfico urbano como los niveles de NO₂ permanecieron por debajo de los niveles normales entre -15 y -30% en la mayoría de los casos estudiados. Ello es muy relevante pues la fase de relajamiento coincide con los dos meses que suelen registrar niveles más altos de O₃, pero en 2020, con un 15-30% menos de NO₂ de lo normal, principalmente debido a la

reducción del tráfico urbano. Este escenario ofrece una oportunidad única para evaluar las posibilidades de reducción de O₃. Aunque no dispongamos de datos de COVs, es de suponer que los COVs asociados al tráfico pudieron haberse reducido en proporciones similares a las del NO₂.

3.2. O₃

Las reducciones descritas en los niveles del precursor NO₂, y probablemente de COVs del tráfico, han podido tener un efecto en la reducción de los niveles de O₃ tanto en áreas metropolitanas (con diferencias muy importantes) como en las zonas receptoras de las plumas de contaminación metropolitanas, como se observa en la Figura 9.

3.2.1. Comparación de niveles de O₃ en 2020 con la media 2015-2019

Durante el confinamiento (producido mayormente fuera del periodo de O₃), las zonas metropolitanas urbanas en su mayoría redujeron los niveles respecto a la media de 2015-2019. Esta reducción alcanzó -7 a -17% del valor medio de las concentraciones máximas diarias octo-horarias (MD8h) de O₃ en A Coruña, Badajoz-Cáceres-Mérida, Madrid, Murcia, Sevilla, Valencia Valladolid y Zaragoza; y solamente en tres de las once ciudades estudiadas, la variación fue poco relevante, -3 a +1% Barcelona, Bilbao y Málaga (Figura 9a). Igualmente, las zonas rurales receptoras de la contaminación de O₃, redujeron de -7 a -27% del valor medio de las concentraciones MD8h de O₃ en las zonas receptoras de Badajoz-Cáceres-Mérida, Barcelona, Bilbao, Madrid, Málaga, Murcia, Valencia, Valladolid Sevilla y Zaragoza; y solamente incrementó +6% en A Coruña (Figura 9b).

En la fase de relajamiento incluyendo julio (ya dentro del periodo de O₃) las reducciones del MD8h respecto a su media 2015-2019 fueron de -4 a -18% Barcelona, Madrid, Málaga, Murcia, Valencia y Valladolid, sin cambios relevantes -2 a +2% A Coruña, Badajoz y Sevilla, y un incremento de +8 % en Bilbao (Figura 9a). En las zonas rurales receptoras, se produjo un descenso también generalizado durante la fase de relajamiento, con -5 a -19%, Badajoz-Cáceres-Mérida, Barcelona, Bilbao, Madrid, Málaga, Valencia, y Zaragoza, un cambio muy marcado probablemente por causas muy locales en Murcia (-40%), sin cambios relevantes (-1 a +3%) en Valladolid y Sevilla, y sin datos en A Coruña.

Estas disminuciones generalizadas en los niveles de O₃ en una elevada proporción de las zonas estudiadas pueden atribuirse tanto a una reducción en la emisión de precursores, como a una meteorología específica de los periodos considerados en 2020 distinta a la media de 2015 a 2019. Hay que tener en cuenta que, en la parte oriental de la Península, junio fue un mes anómalamente lluvioso. El ligero incremento en algunas ciudades puede deberse a que, al reducirse significativamente los niveles de NO, haya disminuido el consumo de O₃ por titración o bien porque la formación de O₃ esté limitada por COVs y no por NO_x. En estas condiciones un descenso de NO_x no tiene por qué reflejarse en un descenso de O₃, o incluso pueden producirse incrementos de este último.

3.2.2. Comparación de niveles de O₃ 2020 con niveles normalizados meteorológicamente (BaU)

Como se ha expuesto en la metodología, la aplicación del entrenamiento de modelos estadísticos mediante técnicas de ML permite determinar los niveles de O₃ que se hubieran registrado entre 01/01/2020 y 31/07/2020 con las emisiones normales de precursores durante 2017-2019 y la meteorología de dicho periodo. A ello le designamos niveles BaU (*'business as usual'*). La comparación de los niveles BaU y los registrados de O₃, nos permite deducir el porcentaje de variación debido a la reducción de emisión de precursores de O₃ sin el efecto de la meteorología.

Los resultados muestran que, para las zonas urbanas estudiadas, y durante el confinamiento, la reducción de O_3 debida exclusivamente a la reducción de precursores se redujo de -4 a -13% en A Coruña, Badajoz-Cáceres-Mérida, Valencia, Valladolid y Zaragoza; incrementó de +4 a +10% en Barcelona, Bilbao y Murcia; y no se registraron cambios relevantes en Madrid, Sevilla, Málaga (-2 a +3%) (Figura 9c). Así pues, la respuesta fue muy desigual en entornos urbanos en este periodo de confinamiento, típicamente con bajos niveles de O_3 , con descensos de niveles en cinco ciudades, incremento en tres y sin cambios en otros tres. En el caso del confinamiento, en zonas receptoras rurales el descenso fue generalizado con -4 a -13% en nueve de las once ciudades y sin cambios marcados en A Coruña y Valladolid (-1 y -2%) (Figura 9d).

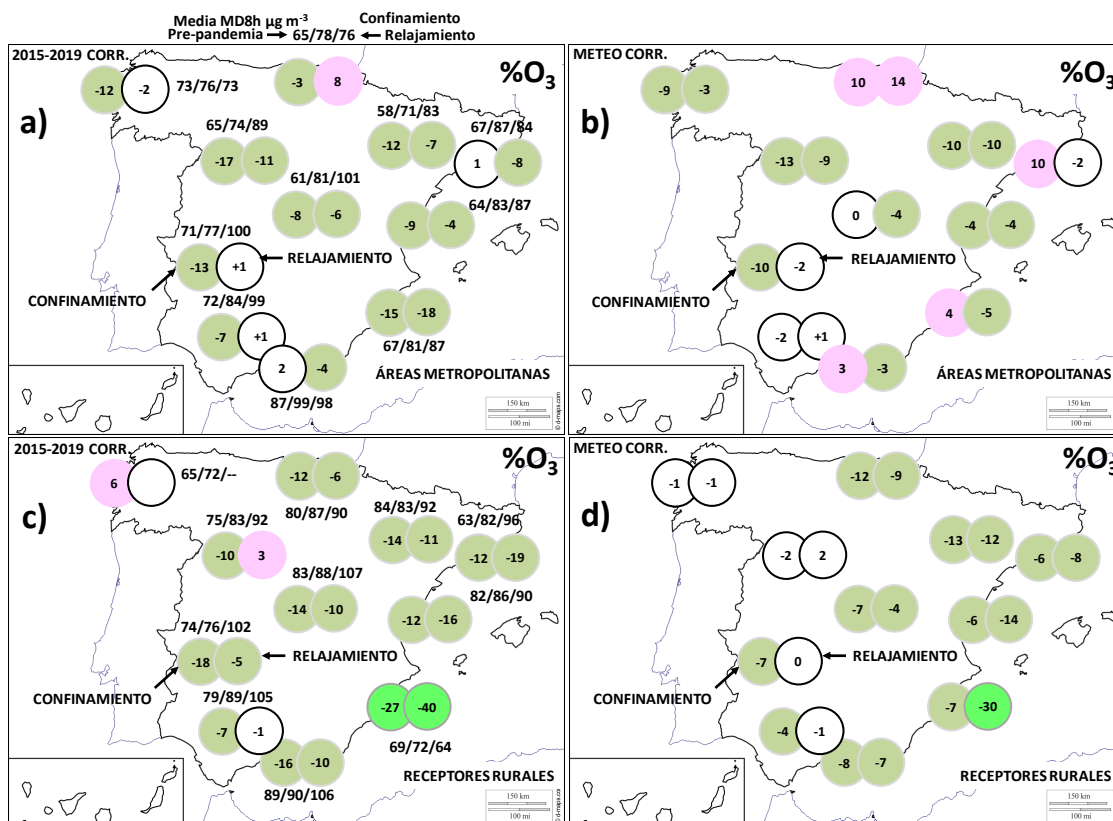


Figura 9. a) En círculos: cambio porcentual promedio de O_3 8hDM en áreas metropolitanas en comparación con los promedios de 2015-2019; por encima o por debajo de los círculos: concentraciones promedio (en $\mu g m^{-3}$) durante los periodos de pre-pandemia / confinamiento / relajamiento. b) Ídem, pero los círculos indican reducciones respecto a niveles O_3 8hDM BaU calculados. c) Ídem, pero los círculos indican, para las áreas receptoras, las reducciones con respecto a los promedios 2015-2019. d) Ídem, pero los círculos indican reducciones niveles O_3 8hDM BaU calculados. Modificado de Querol et al. (2021).

El periodo más interesante para este estudio es el de relajamiento, por coincidir éste con la estación de O_3 . En este periodo y en entornos urbanos se registraron descensos de O_3 de -4 a -9% en cinco ciudades (Madrid, Murcia, Valencia, Valladolid y Zaragoza), cambios poco relevantes en otras cinco ciudades (A Coruña, Badajoz Barcelona, Málaga y Sevilla, con -3 a +1%) y un marcado incremento en Bilbao (+14%) (Figura 9c). Por tanto, la respuesta del O_3 a la disminución de emisiones de precursores en entornos urbanos fue desigual, pero con una ligera reducción en el 50% de las ciudades estudiadas. Sin embargo, en lo referente a las zonas receptoras, se evidenció un claro y generalizado descenso de los niveles de O_3 en la mitad oriental de la Península, con siete zonas receptoras mostrando descenso entre -4 y -14% (Barcelona, Bilbao,

Madrid, Málaga, Valencia y Zaragoza, además de -30 % en Murcia) y cambios muy poco significativos en A Coruña, Valladolid y Sevilla (-1 a +2%) (Figura 9c).

Las Figuras 10 a 12 muestran ejemplos de comparaciones de series O_3 8hDM BaU y de datos obtenidos en estaciones específicas de cada zona.

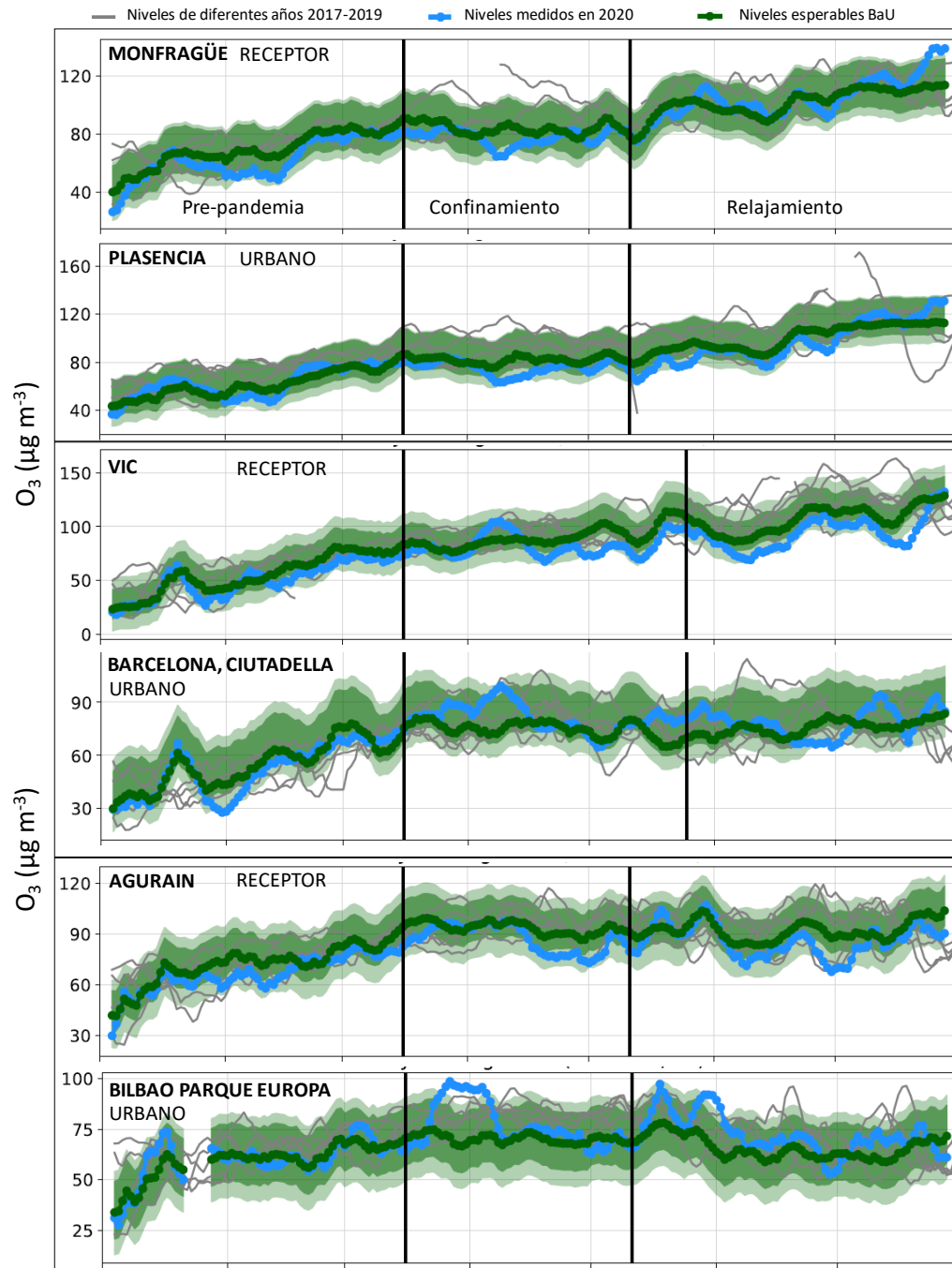


Figura 10. Ejemplos de resultados de la normalización de series temporales de niveles de O_3 MD8h para estaciones de Extremadura, Barcelona y Bilbao (con ejemplos de zona receptora y urbana en cada caso), mostrando las diferencias entre los niveles de O_3 medidos respecto a los BaU durante las fases pre-pandémica, confinamiento y relajamiento.

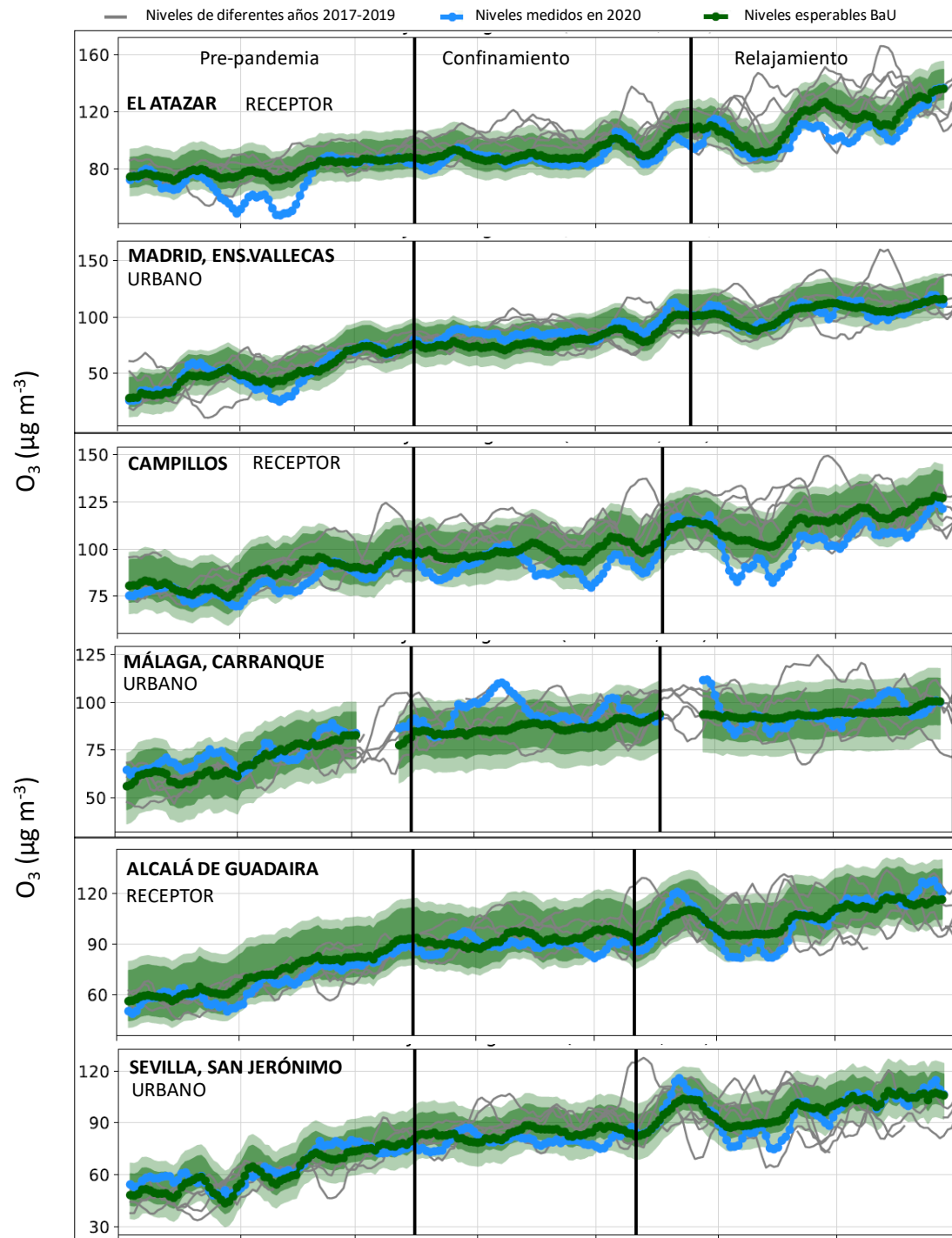


Figura 11. Ejemplos de resultados de la normalización de series temporales de niveles de O₃ MD8h para estaciones de Madrid, Málaga y Sevilla (con ejemplos de zona receptora y urbana en cada caso), mostrando las diferencias entre los niveles de O₃ medidos respecto a los BaU durante las fases pre-pandémica, confinamiento y relajamiento.

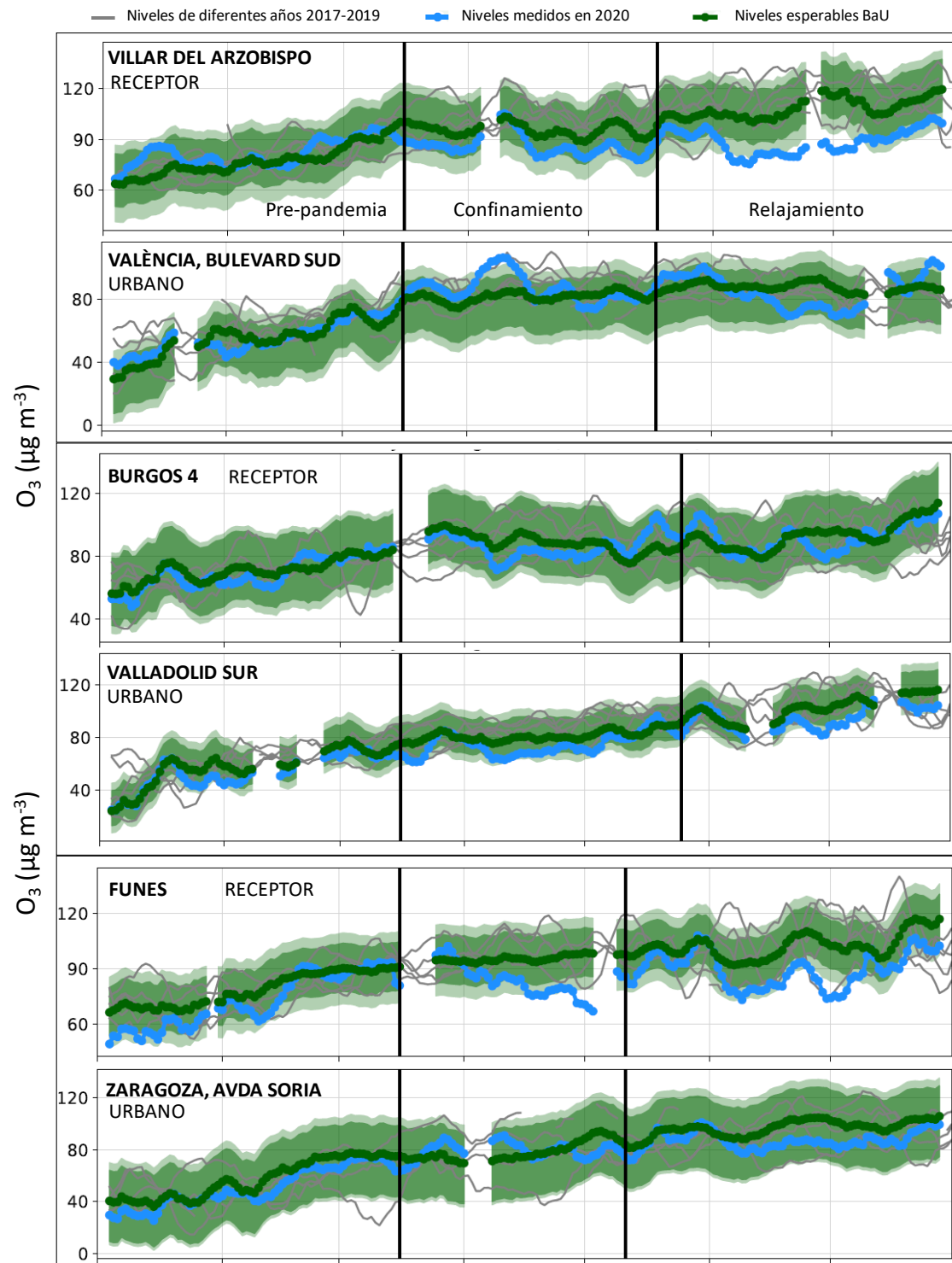


Figura 12. Ejemplos de resultados de la normalización de series temporales de niveles de O₃ MD8h para estaciones de Valencia, Valladolid y Zaragoza (con ejemplos de zona receptora y urbana en cada caso), mostrando las diferencias entre los niveles de O₃ medidos respecto a los BaU durante las fases pre-pandémica, confinamiento y relajamiento.

4. DISCUSIÓN DE RESULTADOS Y CONCLUSIONES

El O₃ es uno de los contaminantes atmosféricos más complejos por lo que sus estrategias de reducción también presentan una gran complejidad.

Se ha realizado el análisis de series temporales de niveles de O₃ y NO₂ (como precursor de O₃) en el periodo entre el 01/01/2020 y el 31/07/2020, cubriendo tres fases (pre-pandemia, confinamiento y relajamiento), pero con especial interés en la última de ellas, el periodo de relajamiento, ya que este periodo incluye los meses con mayores niveles de O₃ (junio y julio), donde el tráfico urbano en muchas ciudades se redujo en alrededor de -15 a -30% con respecto a condiciones normales. Éste es un periodo de máxima fotoquímica y por tanto de elevado potencial de formación de O₃, que en 2020 fue coincidente con una reducción de emisiones, principalmente debidas a una disminución del tráfico. El periodo de confinamiento, aunque con elevada reducción de tráfico urbano (alrededor del -65%), ocurrió en periodos del año con típicamente baja fotoquímica, cuando en zonas urbanas la variación de O₃ se ve más afectada por la titración con NO, que por la generación local/regional. En España, raramente se superan los niveles guía de la OMS en marzo-abril (periodo equivalente al confinamiento).

Así pues, en vías de evaluar la potencial variación de NO₂ (como precursor de O₃) y O₃ debido a reducciones de emisiones de sus precursores hemos aplicado herramientas estadísticas de '*Machine Learning*' para entrenar los modelos estadísticos en cuanto a deducir los niveles de los dos contaminantes en base a una serie de parámetros meteorológicos para el periodo 2017-2019. Luego estos modelos obtenidos para cada estación y contaminante se han aplicado a las series de parámetros meteorológicas de 2020 y se han obtenido los niveles de NO₂ y O₃ que se hubieran registrado en el periodo de estudio en el caso de haberse producido las emisiones normales para el periodo 2017-2019, con la meteorología de 2020. A estos niveles se les refiere como niveles BaU ('*business as usual*') y la diferencia de éstos respecto a los medidos en cada estación refleja la disminución o el incremento (para O₃ en algunos casos) de los niveles de ambos contaminantes debidos a la reducción de emisiones producidas durante el confinamiento y el relajamiento, sin influencia de la meteorología ocurrida en 2020.

Los resultados de O₃ están sujetos a una mayor incertidumbre que los de otros contaminantes debido a la dependencia fotoquímica del O₃, los escenarios meteorológicos específicos y complejos que favorecen los episodios de O₃ en el Mediterráneo (Millán et al., 1997, 2002; Gangoiti et al., 2001; Millán, 2014; Querol et al., 2017, 2018; Massagué et al., 2019, entre otros), y la marcada variabilidad interanual. Sin embargo, los resultados sugieren una disminución, leve pero registrada en una proporción relevante de las zonas estudiadas, de los niveles máximos diarios de O₃, que fue más pronunciada en el este peninsular. Sin embargo, el valor guía de la OMS (100 µg m⁻³ para la máxima concentración diaria octohoraria, MD8h) todavía se superó, incluso cuando la movilidad se redujo en aproximadamente un -65 y un -15 a -20% durante los periodos de confinamiento y relajamiento, respectivamente. Esto ocurrió típicamente en áreas receptoras en el centro y sur peninsular y en algunas áreas urbanas.

Las reducciones de las MD8h de O₃ en áreas metropolitana no siguieron un patrón geográfico claro, incluso en algunas ciudades se observaron incrementos o variaciones casi nulas. Estas diferencias pueden atribuirse a diferentes entornos limitantes de VOCs o NO_x o diferencias en entre la bajada del consumo de O₃ por titración con NO o por ozonólisis de COVs y en la menor formación de O₃ por reducción de precursores (Monks et al., 2015). Ya se han evidenciado aumentos en el O₃ dentro de las áreas urbanas durante el confinamiento COVID19 en otros lugares (por ejemplo, China, + 36%; Europa, + 17%; Sicard et al., 2020), incluso después eliminar

el efecto de la meteorología (Zhao et al., 2020). Sin embargo, nuestros resultados no son directamente comparables con los resultados de Sicard et al. (2020). En particular, Sicard et al. (2020) observaron un aumento en las medias diarias, que incluyen períodos nocturnos que se ven muy afectados por la titración y la ozonólisis (y, por lo tanto, no pueden compararse directamente con nuestros datos (usando MD8h)). Además, a diferencia de esos estudios centrados en marzo-mayo, nuestros resultados incluyen datos del mes de julio, cuando la mayoría de Iberia experimenta la máxima frecuencia e intensidad de episodios de O₃ (Querol et al., 2016).

En verano, cuando ocurren la mayoría de los episodios agudos de O₃, tanto la reducción de las emisiones de NO asociadas con las restricciones de tráfico del confinamiento COVID19, como la formación de O₃ limitada por COVs podrían haber generado una anomalía neta positiva de O₃ en varias áreas metropolitanas. En cualquier caso, los aumentos y las disminuciones débiles son más frecuentes en entornos urbanos y de tráfico. En entornos urbanos y en la fase de relajamiento se registraron descensos de la MD8h O₃ respecto a los valores BaU de -4 a -9% en cinco ciudades (Madrid, Murcia, Valencia, Valladolid y Zaragoza), cambios poco relevantes en otras cinco ciudades (A Coruña, Badajoz Barcelona, Málaga y Sevilla, con -3 a +1%) y un marcado incremento en Bilbao (+14%). Por tanto, la respuesta del O₃ a la disminución de emisiones de precursores en entornos urbanos fue desigual, pero con efectos de reducción ligera en el 50% de las ciudades estudiadas. Sin embargo, en lo referente a las zonas receptoras, se evidenció un claro y generalizado descenso de los niveles de O₃ en la mitad oriental de la Península, con siete zonas receptoras mostrando descenso entre -4 y -14% (Barcelona, Bilbao, Madrid, Málaga, Valencia y Zaragoza, además de -30 % en Murcia) y cambios muy poco significativos en A Coruña, Valladolid y Sevilla (-1 a +2%). Así el mayor potencial de reducción la MD8h O₃ se obtiene para las zonas receptoras (menos habitadas) y para la zona centro y mediterránea, donde una mayor proporción del O₃ (más elevado, además) es formado local/regionalmente, con respecto a la mitad occidental peninsular.

Las anomalías positivas de la MD8h O₃ que ocurren con la reducción de precursores en áreas urbanas con poblaciones más grandes son problemáticas porque los efectos en la salud son mucho más importantes, ya que afectan a más personas. Por lo tanto, para los efectos netos de los cambios de O₃ en los resultados de salud, también se deben considerar las poblaciones afectadas.

Así pues, los resultados de este análisis muestran evidencias de que los valores de la MD8h O₃ en zonas receptoras de las plumas de contaminación metropolitanas durante la estación de O₃ han podido disminuir en el sector oriental peninsular, debido a la reducción de emisiones de precursores locales/regionales en las citadas áreas, y que por tanto puede haber un margen de mejora con medidas regionales y locales. Este margen es muy diferente para diferentes zonas y debe ser analizado en detalle en las diferentes cuencas atmosféricas. Indicando que las zonas mediterráneas y centrales (con mayor frecuencia e intensidad de episodios de contaminación) tienen un mayor potencial. En zonas urbanas se ha registrado una ligera disminución en nueve de las once ciudades, incrementos muy ligeros en una (Sevilla) y un marcado incremento en solamente una ciudad con niveles de O₃ relativamente bajos (Bilbao). La reducción media de la fase relajamiento en zonas urbanas alcanzó -4% (excluyendo Bilbao) para reducciones de tráfico urbano de -15 a -30% que se tradujeron en reducciones de los niveles de NO₂ en proporciones similares. En los entornos receptores de O₃ se redujeron los valores de las MD8h en un -9% como media para las zonas de la mitad oriental peninsular (siete de las once zonas estudiadas,

incluyendo Madrid), excluyendo Murcia (-30%) y no hubo cambios apreciables (+0.5%) en las cuatro zonas de la mitad oriental.

Por tanto, se concluye que, teniendo en cuenta que las incertidumbres de los métodos utilizados pueden ser elevadas, parece haber un potencial de reducción de los niveles MD8h de O₃ en el sector central y oriental peninsular (con niveles de O₃ superiores, y aportes locales/regionales claros) con medidas regionales/locales de reducción de emisión de precursores en junio-julio (plena estación de O₃), mientras que en el sector occidental (donde la formación de O₃ local/regional es menos relevante comparado con el oriental) el potencial es menor. En zonas urbanas se registra una reducción bastante inferior, pero patente en nueve de las once ciudades.

Estos resultados han sido revisados científicamente mediante la publicación de los mismos en una revista científica con evaluación por pares (Querol et al., 2021).

5. BIBLIOGRAFÍA

- Barré, J., Petetin, H., Colette, A., Guevara, M., Peuch, V.-H., ..., Kouznetsov, R., 2020. Estimating lockdown induced European NO₂ changes, *Atmos. Chem. Phys. Discuss.*, <https://doi.org/10.5194/acp-2020-995>
- Gangoiti, G., Alonso, L., Navazo, M., Albizuri, A., Perez-Landa, ..., Millán, M. M., 2001. Regional transport of pollutants over the Bay of Biscay: Analysis of an ozone episode under a blocking anticyclone in west-central Europe. *Atmospheric Environment*, 36, 8, 1349–1361.;
- Liu, Z., Ciais, P., Deng, Z., Lei, R., Davis, S.J., ..., Schellnhuber, H.J., 2020. Near-real-time monitoring of global CO₂ emissions reveals the effects of the COVID-19 pandemic. *Nature Commun.* 11, 5172.
- Massagué, J., Carnerero, C., Escudero, M., Baldasano, J. M., Alastuey, A., Querol, X., 2019. 2005–2017 ozone trends and potential benefits of local measures as deduced from air quality measurements in the north of the Barcelona Metropolitan Area. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 19, 7445–7465, <https://doi.org/10.5194/acp-19-7445-2019>
- Millán, M. M., 2014. Extreme hydrometeorological events and climate change predictions in Europe. *Journal of Hydrology*, 518 PB, 206–224.
- Millán, M. M., Salvador, R., Mantilla, E., Kallos, G., 1997. Photooxidant dynamics in the Mediterranean basin in summer: Results from European research projects', *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 102, 7, 8811–8823.
- Millán, M. M., José Sanz, M., Salvador, R., Mantilla, E., 2002. Atmospheric dynamics and ozone cycles related to nitrogen deposition in the western Mediterranean. *Environmental Pollution* 118, 2, 167–186.
- Monks, P. S., Archibald, A. T., Colette, A., Cooper, O., Coyle, ..., Williams, M. L., 2015. Tropospheric ozone and its precursors from the urban to the global scale from air quality to short-lived climate forcer. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15(15), 8889–8973.
- Petetin, H., Bowdalo, D., Soret, A., Guevara, M., Jorba, O., Serradell, K., and Pérez García-Pando, C., 2020. Meteorology-normalized impact of COVID-19 lockdown upon NO₂ pollution in Spain, *Atmos. Chem. Phys.*, 20, 11119–11141, 2020. <https://doi.org/10.5194/acp-20-11119-2020>
- Querol, X., Alastuey, A., Reche, C., Orio, A., ..., Millán, M., 2016. On the origin of the highest ozone episodes in Spain', *Science of the Total Environment*. 572, 379–389.
- Querol, X., Gangoiti, G., Mantilla, E., Alastuey, A., Minguillón, M. C.,, Ahn, K. H., 2017. Phenomenology of high-ozone episodes in NE Spain, *Atmospheric Chemistry and Physics* 17, 4 2817–2838.
- Querol, X., Alastuey, A., Gangoiti, G., Perez, N., Lee, H. K., Eun, ..., Ahn, K. H., 2018. Phenomenology of summer ozone episodes over the Madrid Metropolitan Area, central Spain. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 18, 9, 6511–6533.
- Querol, X., Massagué, J., Alastuey, A., Moreno, T., Gangoiti, G., Mantilla, E., ... Cornide, M. J., 2021. Lessons from the COVID-19 air pollution decrease in Spain: Now what? *Science of The Total Environment*, 779, 146380. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146380>
- Santamaria Serna, C., Sermi, F., Spyratos, S., Iacus, S., Annunziato, A., Tarchi, D., Vespe, M., 2020. Measuring the Impact of COVID-19 Confinement Measures on Human Mobility using Mobile Positioning Data, EUR 30290 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2020, ISBN 978-92-76-20428-2, doi:10.2760/913067, JRC121298. <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC121298>

- Sicard P., De Marco A., Agathokleous E., Feng Z., Xu X., Paoletti E., Diéguez Rodríguez J.J., Calatayud V. 2020. Amplified ozone pollution in cities during the COVID-19 lockdown. *Science of The Total Environment*, 735, 139542.
- Zhao Y., Zhang K., Xu X., Shen H., Zhu X., Zhang Y., Hu Y., Shen G., 2020. Substantial Changes in Nitrogen Dioxide and Ozone after Excluding Meteorological Impacts during the COVID-19 Outbreak in Mainland China. *Environmental Sciences and Technology Lett.* 7, 402–408.