

Actividades de modelización de emisiones y calidad del aire enfocadas al diseño de recomendaciones preliminares para la mitigación del ozono en España

TRANSFERENCIA DE MITERD AL CSIC-BSC, 20213TE002 “TRANSFERENCIA A CSIC-BSC PARA TRABAJOS RELACIONADOS CON LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA DEL OZONO”

Realizado por:



Para:

Subdirección General de Aire Limpio y Sostenibilidad Industrial
Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental
Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico



Diciembre de 2022

Autores:

Marc Guevara, Hervé Petetin, Roger Garatachea, Franco López, Kevin Oliveira, Santiago Enciso, Oriol Jorba, Carlos Pérez García-Pando

Earth Sciences Department

Barcelona Supercomputing Center - Centro Nacional de Supercomputación (BSC-CNS)

Índice

1. Resumen ejecutivo	10
2. Glosario	15
3. Introducción	17
4. Estructura del documento	19
5. Objetivos y alcance	20
5.1. Objetivo general y específicos	20
5.2. Alcance	21
6. Herramientas de modelización	22
6.1. Modelo de emisiones HERMES	22
6.2. Modelo de emisiones Biogénicas MEGAN	22
6.3. Modelo de calidad del aire WRF-CMAQ	23
6.4. Modelo de calidad del aire MONARCH	24
7. Contribuciones transfronterizas al O₃ de la España peninsular	27
7.1. Introducción	27
7.2. Metodología	28
7.2.1. Configuración del modelo de calidad del aire: dominio y periodo de estudio	28
7.2.2. Método de etiquetado y asignación por país	30
7.3. Resultados	31
7.3.1. Contribución de fuentes en España y comparación a nivel Europeo	31
7.3.2. Principales fuentes de contribución al O ₃ español	34
7.3.3. Resultados por comunidad autónoma y estaciones de calidad del aire de interés	36
7.4. Conclusiones	42
8. Modelización escenarios de emisiones	44
8.1. Introducción	44
8.2. Metodología	44
8.2.1. Modelos, dominio y periodo de estudio	44
8.2.2. Escenarios de emisiones	45
8.2.3. Configuración modelos	49
8.2.4. Observaciones y evaluación	50
8.3. Resultados	51
8.3.1. Emisiones	51
8.3.2. Evaluación del escenario base (EB)	55
8.3.3. Impacto del escenario planificado (EP)	61
8.3.4. Impacto del escenario específico tráfico rodado (EE_T50)	70
8.3.5. Impacto del escenario específico industria (EE_I25)	73

8.3.6.	Impacto del escenario específico aviación y marítimo (EE_A25_M20)	76
8.3.7.	Impacto del escenario específico aviación y marítimo+ (EE_A25_M60)	79
8.3.8.	Intercomparación de los escenarios e impacto de la meteorología	82
8.4.	Conclusiones	89
9.	Conclusiones generales y recomendaciones preliminares	92
10.	Limitaciones e incertidumbres	96
11.	Referencias	98
A.	Anexo: Métricas FAIRMODE	106
B.	Anexo: Control de calidad aplicado a los datos de observación	108
C.	Anexo: Contribución de fuentes transfronterizas por comunidad autónoma	110
D.	Anexo: Metodología Escenario de Emisiones Planificado	114
D.1.	Industria Manufacturera	114
D.1.1.	Plantas Cementeras	114
D.1.2.	Cogeneración Industrial	115
D.1.3.	Industrias del vidrio, cal, cerámica y ladrillo	115
D.1.4.	Plantas de hierro y acero	116
D.2.	Uso de solventes	116
E.	Anexo: Resultados emisiones	117
E.1.	Escenario Planificado (EP)	117
F.	Anexo: Figuras adicionales sobre el impacto del EP frente al EB	119
G.	Anexo: Resultado del escenario EE_I25	121
H.	Anexo: Resultados de los escenarios de emisiones en las diferentes CCAA	123

Índice de figuras

1.	Dominio y países etiquetados.	30
2.	Contribuciones al $O_3^{(mda8)}$ en el período de junio a agosto de 2015, 2016 y 2017 expresadas en porcentaje para los 35 países Europeos etiquetados individualmente. En color las contribuciones NATIONAL, EUC, NOEU35, SE y BCON descritas en la Sección 7.2.2.	32
3.	Contribuciones al $O_3^{(mda8)}$ en España para el promedio del período de junio a agosto del 2015, 2016 y 2017 (izquierda) y el período de la ola de calor del 26 de junio al 21 de julio del 2015 (derecha). En color las contribuciones National, EUC, NOEU35, SE y BCON descritas en la Sección 7.2.2.	33
4.	Contribución BCON, SEA y NATIONAL al $O_3^{(mda8)}$ de España en valor absoluto (arriba) y en porcentaje (abajo) promedio de junio, julio y agosto de 2015, 2016 y 2017. Ver Sección 7.2.2 para definición de BCON y SEA.	35
5.	Idem que Figura 2 pero mostrando los resultados por comunidad autónoma. . .	38
6.	Contribuciones al $O_3^{(mda8)}$ en ciertas estaciones de calidad del aire de las CCAA de Madrid, Cataluña, Valencia y Andalucía.	40
7.	Contribuciones al $O_3^{(mda8)}$ en ciertas estaciones de calidad del aire de las CCAA de Madrid, Cataluña, Valencia y Andalucía en los días con concentraciones de $O_3^{(mda8)}$ por encima de $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y en el día con mayor contribución local en cada estación.	41
8.	Dominios anidados considerados en los modelos de calidad del aire WRF-CMAQ y MONARCH.	50
9.	Emisiones anuales de COVNM y NO_x [t/año] estimadas por HERMESv3 y reportadas por el Inventario Nacional de Emisiones para el tráfico rodado, uso de solventes y focos puntuales (que engloba las emisiones de centrales térmicas e industrias manufactureras) durante el año 2019.	52
10.	Diferencias relativas entre escenarios para las emisiones de COVNM (panel superior) y NO_x (panel inferior) para los sectores de refinerías de petróleo, transporte marítimo, hornos de coque, industria manufacturera, producción de electricidad, tráfico rodado, uso de solventes y totales.	54
11.	Diferencias relativas [%] del total de las emisiones de COVNM y NO_x del EP y los distintos EE con respecto al EB para el mes de julio 2019.	55
12.	Mapa del $O_3^{(mda8)}$ promedio para el escenario base (EB) en julio de 2019.	59
13.	Series temporales del O_3 observado y simulado por WRF-CMAQ y MONARCH a diferentes escalas temporales, teniendo en cuenta las estaciones con $O_3^{(mda8)}$ promedio por encima del percentil 99, 98, 95 y 0 (i.e. todas las estaciones). . .	60
14.	Diferencia de $O_3^{(h)}$ entre el escenario planificado EP y el escenario base EB en julio de 2019.	65
15.	Diferencia de $O_3^{(mda8)}$ entre el escenario planificado EP y el escenario base EB en julio de 2019.	66
16.	Evolución de la diferencia de $O_3^{(mda8)}$ entre EB y EP alrededor de algunas ciudades (promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH, julio de 2019).	67
17.	Perfiles diurnos de O_3 de los escenarios EB y EP para algunas ciudades (promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH, julio de 2019).	68

18. Serie temporal del $O_3^{(mda8)}$ en junio-agosto de 2019 para los escenarios base (EB) y planificado (EP), en las CCAA con mayores problemas de O_3	69
19. Diferencia de $O_3^{(mda8)}$ entre EE_T50 y EB en julio de 2019.	72
20. Diferencia de $O_3^{(mda8)}$ entre EE_I25 y EP en julio de 2019.	75
21. Diferencia de $O_3^{(mda8)}$ entre EE_A25_M20 y EP en julio de 2019.	78
22. Diferencia de $O_3^{(mda8)}$ entre EE_A25_M60 y EP en julio de 2019.	81
23. Distribución del $O_3^{(mda8)}$ de los diferentes escenarios durante julio de 2019.	87
24. Distribución del $O_3^{(mda8)}$ de los diferentes escenarios durante julio de 2015.	88
C.1. Contribuciones al $O_3^{(mda8)}$ en ciertas estaciones de las comunidades autónomas de Aragón, Asturias, Cantabria y Castilla-La Mancha.	111
C.2. Contribuciones al $O_3^{(mda8)}$ en ciertas estaciones de las comunidades autónomas de Castilla y León, Extremadura, Galicia y Illes Balears.	112
C.3. Contribuciones al $O_3^{(mda8)}$ en ciertas estaciones de las comunidades autónomas de La Rioja, Murcia, Navarra y País Vasco.	113
D.4. Ecuación para estimar la proyección de los FE para el año 2030	114
E.5. Distribución espacial de las emisiones de NO_x (panel superior) y COVNM (panel inferior) del sector de tráfico rodado en (a y d) EB, (b y e) EP, y (c y f) la diferencia absoluta del EP-EB.	117
E.6. Distribución espacial de las emisiones de COVNM del sector de uso de solventes en (a) EB, (b) EP, y (c) la diferencia absoluta del EP-EB.	118
F.7. Perfiles diurnos de O_3 de WRF-CMAQ y MONARCH en EB y EP, durante el periodo junio-agosto de 2019.	119
F.8. Evolución del $O_3^{(mda8)}$ en EB y EP alrededor de algunas ciudades (promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH, julio de 2019).	120
G.9. Diferencia de $O_3^{(mda8)}$ entre EE_I25 y EP en julio de 2019.	122
H.10. Impacto de los escenarios de emisiones sobre el $O_3^{(mda8)}$ en Andalucía.	123
H.11. Impacto de los escenarios de emisiones sobre el $O_3^{(mda8)}$ en Aragón.	125
H.12. Impacto de los escenarios de emisiones sobre el $O_3^{(mda8)}$ en el Principado de Asturias.	126
H.13. Impacto de los escenarios de emisiones sobre el $O_3^{(mda8)}$ en los Baleares.	127
H.14. Impacto de los escenarios de emisiones sobre el $O_3^{(mda8)}$ en Cantabria.	128
H.15. Impacto de los escenarios de emisiones sobre el $O_3^{(mda8)}$ en Cataluña.	129
H.16. Impacto de los escenarios de emisiones sobre el $O_3^{(mda8)}$ en Castilla-la-Mancha.	130
H.17. Impacto de los escenarios de emisiones sobre el $O_3^{(mda8)}$ en Castilla y León.	131
H.18. Impacto de los escenarios de emisiones sobre el $O_3^{(mda8)}$ en Extremadura.	132
H.19. Impacto de los escenarios de emisiones sobre el $O_3^{(mda8)}$ en Galicia.	133
H.20. Impacto de los escenarios de emisiones sobre el $O_3^{(mda8)}$ en la Comunidad de Madrid.	134
H.21. Impacto de los escenarios de emisiones sobre el $O_3^{(mda8)}$ en Murcia.	135
H.22. Impacto de los escenarios de emisiones sobre el $O_3^{(mda8)}$ en la Comunidad Foral de Navarra.	136
H.23. Impacto de los escenarios de emisiones sobre el $O_3^{(mda8)}$ en País Vasco.	137

H.24. Impacto de los escenarios de emisiones sobre el $O_3^{(mda8)}$ en la Rioja.	138
H.25. Impacto de los escenarios de emisiones sobre el $O_3^{(mda8)}$ en la Comunidad Valenciana.	139

Índice de tablas

1.	Configuración del modelo de calidad del aire WRF-CMAQ para el estudio de contribución de fuentes.	29
2.	Distribución de los porcentajes de contribución al $O_3^{(mda8)}$ en España para el período de junio a agosto del 2015, 2016 y 2017. pX corresponde al percentil X.	34
3.	Contribuciones al $O_3^{(mda8)}$ por comunidad autónoma.	37
4.	Resumen de los escenarios de emisiones.	46
5.	Emisiones de NO_x para los años 2019 y 2030 y Factores de Ajuste (FA) para cada sector.	47
6.	Emisiones de COVNM para los años 2019 y 2030 y Factores de Ajuste (FA) para cada sector.	48
7.	Factor de Ajuste (FA) de las emisiones de NO_x y COVNM para las centrales térmicas por tipo de combustible.	48
8.	Configuración de los modelos de calidad del aire WRF-CMAQ y MONARCH.	50
9.	Estadísticos de la evaluación del modelo WRF-CMAQ y MONARCH para el periodo junio-agosto de 2019 a diferentes escalas de tiempo.	57
10.	Porcentaje de estaciones que cumplen con el indicador de calidad recomendado por FAIRMODE.	58
11.	Distribución de las diferencias de O_3 en España entre EP y EB, a escala horaria ($O_3^{(h)}$) y mda8 ($O_3^{(mda8)}$) en julio de 2019, y a escala mda8 en promedio sobre julio de 2019 ($\overline{O_3^{(mda8)}}$).	62
12.	Distribución de las diferencias de O_3 en España entre EE_T50 y EB (mitad superior, valores sin paréntesis), entre EP y EB (mitad superior, valores entre paréntesis) y entre EE_T50 y EP (mitad inferior).	71
13.	Distribución de las diferencias de O_3 en España entre EE_I25 y EB (mitad superior, valores sin paréntesis), entre EP y EB (mitad superior, valores entre paréntesis) y entre EE_I25 y EP (mitad inferior).	74
14.	Distribución de las diferencias de O_3 en España entre EE_A25_M20 y EB (mitad superior, valores sin paréntesis), entre EP y EB (mitad superior, valores entre paréntesis) y entre EE_A25_M20 y EP (mitad inferior).	77
15.	Distribución de las diferencias de O_3 en España entre EE_A25_M60 y EB (mitad superior, valores sin paréntesis), entre EP y EB (mitad superior, valores entre paréntesis) y entre EE_A25_M60 y EP (mitad inferior).	80
16.	Reducción potencial del número de superaciones de $O_3^{(mda8)}$ por encima de 120, 140 y 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de los diferentes escenarios.	83
17.	Impacto de los escenarios en el número de superaciones de $O_3^{(mda8)}$ en julio de 2019.	85
18.	Impacto de los escenarios en el número de superaciones de O_3 en julio de 2019.	91
B.1.	Descripción de los filtros de GHOST aplicados en las observaciones de calidad del aire.	109
D.2.	Factores de emisión de NO_x y COVNM y porcentajes de coke en la mezcla de combustibles usados medidos en cementeras para el periodo 2007 hasta 2020 y proyectados para 2030.	114

D.3. Factor de ajuste de las emisiones para plantas cementeras.	115
D.4. Evolución del consumo de combustible [kteps] y factores de ajuste (FA) en el sector de la cogeneración industrial según PNIEC.	115
D.5. Evolución del consumo de combustible [kteps] y factores de ajuste (FA) en la industria del vidrio, cal, cerámica y ladrillo	116
D.6. Evolución del consumo de combustible [kteps] y factores de ajuste (FA) en las plantas de hierro y acero	116
D.7. Factor de ajuste (FA) de las emisiones de COVNM en el uso de solventes por actividad industrial	116
H.8. Impacto de los escenarios en el número de superaciones de $O_3^{(d1max)}$ en julio de 2019.	124

1. Resumen ejecutivo

El Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD) está elaborando las bases para un nuevo Plan Nacional de Ozono que aborde medidas específicas que reduzcan las concentraciones en superficie del ozono (O_3) troposférico en España. En este contexto, el MITERD ha encargado al Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), al Barcelona Supercomputing Center-Centro Nacional de Supercomputación (BSC), al Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM), a la Universidad del País Vasco (UPV/EHU) y al Instituto de Tecnología Cerámica (ITC/UJI), con la colaboración de la Universidad de Huelva (UHU) y la Universidad de Zaragoza (UZAR), la realización de una serie de trabajos relacionados con el estudio de la dinámica de formación del O_3 troposférico en el territorio español planeados para un periodo de 4 años (2021 a 2024) con el objeto de proporcionar recomendaciones científicas para la elaboración del Plan Nacional de O_3 . En este marco, el BSC se encarga de las tareas de modelización numérica que permiten avanzar en el conocimiento de los procesos que controlan la formación de O_3 y a la vez cuantificar el impacto de escenarios de reducción de emisiones de sus precursores sobre este contaminante. El presente informe presenta los resultados preliminares de los trabajos de modelización, a realizar a lo largo de los 4 años de trabajo, obtenidos durante la primera mitad del periodo de ejecución a diciembre de 2022.

El O_3 es un contaminante atmosférico gaseoso secundario formado en la troposfera a partir de reacciones fotoquímicas no lineales entre sus precursores principales, óxidos de nitrógeno (NO_x) y compuestos orgánicos volátiles (COVs). El O_3 tiene efectos adversos sobre la salud, el clima, la vegetación, la biodiversidad y los cultivos. Por ello, hay directrices a nivel internacional, por ejemplo las propuestas por el convenio sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a gran distancia, *Long-Range Transboundary Air Pollution* (LRTAP) por sus siglas en inglés, de la *United Nations Economic Commission for Europe* (UNECE), y la *Organización Mundial de la Salud* (OMS) así como legislación vinculante como la Directiva Europea (*Directiva 2008/50/CE*, en revisión actualmente) que definen umbrales de concentración o valores objetivo a partir de los cuales los impactos se vuelven más severos. Asimismo estos marcos normativos señalan la necesidad de usar herramientas de modelización para profundizar en la dinámica de formación de este contaminante secundario. A pesar de los esfuerzos realizados hasta la fecha para reducir las emisiones de sus precursores antropogénicos, se continúan registrando superaciones de los umbrales de información y alerta a la población en distintas regiones del territorio español, así como incumplimientos del valor objetivo y valor objetivo a largo plazo de protección a la salud.

El presente documento describe los trabajos de modelización realizados por el BSC que abordan dos objetivos específicos: i) la estimación de la contribución nacional y transfronteriza a los niveles de concentración de O_3 en la España peninsular, distinguiendo en la transfronteriza la contribución hemisférica, europea y marítima (emisiones del transporte marítimo); y ii) la cuantificación de los cambios en las concentraciones de O_3 bajo distintos escenarios de reducción de emisiones antropogénicas de sus precursores en la España peninsular. El estudio de contribuciones permite entender mejor el margen de actuación para reducir las concentraciones de O_3 tanto a nivel nacional como europeo. Los escenarios estudiados contemplan las proyecciones del *Plan Nacional Integrado de Energía y Clima* (PNIEC) y el *Programa Nacional de Control de la Contaminación Atmosférica* (PNCAA) para 2030, así como medidas específicas adicionales que podrían contribuir a la reducción de las concentraciones de O_3 . Con todo, el

objetivo de los trabajos es tener un mejor conocimiento tanto de la contribución de las actividades como de los procesos físico-químicos que determinan los niveles de O₃ en las diferentes cuencas de la España peninsular, y disponer de una herramienta que permita valorar de forma cuantitativa el margen de actuación para reducir las concentraciones de O₃ tanto a nivel nacional como europeo.

La metodología incluye el uso de herramientas avanzadas de modelización numérica que se describen en el **apartado 6**. Se emplea el modelo de emisiones High-Selective Resolution Modelling Emission System version3 (HERMESv3) desarrollado en el BSC para el procesado de las emisiones antropogénicas y la generación de los escenarios de emisiones. HERMESv3 se complementa con el modelo de emisiones biogénicas MEGAN que proporciona los flujos de emisión de la vegetación. Estos datos de emisiones son empleados por modelos de calidad del aire que simulan la dinámica del O₃ troposférico en el dominio de estudio (la península Ibérica e Islas Baleares) y cuantifican los impactos de los distintos escenarios de emisiones. Para asegurar una mayor robustez de los resultados de modelización con escenarios de reducción de emisiones, se ha optado por trabajar con dos modelos de calidad del aire. Los sistemas empleados son por una parte el sistema de modelos WRF-CMAQ (WRF para meteorología y CMAQ para la química atmosférica) y por otra el modelo acoplado MONARCH. Ambos sistemas son notablemente distintos en diseño (p. ej., meteorología distinta, acoplamiento meteorología-química *offline* u *online*, esquemas químicos de distinta complejidad) y su uso conjunto permite obtener una medida de la incertidumbre en la respuesta del O₃ a los distintos escenarios de reducción de emisiones. En otras palabras, cuanto mayor es la discrepancia entre modelos, menor grado de confianza se otorga a los resultados obtenidos. Mientras que se han utilizado los dos sistemas de modelización para la cuantificación del impacto de los escenarios, el estudio de las contribuciones se ha realizado únicamente con el sistema WRF-CMAQ dado que éste incluye el módulo ISAM que permite especificar fuentes o regiones de origen de los precursores del O₃ y distinguir sus contribuciones respectivas a las concentraciones de O₃ en cada celda del modelo.

El apartado 7 se centra en el estudio de la contribución nacional y transfronteriza al O₃ en la España peninsular. Se ha simulado un dominio europeo etiquetando separadamente los precursores y el O₃ originados i) en cada país de la Unión Europea del dominio; ii) en el mar por emisiones del transporte marítimo; iii) en el conjunto de países que no forman parte de la Unión Europea pero sí del dominio de simulación; y iv) fuera del dominio de simulación y que representan el resto de contribuciones hemisféricas. Las simulaciones abarcan tres años (2015-2017) durante el periodo de mayor interés para la formación fotoquímica del O₃ (junio-agosto).

En el apartado 8 se cuantifica el impacto de escenarios de reducción de emisiones antropogénicas previstos por MITERD y de escenarios específicos adicionales en los niveles de O₃ de la España peninsular. Como punto de partida, se ha desarrollado un **Escenario Base (EB)** de emisiones que caracteriza las emisiones antropogénicas en España para el año 2019 partiendo de las emisiones reportadas por el *Sistema Español de Inventario de Emisiones* proporcionadas por el MITERD. Esta fuente de información ha sido combinada con el inventario de detalle disponible en el modelo HERMESv3 (módulo *bottom-up*) con el objeto de generar datos de emisión georeferenciados, desagregados espacial y temporalmente, y especiados para su uso en un modelo de calidad del aire. A partir del EB, se ha diseñado un **Escenario Planificado (EP) que considera los cambios en las emisiones derivadas de PNIEC y PNCAA para 2030**. Por falta de información georeferenciada, los cambios planificados respecto al uso

de biomasa para producción eléctrica no se han podido tener en cuenta en el EP. Para analizar medidas que van más allá de las planificadas o los potenciales incumplimientos de medidas planificadas, se han preparado cuatro **Escenarios Específicos (EE)** que parten del EP:

1. Escenario en el que se supone un cumplimiento parcial del 50% en la reducción de emisiones del tráfico rodado prevista en el EP.
2. Escenario de reducción adicional de emisiones marítimas (-20%) y de tráfico aéreo (-25%).
3. Escenario de reducción adicional de las emisiones marítimas (-60%), manteniendo la reducción de tráfico aéreo en un -25%.
4. Escenario de reducción adicional de emisiones industriales en los sectores del refino y la fabricación de productos minerales no metálicos excepto cementeras (-25%).

Empleando los dos modelos de calidad del aire, WRF-CMAQ y MONARCH, se han cuantificado las reducciones en los niveles de O₃ para cada escenario de emisión planteado. El periodo de estudio para el EB se ha centrado en el verano (junio-agosto) de 2019 y el análisis de los escenarios (EP y EEs) en el mes de julio de 2019 cuando se registran las concentraciones de O₃ más elevadas. Como paso preliminar, se han evaluado los resultados del EB obtenidos con los dos modelos, mostrando ambos sistemas un comportamiento dentro de los estándares definidos por la comunidad científica en modelización de la calidad del aire.

En esta primera fase de los trabajos orientados a la elaboración de recomendaciones científicas para el nuevo Plan Nacional de O₃ se han obtenido una serie de **resultados** (presentados en los **apartados 7 y 8**) y **conclusiones generales** derivadas de los trabajos de modelización (detalladas en el **apartado 9**), que se resumen a continuación:

- España es uno de los países de Europa que tiene una contribución más elevada de emisiones propias (nacionales) en los niveles de O₃. Las contribuciones nacionales son más altas durante los episodios de alta contaminación. Aunque la contribución transfronteriza representa una fracción significativa, el margen de reducción de O₃ con medidas a nivel nacional es amplio.
- Se ha identificado el sector del transporte marítimo como una de las fuentes de emisión claves para entender los niveles de O₃ característicos de España, especialmente en el sur y levante peninsular. Las emisiones marítimas tienen una contribución mayor al O₃ en España que las emisiones de países vecinos como Portugal o Francia.
- La contribución de los niveles de O₃ hemisférico (niveles de fondo) es muy relevante en todo el país. Su reducción no se puede abordar con medidas nacionales pero sinergias en los planes de reducción de emisiones a nivel internacional pueden contribuir en este sentido.
- Las condiciones meteorológicas introducen una variabilidad importante en las distintas contribuciones, observándose aumentos muy significativos de la contribución local en episodios de producción fotoquímica local. Los niveles de fondo de O₃ se mantienen bastante constantes, pero su contribución disminuye notablemente durante estos eventos.

- Las medidas del escenario EP consiguen una disminución notable de los niveles de O₃ y superación de valores normativos para el O₃ sobre gran parte del territorio. Las cuencas con mayores reducciones de O₃ son la Comunidad de Madrid, el norte de Catalunya, la Comunidad Valenciana, Galicia y Andalucía.
- En algunas ciudades costeras, la fuerte disminución proyectada en las emisiones NO_x en el EP resulta en un aumento del O₃ debido a una reducción del efecto de la titración (destrucción) del O₃. El área metropolitana de Barcelona es la región más impactada por este efecto. Al tratarse de zonas con regímenes químicos limitados por COVNM, es de esperar que reducciones de las emisiones antropogénicas de COVNM contrarresten este efecto en un futuro. Por otro lado, ciudades del interior muestran una respuesta muy positiva al EP con disminuciones de O₃ atribuidas a una menor producción local de O₃ que compensa al efecto de la titración, siendo la ciudad de Madrid el caso más destacable.
- El impacto del EP es más importante en situaciones con elevadas concentraciones de O₃, lo que consigue reducir en gran medida superaciones de los umbrales de información a la población.
- El tráfico rodado es el sector clave para lograr una reducción generalizada del O₃ en la España peninsular. El incumplimiento de las reducciones de las emisiones de NO_x previstas en EP para este sector (-30 % en vez de -60 %) implicaría quedarse en la mitad en la disminución de O₃ estimadas en este escenario.
- Después del tráfico rodado, las emisiones del tráfico marítimo representan el segundo sector clave para la reducción del O₃, particularmente en zonas costeras mediterráneas donde se concentra una gran parte de la población. Medidas ambiciosas en este sector permitirían alcanzar beneficios muy positivos en las zonas costeras y tierra adentro.
- Medidas orientadas a reducir las emisiones de otros sectores, como son las industrias de refino e industria mineral no metálica (excepto cementeras), y la aviación, muestran un impacto limitado y localizado en los niveles de O₃.
- Aunque las reducciones alcanzadas en el EP y algunos escenarios específicos son muy importantes para reducir las superaciones del umbral de información a la población (concentración horaria), los niveles de O₃ parecen estar aún lejos del cumplimiento del valor objetivo y valor objetivo a largo plazo marcados por la Directiva Europea 2008/50/EC.

En base a las conclusiones de los trabajos realizados, se derivan una serie de **recomendaciones preliminares** para la elaboración del Plan de O₃ (detalladas en el **apartado 9**):

- El problema del O₃ en España no se puede abordar solo con medidas a nivel estatal debido al rol relevante de las contribuciones transfronterizas, tanto de origen Europeo como hemisférico. Es por ello que se recomienda seguir impulsando acciones coordinadas a nivel internacional para lograr una disminución de los niveles de fondo de O₃. Asimismo, se debe considerar la necesidad de impulsar la designación del Mar Mediterráneo como una zona de control de las emisiones NECA, acción que impactaría significativamente en la disminución del O₃ en el levante español. Estudiar las sinergias de los planes de reducción de emisiones de otros países europeos, especialmente los vecinos, puede ayudar a cuantificar mejor los impactos esperados en un futuro en el O₃ de España.

- De las medidas planificadas en el PNIEC y PNCAA, es importante alcanzar los hitos marcados en la reducción de emisiones del sector del tráfico rodado, al ser este el sector con mayor impacto en el O₃ nacional. Se recomienda seguir impulsando la transición tecnológica en este sector y respaldar el despliegue de medidas orientadas a reducir su actividad.
- La fuerte reducción de las emisiones de NO_x previstas en los planes puede resultar en un aumento en las concentraciones de O₃ en áreas urbanas costeras debido al efecto de la menor titración del O₃. El diseño de medidas adicionales es recomendable para compensar este efecto. En este sentido, medidas orientadas a la reducción de las emisiones de COVNM de origen antropogénico pueden contribuir a reducir el O₃ en estos entornos.
- Se recomienda profundizar en el impacto de reducciones de emisiones en otros sectores clave como es el sector de uso de solventes para lograr disminuciones mayores de los niveles de O₃. Incertidumbres en las emisiones, particularmente de los COVNM, y su reactividad son aspectos claves que requieren mayor estudio.

Los resultados presentados en este trabajo no están exentos de ciertas **limitaciones** que se deben tener en cuenta y se desarrollan en el **apartado 10**. Algunas proyecciones en las emisiones de sectores potencialmente relevantes en la formación de O₃ no se han podido considerar debido a la falta de información, como son la actividad de quema de biomasa agrícola y forestal, las emisiones fugitivas originadas durante el repostaje de vehículos y las emisiones de proceso generadas durante la producción de productos de química orgánica. Se debe tener presente que la incertidumbre de las emisiones de COVNM reportada por MITERD es elevada, y que revisiones metodológicas de sectores clave como el tráfico rodado resultan en aumentos de las emisiones NO_x, con lo que las emisiones empleadas en este trabajo pueden estar subestimadas. En los escenarios analizados solo se han abordado cambios en las emisiones antropogénicas, quedando al margen una discusión sobre el rol que pueden tener las emisiones biogénicas de COVNM y NO_x procedentes de ecosistemas y suelos, respectivamente.

Resaltar que durante esta primera fase de los trabajos para la elaboración de recomendaciones científicas del Plan Nacional de O₃ se han realizado varias campañas de medidas COVNM que se deberán explotar para mejorar los modelos empleados en este estudio.

2. Glosario

BCON *Boundary CONditions* (condiciones de contorno)
BSC *Barcelona Supercomputing Center-Centro Nacional de Supercomputación*
CALIOPE *CALIdad del aire Operacional Para España*
CAMS *Copernicus Atmosphere Monitoring Service*
CB05 *mecanismo químico Carbon Bond 2005*
CCAA *Comunidades Autónomas*
CMAQ *Community Multiscale Air Quality model*
COPERT *COmputer Programme to calculate Emissions from Road Transport*
COV *Compuestos Orgánicos Volátiles*
COVNM *Compuestos Orgánicos Volátiles No-Metánicos*
CSIC *Consejo Superior de Investigaciones Científicas*
d1max *Máximo Diario de 1 Hora*
EB *Escenario Base*
EE_A25_M20 *escenario específico con medidas planificadas más -25 % de emisiones de aviación y -20 % de emisiones marítimas*
EE_A25_M60 *escenario específico con medidas planificadas más -25 % de emisiones de aviación y -60 % de emisiones marítimas*
EE_I25 *escenario específico con medidas planificadas más -25 % de emisiones industriales*
EE_T50 *escenario específico con solo 50 % de las reducciones de tráfico rodado previstas en el escenario planificado*
EEA *Environmental European Agency*
EMEP *European Monitoring and Evaluation Programme*
EP *Escenario Planificado*
ERA5 *European Centre for Medium-Range Weather Forecasts Reanalysis v5*
ERA-Interim *European Centre for Medium-Range Weather Forecasts Interim reanalysis*
EUC *EUropean Contribution*
FA *Factor de Ajuste*
FAIRMODE *Forum for AIR quality MOdeling*
FNL *Final Global Forecast System analysis*
GFAS *CAMS Global Fire Assimilation System*
GHOST *Global Harmonized Observational Surface Treatment*
HERMES *High-Elective Resolution Modelling Emissions System*
HERMESv3BU *High-Elective Resolution Modelling Emissions System - Bottom-Up*
HERMESv3GR *High-Elective Resolution Modelling Emissions System - Global-Regional*
ICAP *International Cooperative for Aerosol Prediction*
ICON *Initial CONditions*
LPS *Large Point Sources* (Bases de datos de Grandes Focos Puntuales)
LRTAP *Long-Range Transboundary Air Pollution*
MB *Mean Bias*
mda8 *Maximum of Daily Average 8-hour*
MEGAN *Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature* (Modelo de Emisiones de Gases y Aerosoles de Naturaleza)
MITERD *Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico*

MODIS *MOderate Resolution Imaging Spectroradiometer*
MONARCH *Multiscale Online Nonhydrostatic Atmosphere Chemistry*
MQI *Modelling Quality Indicator*
MQO *Modelling Quality Objective*
NECA *Nitrogen Emission Control Area*
NCEP *National Center for Environmental Prediction*
nMB *normalized Mean Bias*
NMMB *Nonhydrostatic Multiscale Model on the B-grid*
nRMSE *normalized Root Mean Square Error*
NOEU35 *Contribuciones NO Europeas*
PCC *Pearson Correlation Coefficient*
PNCCA *Programa Nacional de Control de la Contaminación Atmosférica*
PNIEC *Plan Nacional Integrado de Energía y Clima*
PRTR-España *Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes*
RMSE *Root Mean Square Error*
SEA *Contribución de las emisiones marítimas*
SEI *Sistema Español de Inventario de Emisiones*
SOA *Secondary Organic Aerosol*
SNAP *Selected Nomenclature for Air Pollution*
WHO *World Health Organization*
WRF-ARW *Weather Research and Forecasting - Advanced Research WRF*

3. Introducción

El ozono (O_3) troposférico es un contaminante secundario con efectos adversos sobre la salud y la vegetación. La exposición a altos niveles de este gas provoca afecciones respiratorias en humanos, mientras que la productividad agrícola se reduce y existe pérdida de biodiversidad. La formación de O_3 a nivel troposférico ocurre a partir de reacciones fotoquímicas de otras especies precursoras: óxidos de nitrógeno (NO_x), compuestos orgánicos volátiles no metánicos (COVNM), metano (CH_4) y monóxido de carbono (CO) (Crutzen 1974; Mills et al. 2011; WHO 2021).

En España se presentan condiciones ambientales que favorecen la producción de O_3 , debido a las altas temperaturas e insolación durante el verano, geografía y meteorología compleja, a los altos niveles de NO_x provenientes principalmente del tráfico rodado y la actividad industrial, y a la abundancia en la atmósfera de COVNM de origen biogénico y antropogénico. No obstante, la orografía y el transporte a larga distancia también influyen en los niveles de fondo de O_3 (por ejemplo, el transporte intercontinental en el que adquieren relevancia los precursores CH_4 y CO) (García et al. 2021; in'tVeld et al. 2021).

Estudios previos en diferentes zonas del país con altos niveles de O_3 troposférico se han llevado a cabo en la cuenca de Madrid, la costa mediterránea (Cataluña y Valencia), el valle del Guadalquivir y el noreste de España. Estos dan cuenta de la complejidad en su proceso de formación, debido a las particularidades en cuanto a altitud, clima, condiciones de viento, así como en cuanto a tipo y número de industrias, grado de urbanización y distancia de la línea costera (Millán et al. 1997; Millán et al. 2000; Toll y Baldasano 2000; Gangoiti et al. 2001; Jiménez y Baldasano 2004; Pérez et al. 2004; Jiménez, Lelieveld y Baldasano 2006; Castell, Mantilla y M.M. 2007; Adame et al. 2008; Gonçalves, Jiménez-Guerrero y Baldasano 2009; Adame, Bolívar y Morena 2010; Millán 2014; Valverde, Pay y Baldasano 2016; Querol et al. 2016; Querol et al. 2017; Querol et al. 2018; Escudero et al. 2019; Massagué et al. 2019; Massagué et al. 2021).

Es tal la complejidad que los niveles de O_3 no disminuyeron en el período 2002-2018, a pesar de que las emisiones de NO_x y COVNM se redujeron un 44% y un 19%, respectivamente, de acuerdo con el Sistema Español de Inventario de Emisiones (Vivanco et al. 2021). Lo anterior ilustra la dificultad de aplicar estrategias de control de este contaminante secundario, y, por ende, de cumplir con la normativa vigente de calidad del aire, la que establece un valor objetivo de la concentración de O_3 máxima diaria de las medias móviles octohorarias (O_3^{mda8}), por las siglas en inglés *maximum of daily average 8-hour*) de $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para la protección de la salud humana, valor objetivo que no puede superarse más de 25 días al año, promediado en un período de 3 años (Directiva 2008/50/CE).

En este contexto, los modelos de calidad del aire surgen como una herramienta para la toma de decisiones en las políticas de gestión de los contaminantes. Una completa descripción de la contaminación atmosférica en conjunto con el análisis de fuentes de emisiones y de procesos meteorológicos se puede obtener mediante modelización. Su utilidad radica en que es posible cuantificar la relación determinista entre las emisiones y las concentraciones en el aire ambiente definiendo diferentes escenarios para su posterior comparación (Oliveri Conti et al. 2017).

Los modelos numéricos de calidad del aire constan típicamente de un modelo de emisiones, un modelo meteorológico y un modelo de transporte químico, los que pueden estar acoplados o ejecutarse independientemente. Estos modelos requieren de condiciones iniciales (descripción

del estado inicial de la atmósfera), condiciones de contorno (excepto en modelos globales) e inventarios de emisiones como datos de entrada (Baklanov y Zhang 2020).

En el presente informe se utilizan modelos de emisiones y de calidad del aire para el estudio de la contribución de fuentes de O₃ y en el análisis del impacto de cambios en las emisiones antropogénicas sobre la concentración de este contaminante en la España peninsular.

4. Estructura del documento

El documento se estructura de la siguiente forma, la Sección 5 presenta los objetivos del trabajo descrito en el presente documento así como el alcance del mismo y la Sección 6 introduce las herramientas numéricas que se emplean para la modelización de la dinámica del O₃. Los resultados de los dos objetivos específicos del trabajos se presentan, por un lado, en la Sección 7 donde se describen los resultados del trabajo sobre la contribución externa al O₃ de la España peninsular, y por otro lado, la Sección 8 donde se presentan los resultados del impacto de los distintos escenarios de emisiones abordados. Cada una de estas secciones incluye apartados con aspectos metodológicos específicos, con la descripción de sus resultados y conclusiones. Por último, la Sección 9 presenta de forma sintetizada las conclusiones principales y las recomendaciones derivadas de los trabajos realizados y la Sección 10 las limitaciones y mayores incertidumbres de los mismos.

5. Objetivos y alcance

5.1. Objetivo general y específicos

El Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD) está elaborando las bases para un nuevo Plan Nacional de Ozono con el objeto de mitigar la problemática del ozono (O_3) troposférico en España. Para ello está diseñando medidas específicas de reducciones de emisiones antropogénicas que resulten con una reducción significativa de las concentraciones de O_3 . Para ello, el MITERD ha encargado al Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) la realización de una serie de trabajos científicos relacionados con el estudio de la dinámica de formación del O_3 troposférico en el territorio español y los procesos claves que pueden ayudar a controlar su formación. Los trabajos se han planeado para un periodo de 4 años (2021 a 2024) con el objeto de proporcionar recomendaciones científicas para la elaboración del nuevo plan del MITERD. El CSIC y el Barcelona Supercomputing Center-Centro Nacional de Supercomputación (BSC) han acordado que los trabajos de modelización numérica para avanzar en el conocimiento de los procesos que pueden controlar la formación de O_3 y cuantificar el impacto de escenarios de reducción de emisiones los lleve a cabo el BSC. El presente informe tiene como objetivo presentar los resultados preliminares de los trabajos de modelización a realizar por parte del BSC a lo largo de los 4 años de trabajo justo a mitad del periodo de ejecución de los mismos.

El objetivo principal de los trabajos de modelización que aquí se describen es identificar los procesos claves en la formación de O_3 troposférico en España que permitan diseñar estrategias de mitigación eficientes mediante el uso de herramientas de modelización numérica. El informe aborda las siguientes cuestiones científicas:

- ¿Cuál es la contribución del O_3 transfronterizo a los niveles de O_3 modelados en el dominio de la España peninsular?
- ¿Cómo responde el O_3 troposférico a los planes de reducción de emisiones previstos por el MITERD y actuaciones complementarias?

Para responder a estas preguntas se definen dos objetivos específicos. El primer objetivo específico cuantifica la contribución del O_3 transfronterizo y sus precursores en las concentraciones de O_3 troposférico en superficie en la España peninsular. Para ello, se emplean técnicas de modelización que permiten etiquetar los precursores de O_3 (NO_x y COVs) emitidos fuera de España, así como el O_3 que no se ha formado en el país, y cuantificar su contribución respecto a la formación de O_3 a nivel estatal. Este primer trabajo permite cuantificar el margen de actuación que tiene España para la mejora de los niveles de O_3 mediante medidas de reducción de emisiones a nivel nacional. También, identificar fuentes de formación de O_3 relevantes que quizás no están dentro de las competencias nacionales de regulación pero que con acciones Europeas o internacionales contribuirían a una reducción en los niveles de O_3 en España.

El segundo objetivo específico evalúa el impacto de los escenarios de reducción de emisiones propuestos por el MITERD, PNIIEC y PNCCA, en la dinámica de formación del O_3 en España y cuantifica las reducciones o aumentos derivados de su implementación mediante el uso de herramientas de modelización numérica. Para ello se diseñan escenarios de emisión y se modeliza con una aproximación multi-modelo los mismos para identificar las medidas más eficientes en reducir los niveles de O_3 en España.

De los resultados de los dos objetivos específicos anteriores se derivan una serie de recomendaciones preliminares a tener en consideración en la elaboración del Plan Nacional de Ozono del MITERD.

5.2. Alcance

Los trabajos que se presentan en este informe se centran en el estudio del O₃ troposférico y sus concentraciones a nivel de superficie. Los resultados y análisis presentados se focalizan solo en el contaminante atmosférico O₃ sin entrar a analizar la dinámica de los niveles de concentración de otros contaminantes relevantes en la formación del O₃ como son los NO_x, los COVs o las partículas secundarias. Para el análisis de los resultados se emplea básicamente la métrica de la máxima diaria de las medias móviles octohorarias (O₃^(mda8) por sus siglas en inglés) con el objeto de simplificar la discusión y focalizarse en los niveles de concentración elevados.

El segundo objetivo específico se aborda mediante la definición de escenarios de emisiones derivados, por una parte, de la información proporcionada por MITERD referente a sus planes actuales de reducción de emisiones a 2030, y por otro lado, escenarios específicos adicionales genéricos con el objeto de identificar sectores de emisión que impacten con una mayor sensibilidad a los resultados de los modelos de calidad del aire. Los escenarios específicos se diseñan de forma general sin entrar en el detalle de cómo se deberían implementar dichas acciones a nivel local. El objetivo es identificar posibles medidas no contempladas en los planes del MITERD que permitan reducir en mayor medida los niveles de O₃. En futuras fases de las actividades diseñadas para la elaboración de recomendaciones del Plan Nacional de O₃ del MITERD se plantearán el diseño de medidas más de detalle.

Debido a los tiempos de ejecución de los trabajos que se presentan en este informe, los resultados de modelización se han evaluado pero no se han podido realizar actividades de mejora de los modelos de calidad del aire. A partir de los resultados que se han obtenido se derivan posibles acciones de mejora de los modelos empleados que se plantean implementar en actividades futuras.

6. Herramientas de modelización

En esta sección se describen brevemente las herramientas empleadas para los trabajos de modelización. Básicamente, se han empleado modelos de procesado de emisiones y dos sistemas de calidad del aire.

6.1. Modelo de emisiones HERMES

La simulación de las emisiones de origen antropogénico se lleva a cabo utilizando el sistema de modelización de emisiones multiescalar *High-Effective Resolution Modelling Emission System* version 3 (HERMESv3), desarrollado por el Departamento de Ciencias de la Tierra del BSC. HERMESv3 cuenta con dos módulos que se pueden ejecutar de forma independiente o combinada:

- HERMESv3_GR: el primer módulo, denominado global-regional (HERMESv3_GR), es un sistema que permite procesar inventarios de emisión existentes y adaptarlos a las necesidades de los sistemas de modelización de la calidad del aire, incluyendo: (i) remapeo de las emisiones desde su malla original a su malla de destino, (ii) desagregación temporal desde nivel anual a nivel horario, (iii) distribución vertical y (iv) especiación de contaminantes primarios (p. ej. NO_x, COVNM y PM_{2.5}) en las especies del mecanismo químico utilizado por el correspondiente modelo de calidad del aire. La descripción de este módulo y de sus funcionalidades vienen detalladas en (Guevara et al. 2019).
- HERMESv3_BU: El segundo módulo, denominado bottom-up module (HERMESv3_BU), es un modelo que permite estimar emisiones a alta resolución espacial (nivel de calle, industria) y temporal (1 hora) combinando las metodologías y factores de emisión descritos en las guías europeas *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019* (EEA 2019) con datos de actividad locales y parámetros meteorológicos. HERMESv3_BU incluye metodologías bottom-up para estimar las emisiones de las siguientes fuentes contaminantes: focos puntuales (industrias energéticas y manufactureras), combustión residencial y comercial, uso de solventes, tráfico rodado, tráfico no rodado (incluyendo puertos, aeropuertos y maquinaria agrícola) y actividades agrícolas (uso de fertilizantes y ganadería). Para el caso particular del tráfico rodado, HERMESv3_BU utiliza la base de datos de factores de emisión reportada por el software *Computer Programme to calculate Emissions from Road Transport* (COPERT 5) y también incluye las emisiones de partículas debidas a la resuspensión del tráfico (Amato et al. 2012). La descripción de este módulo y sus funcionalidades están detallados en (Guevara et al. 2020).

6.2. Modelo de emisiones Biogénicas MEGAN

El modelo encargado de simular los flujos de emisión biogénicas procedentes de ecosistemas naturales es el *Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature* (MEGAN; A. Guenther et al. 2006; A. B. Guenther et al. 2012). Para el cálculo de emisiones, el modelo tiene en cuenta variables de cubierta vegetal (factores de emisión, índice de área foliar y tipos funcionales de plantas) así como datos meteorológicos (radiación solar y temperatura) estimados por un modelo meteorológico mesoscalar.

MEGAN simula las emisiones biogénicas de COVNM, CO y NO_x. El cálculo de las emisiones en el modelo se realiza en dos pasos diferentes:

- Asignación espacial de datos de cubierta vegetal a la malla de trabajo.
- Ejecución de los programas que conforman el modelo MEGAN.

La información de cubierta vegetal incluida es la siguiente:

- Factores de emisión: definen el potencial de emisión por diversas especies contaminantes (p. ej, isopreno) y celda del dominio en base a datos de composición de especies y factores de emisión específicos para más de 2000 eco-regiones diferentes. Los datos tienen una resolución de 1km x 1km.
- Tipo funcional de plantas: define el tipo de vegetación predominante en cada celda del dominio (por ejemplo, bosque de hoja caduca), derivado a partir de datos del satélite *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) del año 2008. Los datos tienen una resolución espacial de 1km x 1km.
- Índice de área foliar: define el área de una superficie que se encuentra cubierta por zonas verdes (es decir, área foliar dividido entre área total de la celda) derivado a partir de datos del satélite MODIS del año 2005. Los datos tienen una resolución temporal mensual y espacial de 1km x 1km.

Estas bases de datos se encuentran disponibles en <https://lar.wsu.edu/megan/index.html>.

6.3. Modelo de calidad del aire WRF-CMAQ

El primer modelo de calidad del aire empleado es el sistema de modelos acoplados *offline* WRF-CMAQ integrados en el sistema CALIOPE (<http://www.bsc.es/caliope>). El sistema CALIOPE se desarrolla en el BSC desde 2006 como herramienta de pronóstico de calidad del aire para España (Baldasano et al. 2008; Pay et al. 2010; Pay et al. 2014) y se ha aplicado para realizar estudios sobre la dinámica del O₃ en la península (Jiménez, Lelieveld y Baldasano 2006; Pay et al. 2019), y evaluar el impacto en la calidad del aire de medidas tecnológicas (Gonçalves, Jiménez-Guerrero y Baldasano 2009; Soret, Guevara y Baldasano 2014). CALIOPE integra las emisiones antropogénicas del modelo HERMESv3 y las emisiones biogénicas del modelo MEGANv2.0.4 (ambos descritos en las Secciones 6.1 y 6.2), el modelo meteorológico mesoscalar *Weather Research and Forecasting-Advanced Research* WRF versión 3.6 (WRF-ARW; Skamarock y Klemp 2008), y el modelo de transporte químico *Community Multiscale Air Quality* versión 5.0.2 (CMAQ; Byun y Schere 2006) mediante el uso del paquete de gestión de workflows en entornos de supercomputación autosubmit (Manubens-Gil et al. 2016). El modelo meteorológico y de transporte químico se describen brevemente a continuación.

El modelo meteorológico mesoscalar WRF-ARW se emplea para generar los campos meteorológicos necesarios en la resolución de la química atmosférica dentro de CMAQ. WRF-ARW es un modelo que resuelve las ecuaciones primitivas compresibles que gobiernan la dinámica

atmosférica permitiendo definir múltiples dominios de trabajo mediante anidamientos telescópicos. WRF-ARW dispone de múltiples opciones para resolver los procesos físicos (esquemas o parametrizaciones físicas). La configuración empleada en las simulaciones del presente trabajo ha sido la siguiente. El esquema de microfísica seleccionado es el *single-moment 5-class*, el de nubes convectivas *Kain-Fritsch*, el esquema de superficie sigue la teoría de similitud de Monin-Obukov, el modelo de suelo es el *unified Noah* para resolver los flujos de calor y humedad suelo/océano con atmósfera, el esquema de clausura de la turbulencia es el *Yonsei University*, y por último la parametrización de radiación empleada para onda-larga usa el esquema *RRTM* y para onda-corta el esquema simplificado *Dudhia*.

Por otro lado, el modelo de transporte químico CMAQ resuelve los procesos de transporte y química atmosférica para el estudio de la calidad del aire. En las simulaciones presentadas en este informe, CMAQ se ha configurado del siguiente modo. El mecanismo químico de gases se basa en el esquema Carbon Bond 2005 (Yarwood et al. 2005) expandido con la química del tolueno y cloro reactivo (CB05TUCL; Whitten et al. 2010; Sarwar et al. 2012). El esquema de aerosoles AERO6 de CMAQ resuelve los procesos de química acuosa, emplea el modelo de equilibrio termodinámico ISORROPIA-II y el esquema de dos productos para la formación de aerosol orgánico secundario (AERO6; Appel et al. 2013). Además, es posible integrar CMAQ con el módulo Integrated Source Apportionment Method (ISAM; Kwok et al. 2015), el cual es un método integrado de reparto de fuentes que nos permite aproximar las contribuciones de ciertos sectores y/o regiones a la contaminación total de un lugar o región concreta. Este método consiste en hacer un seguimiento de los contaminantes emitidos y trazarlos teniendo en cuenta los procesos físicos y químicos que pueden sufrir en la atmósfera.

El sistema WRF-CMAQ-ISAM se ha empleado para el estudio de la contribución del O₃ transfronterizo presentado en la Sección 7 y para la evaluación de impactos de distintos escenarios de reducción de emisiones en la Sección 8.

6.4. Modelo de calidad del aire MONARCH

El segundo modelo de calidad del aire empleado en este trabajo es el modelo *Multiscale Online Non-hydrostatic Atmosphere Chemistry* (MONARCH Pérez et al. 2011; Badia y Jorba 2015; Badia et al. 2017; Klose et al. 2021) en continuo desarrollo y mantenido por el BSC. MONARCH es un sistema de modelización de química atmosférica que acopla paquetes avanzados de química multi-fase y aerosoles dentro del modelo meteorológico *Non-hydrostatic Multiscale Model on the B-grid* (NMMB; Janjic, Gerrity y Nickovic 2001; Janjic y Gall 2012) desarrollado por el *National Center for Environmental Prediction* (NCEP) de los Estados Unidos. El núcleo dinámico no-hidrostático del modelo permite simular dominios tanto globales como regionales con anidamiento telescópicos. MONARCH se puede aplicar en múltiples escalas espaciales hasta resoluciones por debajo de la decena de kilómetros con convección explícita. El modelo se está empleando como herramienta de análisis en distintos trabajos científicos sobre procesos atmosféricos del polvo mineral y otros aerosoles (Pérez et al. 2011; Hausteijn et al. 2012; Spada et al. 2013; Spada 2015), química atmosférica de gases (Jorba et al. 2012; Badia y Jorba 2015; Badia et al. 2017), y asimilación de datos (Di Tomaso et al. 2017; Di Tomaso et al. 2022; Escribano et al. 2022). MONARCH es el modelo operativo del *Barcelona Dust Regional Center* de la Organización Meteorológica Mundial (<https://dust.aemet.es/>) que proporciona pronósticos de transporte de polvo mineral desde 2014 sobre Norte de África, Oriente medio y Europa.

Recientemente, se ha incorporado al sistema multi-modelo del servicio de la calidad del aire para Europa programa Copernicus de la Unión Europea (<https://atmosphere.copernicus.eu>) que produce pronósticos y productos de análisis de varios contaminantes atmosféricos. MONARCH también se está empleando desde 2012, en su configuración sobre un dominio global, para las predicciones a medio-plazo de aerosoles de la iniciativa *International Cooperative for Aerosol Prediction* (ICAP Sessions et al. 2015; Xian et al. 2019).

El núcleo meteorológico NMMB se puede configurar con distintas combinaciones de esquemas físicos. La configuración empleada en este trabajo se detalla brevemente a continuación. La turbulencia en la capa fronteriza y troposfera libre se resuelve con el esquema de clausura *Mellor-Yamada-Janjic* de orden 2.5. El esquema de capa superficial combina la teoría de similitud de Monin-Obukhov con la introducción de una subcapa viscosa sobre tierra y agua. Los flujos de radiación se resuelven mediante la parametrización *Rapid Radiative Transfer Model* empleada en modelos globales (RRTM-G). Los procesos de microfísica del agua están representados mediante el esquema de *Ferrier* para nubes explícitas, y el esquema *Betts-Miller-Janjic* para nubes parametrizadas de convección. Por último, el modelo de suelo empleado es el *Unified NCEP/NCAR/AFWA Noah land surface model* que resuelve los flujos de calor y humedad entre el suelo/océano y la atmósfera.

Lo que refiere a la química atmosférica, MONARCH incluye distintas opciones para configurar los procesos químicos de fase gas y aerosol. A continuación se detallan los empleados en este trabajo. El mecanismo químico de gases es el Carbon Bond 2005 (CB05; Yarwood et al. 2005) expandido con la química del Cloro (Sarwar et al. 2012). El CB05 es apropiado para el estudio de ambientes urbanos a remotos dentro de la troposfera. Las velocidades de reacción de fotólisis se calculan con el esquema Fast-J (Wild, Zhu y Prather 2000) teniendo en cuenta la presencia de nubes y gases absorbentes como el O₃ en cada capa del modelo. Por otro lado, los aerosoles en MONARCH se describen con un esquema másico que resuelve el ciclo de vida de los siguientes componentes del material particulado: material mineral, marino, carbón negro, materia orgánica (tanto partículas primarias como secundarias), sulfato, amonio y nitrato (Spada 2015). El modelo emplea una representación seccional para los aerosoles mineral y marino, mientras que el resto se trata con un único modo de partículas finas exceptuando el nitrato del que se calcula también su condensación en las partículas minerales y marinas en un modo de tamaño de partícula grueso. La formación de las partículas de sulfato se resuelve mediante la oxidación del dióxido de azufre (SO₂) y sulfuro de dimetilo y la química acuosa del SO₂. La formación del nitrato se calcula mediante un modelo de equilibrio termodinámico (Metzger et al. 2002) que resuelve la partición de los componentes inorgánicos semivolátiles en el modo fino, y una reacción de condensación irreversible de primer-orden sobre las partículas minerales y marinas para la producción de nitrato en el modo grueso (Hanisch y Crowley 2001; Tolocka, Saul y Johnston 2004). El modelo incluye la reacción heterogénea de hidrólisis de N₂O₅ que contribuye significativamente a la producción de ácido nítrico aplicando la parametrización de Riemer et al. 2003. Por otro lado, para resolver la formación de aerosoles orgánicos secundarios (SOA), MONARCH implementa el esquema de Pai et al. 2020. Este esquema incluye vías de formación de SOA de origen biogénico, pirogénico y antropogénico mediante tasas de formación constantes derivadas de medidas de campo.

Por último, MONARCH al ser un modelo integrado *online* resuelve procesos de emisión que dependen de condiciones atmosféricas como son los vientos, la radiación solar o la temperatura. Para la emisión de polvo mineral en zonas desérticas y áridas se emplea uno de los

esquemas descritos en Pérez et al. 2011 y Klose et al. 2021. Del mismo modo, para el aerosol marino se aplica una función dependiente del viento descrita en Spada et al. 2013. Las emisiones biogénicas de compuestos orgánicos volátiles y emisiones de suelo de óxido de nitrógeno se calculan con el modelo MEGANv2.04 descrito en la Sección 6.2.

El sistema MONARCH se ha empleado como segundo modelo en la evaluación de impactos de distintos escenarios de reducción de emisiones en la Sección 8.

7. Contribuciones transfronterizas al O₃ de la España peninsular

7.1. Introducción

Los principales factores que explican las concentraciones de O₃ en un emplazamiento concreto son la proximidad a las fuentes emisoras de precursores de O₃ (NO_x y COVNM), la ubicación geográfica, las condiciones meteorológicas, y el transporte del O₃ y sus precursores desde distancias locales a transfronterizas e incluso hemisféricas (Monks et al. 2015; Otero et al. 2016; Querol et al. 2016). Para poder diseñar y evaluar adecuadamente los planes de calidad del aire y reducir las concentraciones de O₃ es necesario comprender el origen del mismo y sus precursores. Actualmente, no hay ningún método basado en observaciones capaz de distinguir el origen del O₃. Teniendo en cuenta las incertidumbres asociadas, los modelos de transporte químico son la única herramienta para cuantificar la contribución de fuentes, tanto por sectores como por regiones, de un contaminante secundario como es el O₃.

Actualmente, hay distintas aproximaciones para comprender la relación entre la concentración de O₃ y sus fuentes de emisión (Thunis et al. 2019). El método más usado se conoce como método de perturbación (*'brute force'*), que consiste en comparar una serie de simulaciones asumiendo una reducción de emisión en un sector o región con una simulación de referencia donde no se han perturbado las emisiones. La diferencia entre simulaciones pesada por la reducción asumida permite explicar la contribución del sector o región de emisión. Este método es muy útil para analizar la sensibilidad que tiene el O₃ respecto a unas emisiones específicas. Aunque se emplea como método de contribución de fuentes, tiene limitaciones debido a la no linealidad en la formación de gases secundarios como el O₃. Una segunda aproximación es el método de etiquetado (*'tagging method'*) en el que el modelo realiza un seguimiento de los contaminantes emitidos a lo largo de su vida en la atmósfera, desde la emisión a la deposición, de forma explícita. Así se puede cuantificar la contribución de una fuente de contaminación a la concentración total de un contaminante considerando los procesos no lineales y conservando la masa en todo momento, aspectos que le dan más valor comparado al método de perturbación. En ausencia de procesos no lineales ambos métodos proporcionan un resultado equivalente, sin embargo para contaminantes como el O₃ pueden dar respuestas que en situaciones particulares difieren significativamente (Grewe, Tsati y Hoor 2010; Mertens et al. 2018).

En la troposfera libre, el tiempo de vida del O₃ puede ser de semanas a meses, lo que permite al O₃ ser transportado a largas distancias. Según (HTAP 2010), las principales emisiones en el hemisferio norte se producen en latitudes medias y el transporte de estas emisiones están controlados por los vientos zonales, desde el este de Asia hasta Norte América, desde Norte América hasta Europa y de Europa hasta Asia Central. Varios estudios de modelización han mostrado la importancia del transporte de larga distancia (incluyendo escalas hemisféricas) sobre los niveles de O₃ en Europa. En muchas regiones, la contribución de fuera de Europa llega a ser más relevante que la propia contribución local a las concentraciones de O₃. Jonson et al. (2018) emplearon seis modelos de calidad del aire para cuantificar el aporte transfronterizo a nivel continental en el hemisferio norte. Encontraron que la mayor parte del O₃ en Europa proviene de contribuciones externas, donde el transporte intercontinental representa entre el 45% y el 65% (dependiendo del modelo) del O₃ del continente para el verano de 2010. Por su parte, Lupaşcu y Butler (2019) encontraron que para algunas regiones de Europa el transporte de

larga distancia puede llegar a explicar el 45 % del O₃ total en el verano del 2010. Estudios muy recientes han encontrado que la contribución hemisférica en regiones como Reino Unido es del 71 % de media en los meses de mayo a agosto en el año 2015 (Romero-Alvarez et al. 2022), o como muestra Zohdirad et al. (2022) que la contribución proveniente del transporte de larga distancia en Europa en el 2018 era de 65 % de media en todo el dominio de estudio, con valores aproximados de más del 80 % en los países nórdicos y alrededor del 50 % en Europa central. Como se puede observar, las estimaciones actuales de la contribución externa al O₃ en Europa presentan un rango de variabilidad importante dependiendo del estudio.

A pesar del rol relevante del transporte hemisférico de O₃, la contribución de la formación fotoquímica regional o local del O₃ tiene aún un papel fundamental para explicar las elevadas concentraciones que no cumplen con los umbrales definidos por la legislación Europea. Lupaşcu y Butler (2019) mostraron que la contribución local máxima en una región europea en el 2010 puede explicar hasta un 35 % del total de O₃ en la región del Valle del Po, y que el las emisiones del resto de Europa pueden llegar a representar hasta un 53 % en una región concreta (Sur de Italia y Malta). Debido a la complejidad del problema, la *Convention for on Long-range Transboundary Air Pollution* lleva años realizando informes de la contaminación transfronteriza de azufre, nitrógeno, material particulado y O₃ sobre Europa (informes anuales de EMEP). Para el caso particular del O₃, los informes recientes calculan la reducción de ciertas métricas que resultarían de las reducción de un porcentaje de NO_x y COVNM, calculando así las diferentes contribuciones entre países. Complementariamente, el programa *Copernicus Atmosphere Monitoring Service* de la Unión Europea mantiene un servicio orientado a reguladores, *CAMS policy* (<https://policy.atmosphere.copernicus.eu/>), que proporcionan información de la contribución de fuentes en distintas ciudades europeas derivadas de varios modelos.

Todos estos esfuerzos previos aportan información sobre el rol del transporte transfronterizo de contaminantes en los niveles de O₃ de distintos países europeos. Para complementar esta información y aportar un mayor grado de detalle, en este capítulo se presentan los resultados del trabajo que aborda el primer objetivo específico presentado en la Sección 5.1. Mediante el uso del sistema WRF-CMAQ-ISAM descrito en la Sección 6.3, se cuantifica la contribución transfronteriza y nacional a los niveles de O₃ de la España peninsular a nivel de provincia y comunidad autónoma. Los resultados pretenden mostrar el margen de actuación que podría tener España para mejorar la calidad del aire respecto al O₃ implementando políticas a nivel nacional. Complementariamente, se identifican fuentes de emisión fuera del ámbito nacional relevantes para los niveles de O₃ en España.

7.2. Metodología

7.2.1. Configuración del modelo de calidad del aire: dominio y periodo de estudio

En este trabajo, se ha utilizado el modelo de calidad de aire CALIOPE descrito en la Sección 6.3 para simular las concentraciones de O₃ superficial sobre un dominio Europeo y cuantificar la contribución transfronteriza del O₃ en España mediante el módulo CMAQ-ISAM. El sistema CALIOPE se ha configurado con un dominio que cubre Europa, el Norte de África, parte del océano Atlántico y se extiende hacia Rusia (ver Figura 1) a una resolución horizontal de 18 km x 18 km con 37 capas verticales que cubren la troposfera y baja estratosfera hasta 50 hPa. El modelo meteorológico WRF-ARW se ha forzado con las condiciones iniciales y de contorno

del reanálisis meteorológico European Centre for Medium-Range Weather Forecasts interim reanalysis (ERA-Interim), que tiene una resolución espacial de origen de 0.75° , para generar las variables meteorológicas necesarias a resolución horaria. Las condiciones de contorno químicas empleadas en el sistema CMAQ provienen del análisis del modelo global del Copernicus Atmosphere Monitoring Service (CAMS), con la misma resolución espacial de ERA-Interim. Los detalles de las configuraciones físicas y químicas de WRF-CMAQ se han descrito en la Sección 6.3.

Las emisiones antropogénicas empleadas son las del inventario de emisiones CAMS-REG-APv4.2 (Kuenen et al. 2022) para el año 2015, 2016 y 2017. Por otro lado, las emisiones biogénicas se han calculado con el modelo MEGANv2.0.4 (ver Sección 6.2). Los datos meteorológicos requeridos por MEGAN se han generado con el modelo WRF-ARW.

La Tabla 1 resume la configuración del sistema WRF-CMAQ empleada en este trabajo.

Tabla 1: Configuración del modelo de calidad del aire WRF-CMAQ para el estudio de contribución de fuentes.

Modelo	WRF-CMAQ-ISAM
Dominio y resolución	Europa (18 km) Proyección Lambert 37 capas verticales (tope: 50 hPa)
Meteorología (Condiciones iniciales)	WRFv3.6 (ERA-Interim)
Química (Condiciones de contorno)jj	CMAQv5.0.2 CB05 + AERO6 (CAMS-analysis)
Contribución de fuentes	ISAM
Emisiones antropogénicas	CAMS-REG-APv4.2
Emisiones biogénicas	MEGANv2.0.4

El estudio está focalizado en el periodo de junio a agosto del año 2015, 2016 y 2017. Se ha centrado el estudio en los tres meses más cálidos y con mayor formación fotoquímica de O_3 en España. Para contemplar la posible variabilidad interanual, se han simulado 3 años. Los veranos de los tres años de estudio en España fueron años muy cálidos, las temperaturas medias alcanzaron $24.5^\circ C$, $24.2^\circ C$ y $24.7^\circ C$ en el 2015, 2016 y 2017 respectivamente, con unas anomalías de temperatura media de $1.5^\circ C$, $1.2^\circ C$ y $1.7^\circ C$ respecto al período de referencia 1981-2010. Además, se puede destacar, que en verano de 2015 hubo una ola de calor de gran intensidad que afectó a gran parte de la península Ibérica, con una duración de 26 días durante el mes de julio. En el año 2016 se registraron cuatro olas de calor y en el año 2017 cinco. Por otro lado, según las observaciones de O_3 en España, a lo largo de los tres años se han registrado superaciones del valor objetivo de O_3 para la protección de la salud en 46 zonas de calidad del aire sobre un total de 125 para 2015, 35 sobre 125 en 2016, y 36 sobre 126 zonas en 2017 (AEMET 2015, 2016, 2017). Teniendo en cuenta, las anomalías registradas de temperatura y las superaciones de los valores objetivos del O_3 en España, se hace de especial interés el estudio del verano del periodo 2015, 2016 y 2017, al ser 3 años sucesivos muy cálidos.

7.2.2. Método de etiquetado y asignación por país

El método de contribución de fuentes utilizado en este trabajo emplea el sistema de etiquetado de O_3 y sus precursores para atribuir la contribución de las fuentes geográficas emisoras al O_3 total simulado en una región. En este estudio, se ha utilizado el método integrado de contribución de fuentes CMAQ-ISAM introducido en la Sección 6.3. En este método determina la contribución al O_3 en cada celda en función si el régimen químico está limitado por NO_x o COVNM. De este modo, la producción de O_3 se atribuye a los precursores que limitan el régimen químico. Posteriormente, dependiendo del régimen químico, los precursores NO_x o COVNM son proporcionalmente atribuidos al total de O_3 . Se utiliza la relación H_2O_2/HNO_3 para determinar el régimen químico que controla la producción de O_3 , donde un ratio inferior a 0.35 es atribuido al régimen controlado por COVNM y un ratio superior a un régimen controlado por NO_x . Para más detalles, el módulo ISAM está descrito en Kwok et al. (2015).

En este estudio se ha aplicado ISAM etiquetando el O_3 y sus precursores por su país/región de origen. Se han creado los siguientes grupos: 35 países europeos identificados individualmente, países alrededor de Europa más Bosnia y Herzegovina y la República de Macedonia (NO-EU35), y el mar y océano que incluyen las emisiones marítimas (SEA). Además, atribuimos la contribución de las condiciones de contorno químicas de CAMS (BCON) y las condiciones iniciales (ICON). La contribución de ICON se vuelve negligible después de los primeros 15 días de calentamiento numérico del modelo. En este trabajo no se ha hecho la distinción entre fuentes de emisión biogénicas y antropogénicas. La Figura 1 detalla las regiones etiquetadas en la simulación para cuantificar la contribución transfronteriza al O_3 de la España peninsular.

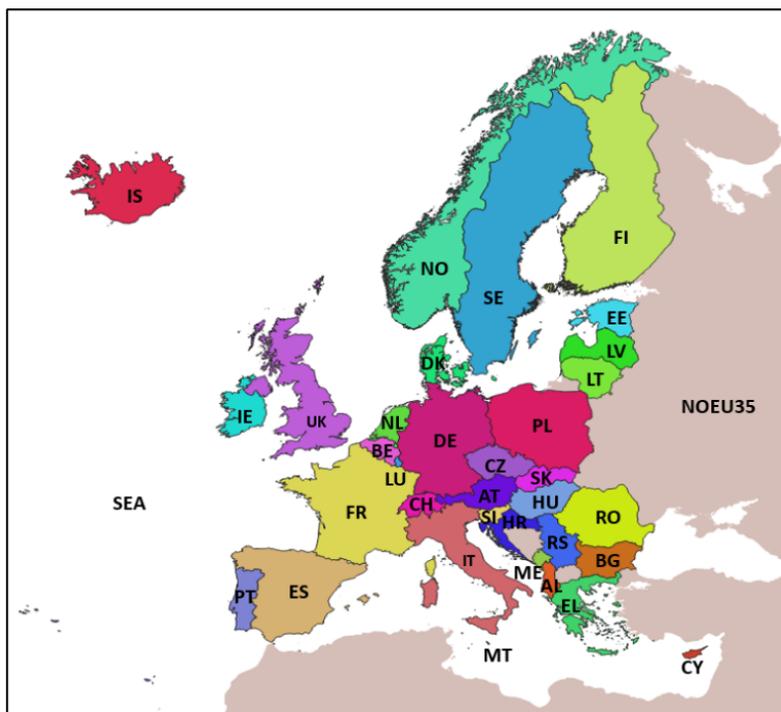


Figura 1: Dominio y países etiquetados.

7.3. Resultados

Para sintetizar los resultados, se ha calculado el promedio de junio a agosto de los tres años simulados (2015, 2016 y 2017) de la concentración máxima diaria de las medias móviles octo-horarias ($O_3^{(mda8)}$). A partir de esta métrica se discute la contribución de los distintos países o regiones al O_3 en España, así como, se identifican las contribuciones no nacionales más relevantes. Complementariamente se presentan para algunos resultados los valores máximos, mínimos y percentiles del $O_3^{(mda8)}$ diario del periodo de estudio. Esta información permite discutir el impacto de episodios de O_3 en los resultados de las distintas contribuciones.

7.3.1. Contribución de fuentes en España y comparación a nivel Europeo

En esta sección se analizan las diferentes contribuciones de O_3 y sus precursores originadas en países o regiones del dominio de trabajo (ver Figura 1) al O_3 total simulado en España. Así mismo, se comparan los resultados de España con otros países europeos para entender el rol de la contribución transfronteriza en cada país y la fracción de formación local. El O_3 es un problema extendido en la mayoría de países europeos, aunque por sus procesos de producción y destrucción muestra un importante gradiente latitudinal con concentraciones más elevadas en el sur del continente.

La Figura 2 muestra la contribución al $O_3^{(mda8)}$ en porcentaje para cada uno de los 35 países europeos etiquetados individualmente (ver Figura 1). Las contribuciones se separan en contribución nacional ('NATIONAL'), contribución del resto de los 34 países individuales (EUC), contribución de otros países (NOEU35), contribución marítima (SEA) y contribución externa del dominio de trabajo (BCON). Se observa que las diferentes contribuciones al $O_3^{(mda8)}$ total de un país pueden ser muy heterogéneas y distintas, donde la situación geográfica, la topografía y climatología del mismo juegan un papel muy importante.

Un primer aspecto destacable es la elevada contribución BCON, representando entre un 40% a 80% dependiendo del país, consistente con estudios previos (Jonson et al. 2018; Zohdirad et al. 2022). La segunda mayor contribución se atribuye a EUC (representando entre 5% a casi 40%), aunque en algunos casos la contribución NATIONAL o SEA puede ser más importante como ocurre en España. NOEU35 solo es relevante en los países fronterizos a esta región como pueden ser Cyprus, Grecia o Bulgaria. Son destacables cuatro países con las máximas contribuciones NATIONAL alrededor del 15%, Italia, Francia Alemania y España. **Concretamente, la contribución nacional Española es del 14.8% al $O_3^{(mda8)}$ total, resultado que muestra el margen teórico que el propio país tiene para reducir los niveles de O_3 en su territorio aplicando medidas a nivel nacional.**

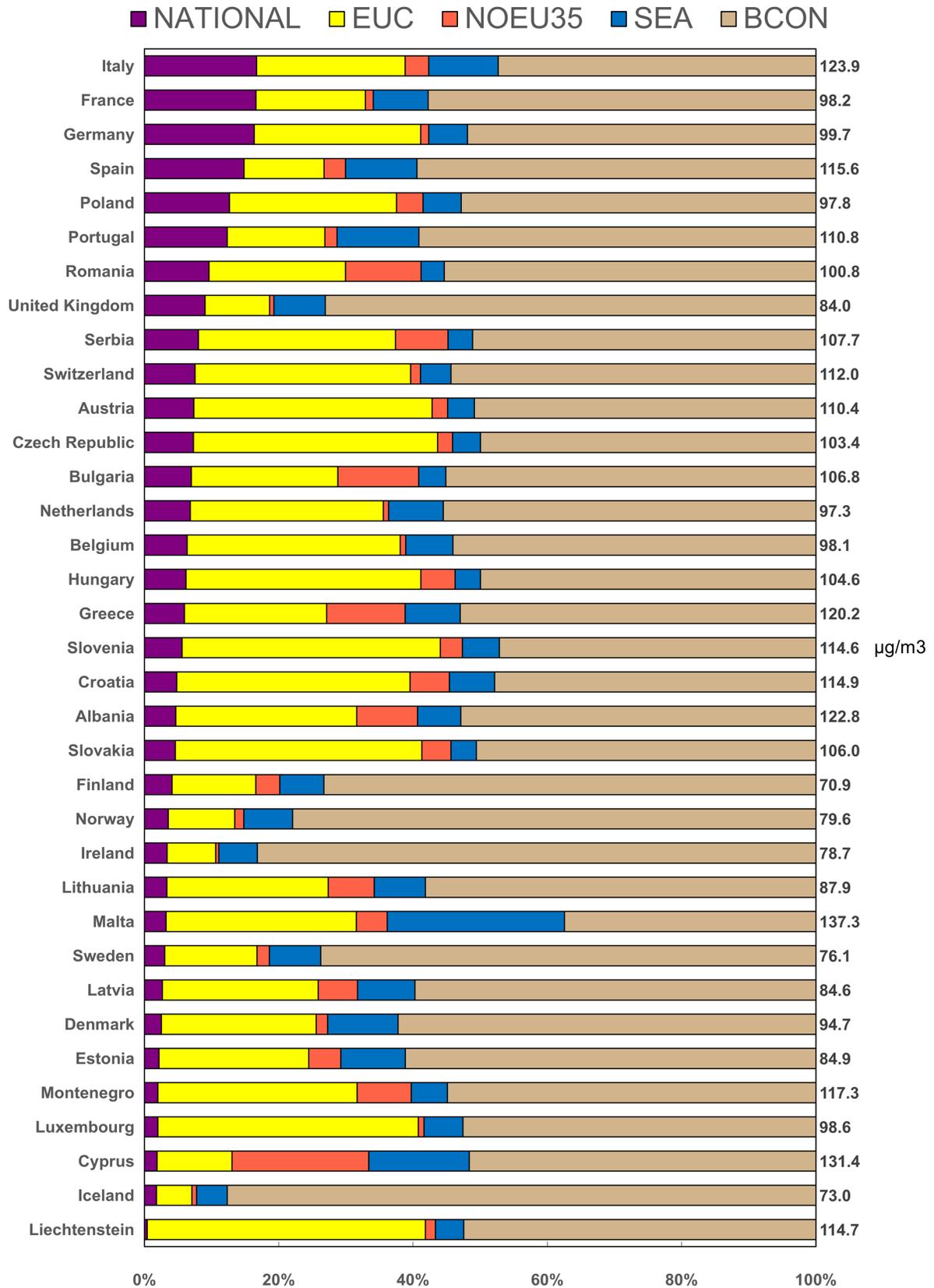


Figura 2: Contribuciones al $O_3^{(mda8)}$ en el período de junio a agosto de 2015, 2016 y 2017 expresadas en porcentaje para los 35 países Europeos etiquetados individualmente. En color las contribuciones NATIONAL, EUC, NOEU35, SE y BCON descritas en la Sección 7.2.2. 32

La Figura 3 permite analizar con más detalle los resultados en España. Se muestra la contribución relativa de las regiones etiquetadas al $O_3^{(mda8)}$ promedio de los tres veranos de estudio en contraposición al resultado durante un episodio de ola de calor que se extendió de 26 de junio al 21 de julio de 2015. Si nos centramos en los resultados del promedio de tres años, el $O_3^{(mda8)}$ es de $115.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. El O_3 transfronterizo es de largo el mayor contribuyente al $O_3^{(mda8)}$ en España (85%), y solo un 14.8% se atribuye al O_3 y precursores originados en el país. Si analizamos las contribuciones importadas, vemos que las condiciones de contorno (BCON) juegan un papel fundamental caracterizando los niveles de fondo de este contaminante, con valores alrededor del 60% muy parecidos a los encontrados por Zohdirad et al. (2022). **Sorprendentemente, las contribuciones resultantes de las emisiones marítimas son la tercera fuente de contaminación de O_3 en España, contribuyendo de media $12.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, por encima del aporte de países vecinos.** Estos, no obstante, tienen un papel aún significativo al $O_3^{(mda8)}$ español, siendo la suma de todas las contribuciones vecinas del 12%. Francia y Portugal, por proximidad, son los países europeos que más afectan a España con un 4.1% y un 2.7%, respectivamente. Por último, no es nada despreciable la contribución de los países no europeos (NOEU35), que en el caso particular de España incluyen básicamente países del Norte de África. NOEU35 impacta más que Portugal al $O_3^{(mda8)}$ español representando un 3.2%.

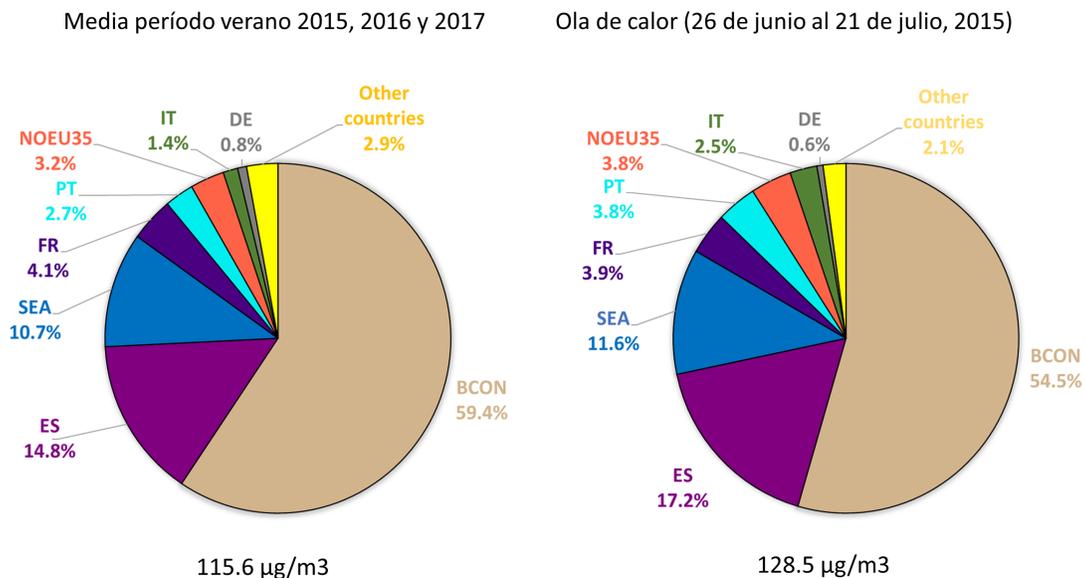


Figura 3: Contribuciones al $O_3^{(mda8)}$ en España para el promedio del período de junio a agosto del 2015, 2016 y 2017 (izquierda) y el período de la ola de calor del 26 de junio al 21 de julio del 2015 (derecha). En color las contribuciones National, EUC, NOEU35, SE y BCON descritas en la Sección 7.2.2.

Para entender la representatividad de estos resultados, la Figura 3 también ejemplifica la variación de contribuciones en España durante una situación meteorológica de ola de calor que favorece a las elevadas concentraciones de O_3 . En el periodo concreto de ola de calor del 26 de junio al 21 de julio del 2015, el $O_3^{(mda8)}$ promedio simulado en España es de $128.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, superando el valor objetivo para la protección a la salud humana de $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para $O_3^{(mda8)}$

definido en la legislación europea. **El primer punto que se identifica comparando las contribuciones de la ola de calor frente a todo el periodo de estudio es la disminución de la contribución BCON. El resto de contribuciones se mantienen similares excepto la local que aumenta de promedio un 2.4 %, subiendo de una contribución media de 17.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a 22.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.** Esto confirma lo que se ha comentado anteriormente sobre la mayor actividad fotoquímica y formación de O_3 local en el territorio nacional durante la ola de calor. Lo que se refiere al resto de contribuciones, Portugal aumentó un 1.0% y las contribuciones derivadas de las emisiones de Italia y NOEU35 un 1.2% y 0.65%, respectivamente. A destacar el aumento también del rol de las emisiones marítimas, de un 10.6% a un 11.6%. Estos resultados muestran que en situaciones de elevadas temperaturas la contribución local aumenta, sin embargo, a grandes rasgos las contribuciones resultantes del promedio de todo el periodo de estudio siguen siendo muy representativas.

Los resultados discutidos hasta ahora muestran el promedio de toda España, y estos pueden variar significativamente dependiendo de la zona de estudio y el episodio meteorológico. En la tabla 2 se muestra las contribuciones en porcentaje al $\text{O}_3^{(\text{mda}8)}$ en España para los distintos percentiles, así como el porcentaje máximo y el mínimo establecidos en los tres años en algún punto del territorio Español, dando una idea de los límites y la frecuencia de los porcentajes de las distintas contribuciones al $\text{O}_3^{(\text{mda}8)}$. Se puede observar como todas las contribuciones pueden llegar a representar una gran fracción y dominar el $\text{O}_3^{(\text{mda}8)}$ total en ciertas condiciones y lugares específicos. Por ejemplo, la contribución nacional y la contribución marítima pueden llegar a representar más del 50% del $\text{O}_3^{(\text{mda}8)}$ total, diferenciándose significativamente de los promedios obtenidos en toda España (14.8% y 10.7%, respectivamente). En la Sección 7.3.3 se muestran los resultados con más detalle para distintas estaciones de calidad del aire de España donde se puede observar la variabilidad temporal y espacial de las contribuciones, así como la afectación del período de ola de calor del 2015.

Tabla 2: Distribución de los porcentajes de contribución al $\text{O}_3^{(\text{mda}8)}$ en España para el período de junio a agosto del 2015, 2016 y 2017. pX corresponde al percentil X.

Métrica	ES (%)	PT (%)	FR (%)	IT (%)	EUC (%)	NOEU35 (%)	SEA (%)	BCON (%)
promedio	14.8	2.7	4.1	1.4	3.7	3.2	10.7	59.4
min	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	19.9
p1	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8	33.3
p5	3.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.3	39.5
p25	9.1	0.2	0.6	0.0	0.3	0.1	6.5	50.7
p50	14.0	0.9	2.4	0.2	1.5	1.1	9.4	59.9
p75	19.6	3.4	5.9	1.2	4.9	4.4	13.3	70.3
p95	27.8	11.8	13.6	6.5	14.0	11.4	21.1	83.3
p99	33.6	17.9	20.1	11.4	20.5	15.8	27.3	89.0
max	51.9	35.8	43.5	27.9	37.1	30.5	50.1	97.3

7.3.2. Principales fuentes de contribución al O_3 español

Como se ha identificado en el anterior apartado, las tres principales contribuciones al $\text{O}_3^{(\text{mda}8)}$ de España son BCON, SEA y NATIONAL. La Figura 4 presenta la distribución espacial a lo

largo de España de estas contribuciones, mostrando los resultados por provincias. Las BCON tienen una gran afectación en todo el territorio, contribuyendo desde un 47.5 % de media en las Islas Baleares hasta un 67.8 % en la provincia de León. Se puede observar una mayor afectación en términos absolutos en la meseta central española y valores inferiores en la costa (tanto del Mediterráneo como del Cantábrico y Atlántico). En este caso, la topografía española juega un papel clave para poder entender la distribución geográfica del rol de las BCON. **España se caracteriza por tener una altitud media bastante elevada (660m), facilitando el aporte de O₃ de capas altas de la atmósfera debido al desarrollo diario de la capa límite. Si a esto se le suma las elevadas alturas que alcanza la capa límite convectiva en el centro de la meseta, con desarrollos superiores a los 2000 m, provocan una situación de fumigación desde capas elevadas de altas concentraciones de O₃ a niveles superficiales (Querol et al. 2016; Pay et al. 2019).** En términos relativos, la contribución BCON muestra un gradiente de noroeste a sudeste, donde la comunidad autónoma de Galicia y Castilla y León presentan porcentajes más elevados superiores al 65 %.

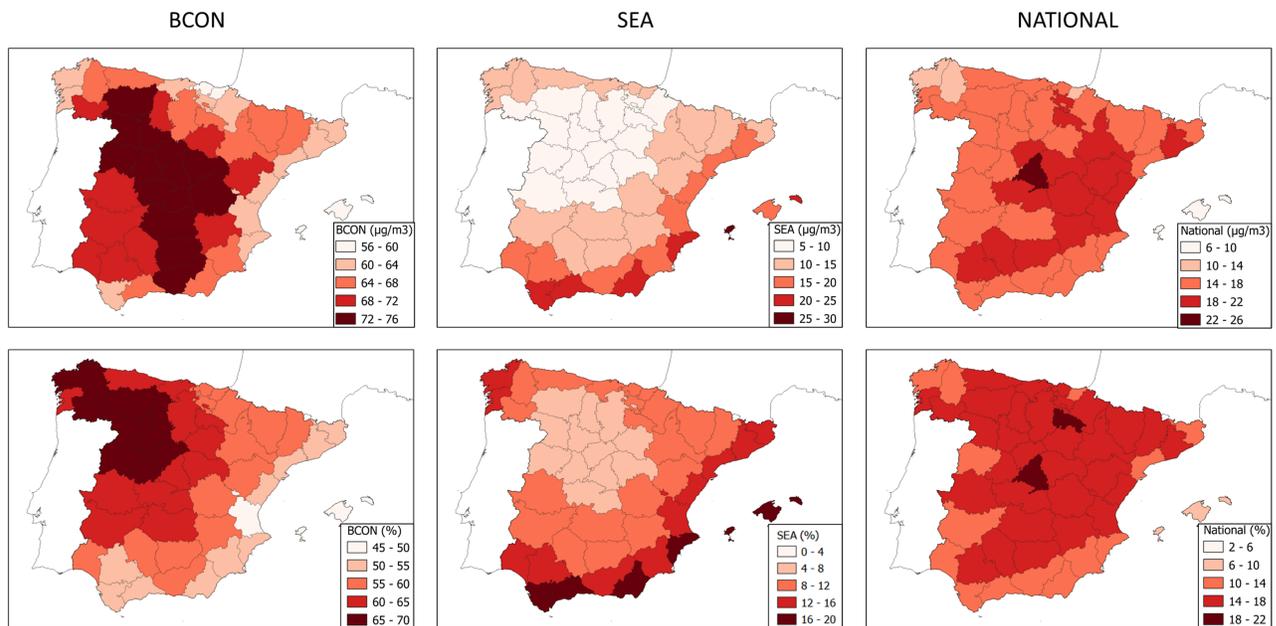


Figura 4: Contribución BCON, SEA y NATIONAL al O₃^(mda8) de España en valor absoluto (arriba) y en porcentaje (abajo) promedio de junio, julio y agosto de 2015, 2016 y 2017. Ver Sección 7.2.2 para definición de BCON y SEA.

Las emisiones marítimas (SEA) son significativas y aportan un gran porcentaje al O₃^(mda8) español (10.7%). La afectación en las provincias costeras es de gran relevancia y clave para poder entender los niveles de O₃, particularmente en las provincias del sur y levante. En los paneles intermedios de la Figura 4 se puede observar la importancia de las rutas marítimas. Estas tienen un elevado impacto en las Islas Baleares y en las provincias del sur de España, llegando a suponer hasta un 20 % en Eivissa y Formentera. También, es destacable el transporte de precursores desde el mar mediterráneo hacia el centro de la península, afectando en una proporción considerable al O₃ en todas las provincias del interior (6-12 %). **En las provincias costeras del**

sur y el levante la contribución SEA llega a ser mayor que la contribución nacional. Esto muestra la importancia de este sector para diseñar actuaciones que permitan controlar los niveles de O₃ en zonas como la provincia de Barcelona con una actividad portuaria muy elevada.

Por último, la contribución nacional al O₃^(mda8) (paneles de la derecha de la Figura 4) es bastante homogénea en todo el país. Se observan contribuciones desde 14.0 µg/m³ en Galicia hasta los 23.7 µg/m³ de la Comunidad de Madrid. **Precisamente Madrid es la región de España con mayor contribución de la contaminación local tanto en términos absolutos como relativos. Por otro lado, el valle del Ebro y el valle del Guadalquivir resaltan por sus elevadas contribuciones locales, así como la provincia de Barcelona y la Comunidad Valenciana.**

Estos resultados ponen en perspectiva los márgenes de acción que puede tener España para abordar reducciones ambiciosas de O₃ en el territorio nacional. Las cuencas de Madrid y Barcelona muestran márgenes de respuesta importantes a actuaciones en el ámbito nacional, pero para ir más allá, acciones a nivel supranacional, como es la regulación de emisiones en el tráfico marítimo, pueden ayudar notablemente a las cuencas del sur y levante español.

7.3.3. Resultados por comunidad autónoma y estaciones de calidad del aire de interés

Esta última sección desglosa los resultados presentados hasta ahora por comunidad autónoma (excluyendo las Islas Canarias). La Figura 5 presenta los resultados discutidos en la Figura 2 pero por cada comunidad autónoma. La Tabla 3 presenta los valores numéricos de la Figura 5. Las comunidades autónomas con un O₃^(mda8) que supera al valor objetivo de 120 µg/m³ según los resultados del modelo son: Andalucía, Murcia, Valencia, Islas Baleares y Madrid. **Las contribuciones al O₃^(mda8) total son bastante variables según la comunidad autónoma.** Como es de esperar, el impacto de los países vecinos es más elevado en las comunidades limítrofes a ellos. Por ejemplo, Portugal contribuye considerablemente a Extremadura (7.8%), mientras que Francia impacta a las Islas Baleares, País Vasco y Cataluña en un 9.8%, 8.4% y 8.0%, respectivamente. Las contribuciones NOEU35 aparecen ser más relevantes en el sur, Andalucía y Murcia. Por último, el resto de países europeos (excluyendo Francia y Portugal, EUC) aportan desde un 3% (Galicia) a un 13% (Islas Baleares). Los principales contribuyentes a EUC son Italia, Alemania y el Reino Unido.

Tabla 3: Contribuciones al $O_3^{(mda8)}$ por comunidad autónoma.

Comunidad autónoma	ES (%)	PT (%)	FR (%)	EUC (%)	NOEU35 (%)	SEA (%)	BCON (%)	Total $O_3^{(mda8)}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Andalucía	13.7	3.6	3.0	5.1	5.7	13.7	55.1	125.8
Aragón	16.4	0.9	5.4	6.4	2.5	9.8	58.5	114.5
Asturias	14.0	1.2	4.9	3.6	0.9	11.9	63.4	101.6
Cantabria	15.1	1.0	6.5	4.1	1.1	10.8	61.4	104.0
Castilla-La Mancha	15.8	2.3	3.4	5.0	3.6	9.2	60.7	119.4
Castilla y León	15.3	3.2	3.2	3.2	2.1	7.2	65.8	109.5
Catalunya	14.3	0.5	8.0	8.8	2.3	13.4	52.7	117.2
Extremadura	13.5	7.8	1.9	3.0	3.2	8.9	61.7	114.8
Galicia	13.6	2.5	3.1	3.0	0.8	11.8	65.3	98.7
Illes Balears	7.6	0.5	9.8	13.0	3.7	17.9	47.5	123.5
La Rioja	18.2	1.1	5.7	4.5	1.7	8.0	60.6	107.9
Madrid	19.7	2.6	2.7	3.7	2.8	6.9	61.6	120.5
Murcia	13.6	1.2	5.3	8.0	4.8	15.7	51.3	124.8
Navarra	14.5	0.7	8.4	6.4	1.6	9.3	59.0	105.3
País Vasco	15.2	0.7	8.4	5.5	1.2	10.0	59.0	100.9
València	14.5	0.8	6.1	8.5	3.6	16.0	50.4	124.0

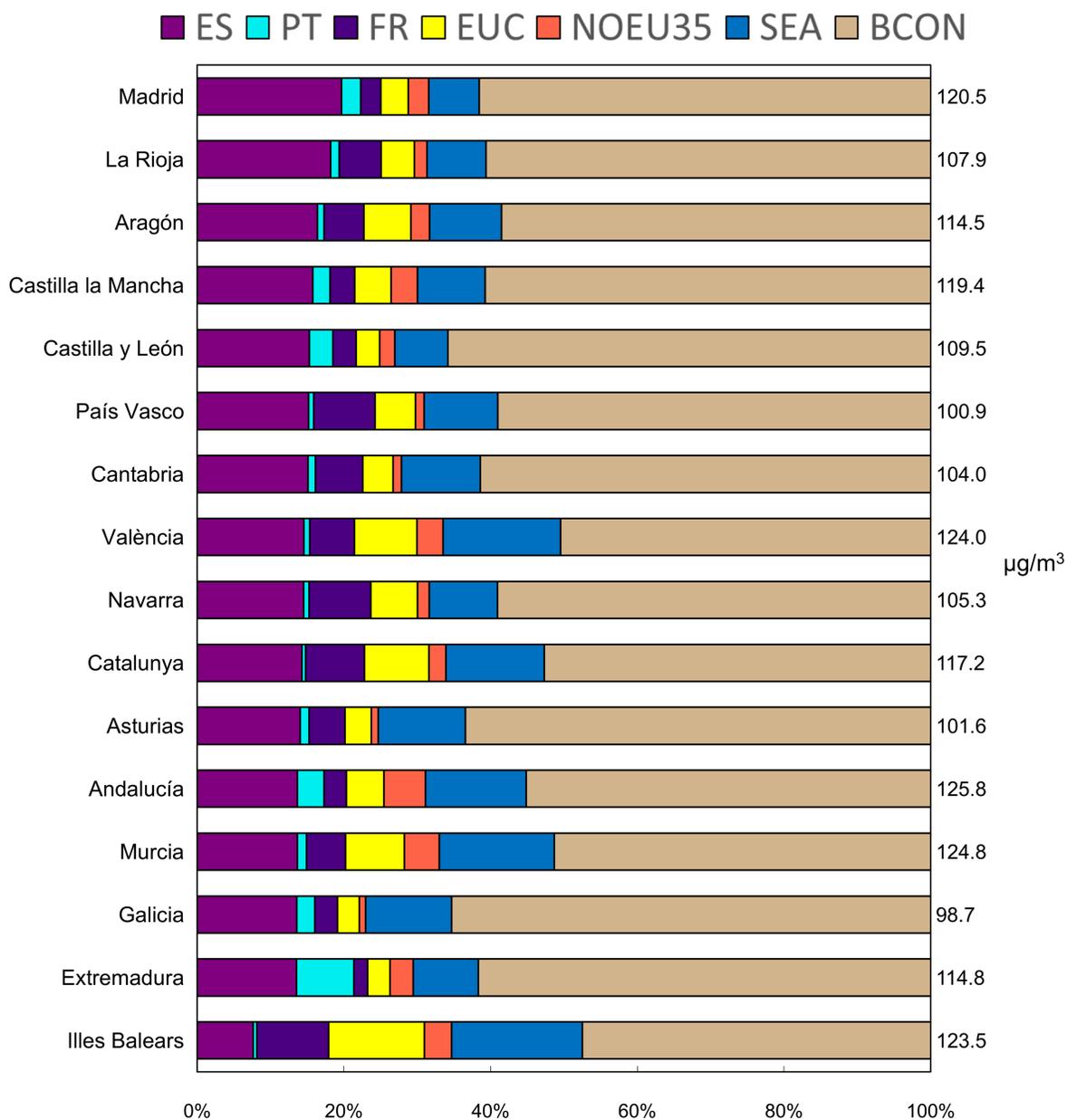


Figura 5: Idem que Figura 2 pero mostrando los resultados por comunidad autónoma.

Los resultados que se han discutido muestran el comportamiento promedio y pueden variar significativamente en función de la región y episodio meteorológico. Para ilustrar este concepto, a continuación se analizan como varían las contribuciones en cuatro estaciones de calidad del aire caracterizadas por registrar concentraciones de O_3 elevadas en las cuencas de Madrid, Cataluña, Valencia y Andalucía, Figura 6 y Figura 7.

En la Figura 6, se muestra la serie temporal de los resultados en estaciones de calidad del aire de la Comunidad de Madrid, Cataluña, Valencia y Andalucía con niveles elevados de O_3 (paneles de la izquierda) para el verano de 2015 (junio a agosto, incluyendo el episodio de ola de calor de la Figura 3) junto a las diferentes contribuciones promedio del verano de los años 2015, 2016 y 2017 por diferentes rangos de concentración (paneles de la derecha). Adicionalmente, en la Figura 7 se muestra las contribuciones promedio en los días con concentraciones de $O_3^{(mda8)}$ por encima de $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y el día con mayor contribución local en cada estación. Todas las estaciones muestran un carácter parecido, donde las BCON representan la mayor contribución, pero al mismo tiempo se observa como la contribución local se incrementa durante los episodios con mayores concentraciones. Asimismo, también se observa una subida del porcentaje general de las diferentes contribuciones externas, tal como el SEA en Vic (Cataluña) o las contribuciones EUC en Zarra (Valencia). **Es importante resaltar que las distintas contribuciones pueden ganar relevancia en función de la situación meteorológica y la localización de la estación.** Por ejemplo, la contribución local en los días con concentraciones superiores a $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en las estaciones de el Atazar, Vic, Zarra y Asomadilla aumenta considerablemente, contribuyendo en promedio un 25 %, 20 %, 15 % y un 18 %, respectivamente. Además, en ciertas estaciones y episodios concretos puede llegar entre el 40 % y el 50 % del O_3 (estaciones de el Altazar (Madrid) y la estación de Azuqueca de Henares (Castilla y la Mancha)). Las contribuciones marítimas también pueden representar máximos de alrededor del 40 % del $O_3^{(mda8)}$ en estaciones costeras, como en Mahón (Islas Baleares). Por otro lado, el BCON puede llegar a disminuir hasta un 30 % en ciertos días en algunas estaciones estudiadas. En el Anexo C se incluyen los mismos resultados que la Figura 6 pero para estaciones de otras CCAA.

En la estación de el Altazar, la contribución local pasa de $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (13 %) en los días con concentraciones $O_3^{(mda8)}$ inferiores a $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $39 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (26.5 %) en aquellas superiores a $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$, y las contribuciones de SEA, NOEU35 y Francia aumentan un 3 %, 2 % y 2 %, respectivamente. En cambio, las BCON se reducen de un 76 % a un 50 %. Por otro lado, se observa como un 39 % de días simulados tienen una concentración entre 120 y $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$, con una contribución local del 24 %. En la serie temporal se puede observar como en el verano del 2015 las contribuciones de NOEU35, SEA e Italia fueron relevantes en la mayoría de picos de concentración de O_3 . Por otro lado, a finales de junio del 2015 (en periodo de ola de calor) se muestra un período de contaminación donde el principal actor fue el aumento considerable de la contribución local, representando más del 37 % del $O_3^{(mda8)}$ total. Incluso, en el verano del 2017, la contribución local llegó a suponer más del 42 % en un día en concreto.

En Vic, las contribuciones locales y del SEA en los periodos de menor contaminación de O_3 son del 11.5 % y del 10 %, respectivamente. En cambio, por encima de los $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ las contribuciones aumentan un 8 % y un 6 % de media. Es de destacar, la importancia que tiene Italia y Francia, en los periodos que superan el valor legislativo. En todo, tienen comportamientos distintos, donde la contribución francesa es muy homogénea durante todo el período y la contribución italiana aumenta en ciertos periodos de contaminación elevada, desde casi ninguna contribución en los días con concentraciones $O_3^{(mda8)}$ inferiores a $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ hasta el 6 % de

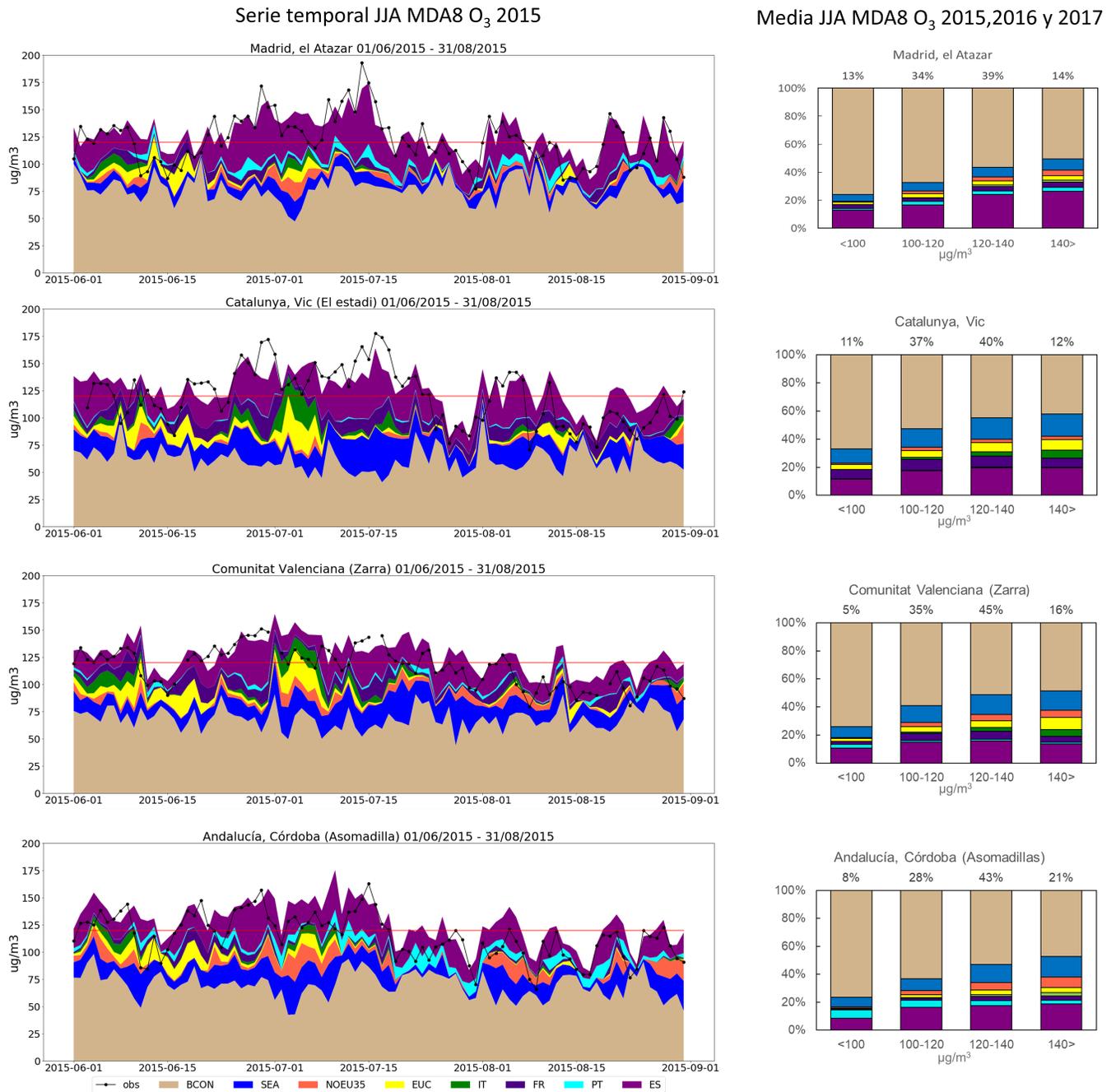


Figura 6: Contribuciones al O₃^(mda8) en ciertas estaciones de calidad del aire de las CCAA de Madrid, Cataluña, Valencia y Andalucía.

media en los días que superan los 140 µg/m³. En la serie temporal, se puede observar como en periodo de ola de calor (mediados de julio), la contribución local y marítima aumentaron considerablemente, suponiendo en algunos días más del 58 % del O₃ total, donde la contribución local puede representar un máximo del 34 % y la contribución marítima del 31 %.

En Zarra, el comportamiento de las contribuciones es similar a la de Vic, con una gran

importancia de las contribuciones marítimas que pueden llegar a contribuir un 32 % del total y puntualmente con intrusiones importantes de NOEU35, de Italia y de EUC. La mayoría de días (45 %) se observa una concentración de O₃ entre 120 y 140 µg/m³, con una contribución local del 15.8 %, los días con concentraciones superiores a 140 µg/m³ la contribución local disminuye un 2 %. En contrapartida, la contribuciones de Italia y EUC aumentan un 2.2 % y un 3.4 %, respectivamente. En episodios concretos la contribución local puede aumentar hasta alrededor del 25 %, pero en algunos días extremos logra alcanzar hasta el 32 % del O₃ total.

Por último, en la estación de la Asomadilla (Andalucía) el 21 % de días simulados muestran concentraciones superiores a 140 µg/m³, con una contribución local y marítima media de más del 33 % del O₃ total. Estas contribuciones pueden llegar a representar un máximo del 49 %, donde la contribución local alcanza máximos del 34 % y la contribución marítima del 27 %. Asimismo, se observa un aumento medio de más del 10 % y 8 % entre los días con mayores concentraciones respecto los días con menor concentración de O₃ de contribución local y SEA, respectivamente. Cabe destacar, la contribución constante de Portugal y la de NOEU35 en muchos días de superaciones del valor objetivo de la Directiva 2008/50/EC.

El estudio de las diferentes estaciones de calidad del aire, nos refleja las diferentes contribuciones que puede tener y el carácter heterogéneo de estas según la zona geográfica de España. Es muy relevante la concentración de fondo de O₃ en todas las estaciones y el transporte de contaminación externa en ciertos picos de contaminación. Por otro lado, nos muestra la importancia de las contribuciones locales en la mayoría de episodios de contaminación, reflejando así el margen de actuación que podría tener las diferentes comunidades autónomas, resaltando la necesidad de medidas a nivel nacional como local para poder cumplir la legislación vigente.

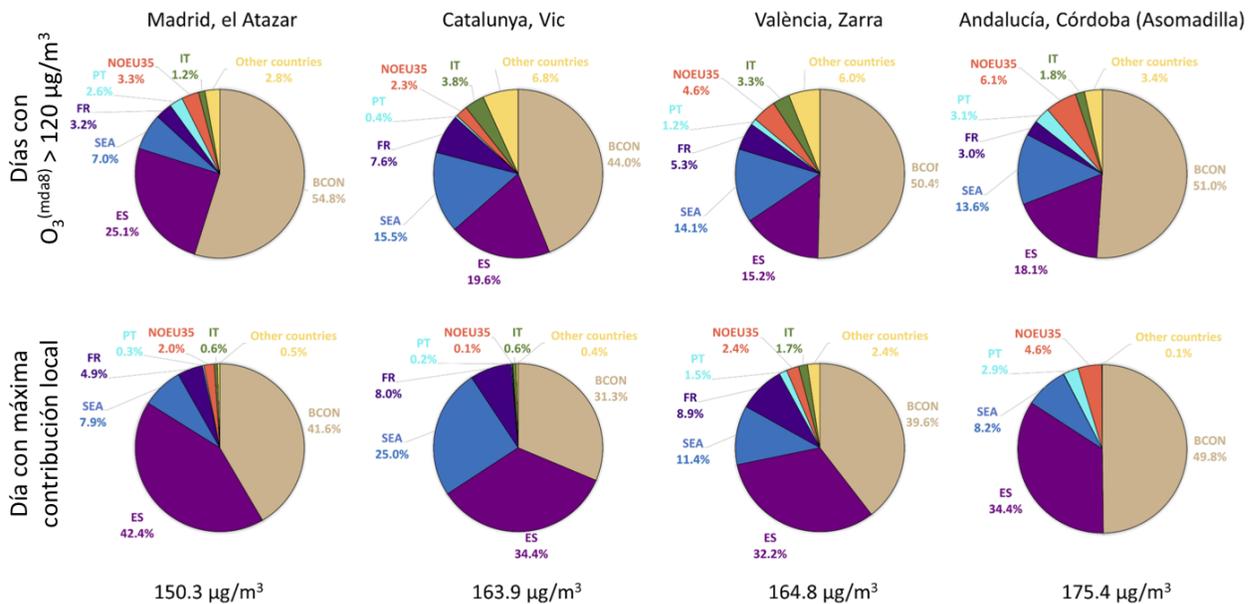


Figura 7: Contribuciones al O₃^(mda8) en ciertas estaciones de calidad del aire de las CCAA de Madrid, Cataluña, Valencia y Andalucía en los días con concentraciones de O₃^(mda8) por encima de 120 µg/m³ y en el día con mayor contribución local en cada estación.

7.4. Conclusiones

En este capítulo se ha cuantificado la contribución transfronteriza a los niveles de O_3 simulados en el dominio de la España peninsular. Mediante el uso de la herramienta WRF-CMAQ-ISAM, se ha empleado un método de etiquetado de emisiones por país/región de emisión de los precursores del O_3 que ha permitido cuantificar y caracterizar el aporte transfronterizo al O_3 nacional. La técnica empleada tiene la particularidad que permite conservar la masa y la no linealidad de un contaminante secundario como es el O_3 en los cálculos. Aunque la revisión de los trabajos científicos muestran un elevado nivel de incertidumbre, estas técnicas son las únicas que nos permiten abordar de forma cuantitativa el rol del aporte supranacional a las concentraciones de un país.

Del análisis de los resultados se derivan las siguientes conclusiones:

- La contribución dominante en los niveles de O_3 en España se atribuye al transporte hemisférico BCON, representando un 60% en promedio para España. Esta contribución es más dominante en el centro de la península donde los procesos de mezcla vertical asociados al desarrollo de la capa límite favorecen esta contribución.
- Sin embargo, España es el cuarto país de Europa que presenta una mayor contribución de formación local de O_3 . Un 14.8% del O_3 en España se forma por las emisiones del propio país. La Comunidad de Madrid es la que muestra una mayor fracción en este sentido.
- Las emisiones marítimas representan la tercera mayor contribución al O_3 nacional, especialmente en el sur, levante peninsular e Islas Baleares. La afectación no se limita a las provincias costeras, sino, a todo el territorio nacional en mayor o menor medida.
- En estaciones con altos niveles de ozono como el Atazar (Madrid), Vic (Cataluña), Córdoba (Andalucía) y Zarra (Valencia) la contribución nacional representa un 25%, 20%, 18% y un 15% en promedio durante los episodios con niveles de O_3 por encima de los 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.
- Las contribuciones muestran una variabilidad elevada, y pueden ser mucho más relevantes, a lo largo de los periodos estudiados y en estaciones específicas. Situaciones de olas de calor favorecen a las contribuciones locales frente al fondo regional o hemisférico, pudiendo representar entre un 40-50% del O_3 total. Por ejemplo, la contribución local puede representar un 50% en la estación de Azuqueca de Henares (Castilla y la Mancha), o la contribución local y marítima en estaciones del norte de Barcelona llega a alcanzar un 58% al $O_3^{(\text{mda8})}$.

Los resultados de este trabajo ponen en contexto el margen de actuación que puede tener un país para aplicar medidas que reduzcan los niveles de O_3 . Aunque España se caracteriza por tener niveles de fondo elevados, la formación fotoquímica en distintas cuencas contribuye de forma muy importante a los elevados niveles de O_3 . El diseño de medidas de actuación nacional pueden permitir acotar esta contribución nacional de forma efectiva. Los resultados han identificado el sector de emisiones marítimas que, aunque no sea de control nacional, si se pudiese regular tendría un impacto muy positivo en las concentraciones de O_3 en España. El estudio de contribución de fuentes transfronterizas resalta la necesidad de seguir impulsando

acciones coordinadas a nivel Europeo e internacional para poder mitigar la problemática del O₃ en España.

8. Modelización escenarios de emisiones

8.1. Introducción

Los modelos de calidad del aire, con los que se realizan simulaciones de alta resolución, requieren como datos de entrada flujos de emisiones antropogénicas. Los inventarios de emisiones deben estar disponibles, por tanto, en la resolución espacial y temporal requerida por el modelo, así como contar con una especiación química adecuada (Ferreira et al. 2013; Borge et al. 2014).

Es posible evaluar estrategias de reducción de emisiones antropogénicas mediante la definición de diferentes escenarios de emisión, derivados de un escenario con un inventario de referencia. Para ello, los niveles de una especie contaminante, como el O₃ troposférico, se comparan respecto al escenario base o de referencia a través de un análisis cuantitativo de las simulaciones de los modelos de calidad del aire (Ponche y Vinuesa 2005; Borge et al. 2014).

El empleo de varios modelos de calidad del aire, en los que se utilizan los mismos inventarios de emisión de referencia y escenarios, aporta mayor robustez al análisis de los resultados pues estos pueden complementarse y permiten cuantificar la incertidumbre de los mismos (Kioutsioukis y Galmarini 2016).

En esta sección se aborda el segundo objetivo específico presentado en la Sección 5.1. Para ello, se utilizan dos modelos de calidad del aire juntamente con un modelo de emisiones antropogénicas (ver descripción de los sistemas en la Sección 6) para la determinación del impacto sobre las concentraciones de O₃ troposférico a niveles superficiales de diferentes escenarios de reducción de emisiones antropogénicas en el dominio de la España peninsular. El periodo de estudio de referencia escogido ha sido el verano de 2019. Para estimar la sensibilidad a condiciones meteorológicas distintas, se han analizado los mismos escenarios de emisión pero simulando la meteorología del verano de 2015.

8.2. Metodología

8.2.1. Modelos, dominio y periodo de estudio

Las simulaciones de diferentes escenarios de emisiones se han realizado utilizando el modelo de emisiones HERMESv3 (Sección 6.1) y los modelos de calidad del aire WRF-CMAQ (Sección 6.3) y MONARCH (Sección 6.4), cuyas configuraciones específicas se detallan en las subsecciones siguientes.

El dominio de estudio abarca la Península Ibérica, que incluye la España peninsular y las Islas Baleares. El período de estudio comprende los meses junio, julio y agosto de 2019 y 2015, cuyo análisis permite acotar la simulación de subsecuentes escenarios de emisiones al mes de julio de ambos años. El análisis se ha centrado en los resultados de las concentraciones simuladas en la primera capa (nivel de superficie) de los modelos. No se han analizado los posibles cambios en la estructura vertical.

8.2.2. Escenarios de emisiones

Los escenarios de emisiones propuestos para modelizar son los siguientes: un **Escenario Base (EB)**, donde se caracterizan los niveles de emisión en España para el año 2019 y que sirve como referencia para cuantificar el impacto de los demás escenarios así como evaluar el rendimiento de los modelos de calidad del aire WRF-CMAQ y MONARCH, un **Escenario Planificado (EP)**, donde se cuantifica el impacto de las medidas y políticas incluidas en el *Plan Nacional Integrado de Energía y Clima (PNIEC)* y el *Programa Nacional de Control de la Contaminación Atmosférica (PNCAA)* del *Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD)* sobre los niveles de emisión del **EB** tomando como horizonte el año 2030, y un total de **4 Escenarios Específicos (EE)**, en donde se plantean medidas de reducción de emisiones adicionales a las propuestas en el EP y que actualmente no se contemplan en las proyecciones oficiales.

En la Tabla 4 se presenta un resumen de los escenarios planteados. Todos los escenarios de emisiones han sido modelados haciendo uso del modelo de emisiones HERMESv3, combinado con datos oficiales de actividad y emisiones reportados por el MITERD. A continuación, se describe en detalle las metodologías y bases de datos considerados para construir cada uno de ellos.

Escenario base (EB) Las emisiones del EB para España y el año 2019 se estiman a partir de la base de datos de factores de actividad y factores de emisión de HERMESv3_BU. Los sectores de emisiones antropogénicas contemplados incluyen: industria de la energía (centrales térmicas, refinerías, plantas de fabricación de coque), combustión en el sector residencial y comercial, industria manufacturera, uso de solventes, transporte rodado, transporte no rodado (incluyendo maquinaria agrícola, barcos recreacionales, tráfico aéreo en aeropuertos, tráfico marítimo en puertos), tratamiento de residuos (incineradoras), actividades agrícolas (ganadería y aplicación de fertilizantes).

Con el objetivo de reducir la inconsistencia entre las emisiones estimadas por HERMESv3_BU y las reportadas por el *Sistema Español de Inventario de Emisiones (SEI)* (<https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/sistema-espanol-de-inventario-sei-/default.aspx>), los datos originales de HERMESv3_BU han sido actualizados con bases de datos utilizadas por el SEI. El trabajo de actualización se ha centrado en aquellos sectores que presentan una mayor contribución a las emisiones de los principales precursores de O₃ (NO_x y COVNM):

- **Industria de la energía y manufacturera:** Uso de los datos de emisiones puntuales reportados por las bases de datos de *Grandes Focos Puntuales (LPS)* y el *Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes (PRTR-España)*. De manera complementaria, para Cataluña se ha trabajado con el archivo digitalizado de focos industriales reportado por el *Departament de Territori i Sostenibilitat de la Generalitat de Catalunya (DTES)* para incluir focos de pequeña y mediana combustión no cubiertos por las bases LPS y PRTR-España. Los datos originales reportados por estas bases han sido procesados y tratados, incluyendo correcciones de las coordenadas geográficas originales y la adecuación de la información al formato de entrada del modelo HERMESv3_BU, entre otros.
- **Transporte rodado:** Uso de los datos reportados por el MITERD de composición vehicular por provincia de acuerdo a las categorías de vehículos COPERTv5.

Tabla 4: Resumen de los escenarios de emisiones.

Escenarios	Descripción
Escenario Base (EB)	Emisiones en España para el año 2019
Escenario Medidas Planificadas (EP)	EB combinado con cambios en emisiones proyectados para 2030 según las medidas contempladas en PNIEC/PNCCA.
Escenario Específico tráfico rodado (EE_T50)	EP combinado con el supuesto que las reducciones contempladas para el tráfico rodado en EP sólo se cumplen en un 50%.
Escenario Específico industria (EE_I25)	EP combinado con una reducción adicional del -25 % de las emisiones industriales en los sectores del refino e industria mineral no metálica exceptuando cementeras.
Escenario Específico aviación y marítimo (EE_A25_M20)	EP combinado con una reducción adicional del -25 % de las emisiones de aviación y -20 % de las emisiones provenientes de tráfico marítimo.
Escenario Específico aviación y marítimo+ (EE_A25_M60)	EP combinado con una reducción adicional del -25 % de las emisiones de aviación y del -60 % de las emisiones de tráfico marítimo

- **Uso de solventes:** Uso de los datos de emisiones anuales del SEI reportados por comunidad autónoma y actividad SNAP.

Fuera de España y para el sector del tráfico marítimo nacional e internacional, se trabaja con el inventario de emisiones europeo CAMS-REG-AP_v4.2 (Kuenen et al. 2022), adaptándolo a los dominios de trabajo y requerimientos de los modelos de calidad del aire haciendo uso de HERMESv3_GR. Es importante destacar que el año de referencia del inventario CAMS-REG-AP_v4.2 es 2017, ya que es el año más reciente disponible en el momento de realizar este estudio.

Escenario Planificado (EP) Las emisiones para el EP se estiman tomando como punto de partida las emisiones del EB y aplicándoles factores de ajustes de acuerdo a las proyecciones de emisiones oficiales reportadas en el marco del convenio sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a gran distancia, *Long-Range Transboundary Air Pollution* (LRTAP) por sus

siglas en inglés, y que contemplan los impactos esperados de la implementación del PNIEC y PNCAA. Para cada sector de emisión, se calcula un Factor de Ajuste (FA) teniendo en cuenta la diferencia relativa entre las emisiones estimadas para el 2019 y las proyectadas para el 2030. Una vez estimados, estos FA se introducen dentro de las bases de datos de HERMESv3_BU, para así poder calcular las nuevas emisiones. Los ajustes de emisión se calculan y aplican a aquellas actividades con una mayor contribución al total de emisiones de NO_x y COVNM, incluyendo: industria de la energía, industria manufacturera, uso de solventes, transporte rodado y tráfico marítimo.

En las Tablas 5 y 6 se muestran las emisiones de NO_x y COVNM respectivamente para los años 2019 y 2030, así como los FA estimados para cada sector, de acuerdo a las proyecciones oficiales de MITERD.

Tabla 5: Emisiones de NO_x para los años 2019 y 2030 y Factores de Ajuste (FA) para cada sector.

Código NFR	Sector	NO _x (kt/año)		
		2019	2030	FA
1A1	Industria de la energía	55.6	38.9	0.70
1A1a	Producción pública de electricidad y calor	39.6	25.1	0.63
1A1b	Refinación de petróleo	10.4	9.9	0.96
1A1c	Fabricación de combustibles sólidos y otras industrias energéticas	5.3	3.8	0.73
1A2	Industria manufacturera	110.8	76.8	0.69
1A3b	Transporte rodado	211.2	82.7	0.39
1A3bi	Coches	126.5	16.1	0.13
1A3bii	Vehículos ligeros	22.3	16.6	0.75
1A3biii	Vehículos pesados	60.5	47.7	0.79
1A3biv	Motocicletas y ciclomotores	1.9	2.3	1.18
1A3bv	Evaporación de gasolina	-	-	-
1A3d	Tráfico marítimo nacional	40.8	23.2	0.57
2D	Uso de solventes	0.1	0.1	
2D3A	Uso doméstico de solventes	-	-	-
2D3d	Aplicaciones de recubrimiento	-	-	-

En el caso de las centrales térmicas (1A1a), los FA generales derivados de las proyecciones se han combinado con datos de proyección de consumos de combustibles reportados por el PNIEC, para poder así ajustar las emisiones de cada central según el tipo de combustible usado. De forma general, para este sector se espera una disminución de NO_x del 30 % (FA = 0.7) y un aumento de COVNM del 26 % (FA = 1.26). Sin embargo, las proyecciones de consumos de combustibles del PNIEC permite observar como estos cambios no ocurrirán de forma homogénea entre centrales térmicas (Tabla 7). En concreto, las centrales térmicas de carbón se espera que ya no estén operativas en 2030 (FA = 0), mientras que en las centrales térmicas de gas natural se espera un incremento de un 10 % en sus emisiones debido a un aumento en la carga de trabajo para cubrir la demanda (FA = 1.1). Cabe mencionar que el incremento de COVNM del

Tabla 6: Emisiones de COVNM para los años 2019 y 2030 y Factores de Ajuste (FA) para cada sector.

Código NFR	Sector	COVNM (kt/año)		
		2019	2030	FA
1A1	Industria de la energía	10.3	12.9	1.26
1A1a	Producción pública de electricidad y calor	8.4	11.5	1.37
1A1b	Refinación de petróleo	0.5	0.4	0.94
1A1c	Fabricación de combustibles sólidos y otras industrias energéticas	1.4	1.0	0.73
1A2	Industria manufacturera	20.8	21.4	1.03
1A3b	Transporte rodado	20.2	23.2	1.15
1A3bi	Coches	5.3	5.4	1.03
1A3bii	Vehículos ligeros	0.4	0.3	0.73
1A3biii	Vehículos pesados	1.3	1.1	0.84
1A3biv	Motocicletas y ciclomotores	11.4	13.5	1.19
1A3bv	Evaporación de gasolina	1.8	2.9	1.6
1A3d	Tráfico marítimo nacional	1.8	1.4	0.75
2D	Uso de solventes	257.6	244.5	0.95
2D3A	Uso doméstico de solventes	63.2	57.7	0.91
2D3d	Aplicaciones de recubrimiento	63.6	42.5	0.67

26 % esperado en este sector no ha podido implementarse en el presente escenario, ya que es un aumento que se relaciona con la instalación de nuevas plantas de aprovechamiento de biomasa para la generación de energía, de las cuales actualmente se desconocen sus características y no se tienen definidas sus localizaciones, cosa que no permite llevar a cabo su modelización.

 Tabla 7: Factor de Ajuste (FA) de las emisiones de NO_x y COVNM para las centrales térmicas por tipo de combustible.

Sector	Combustible	FA
Centrales térmicas	Carbón	0.00
	Gas Natural	1.10
	Fuelóleo, Gasóleo	0.50
	Biomasa	1.00
	Residuos sólidos	0.36

De una forma similar, en el caso de la industria manufacturera (1A2) y la aplicación de pintura en revestimientos (2D3d), los FA generales reportados en las Tablas 5 y 6 se han combinado con datos más detallados para poder ajustar las emisiones de manera más específica según el sector manufacturero en cuestión (p. ej., plantas cementeras, cogeneración industrial, industrias del vidrio, cal, cerámica y ladrillo, hierro y acero) y la aplicación de pintura (p. ej., sector del automóvil, bobinas). La metodología y factores de ajuste finales estimados para cada una de las ramas industriales y actividades de uso de solventes se detallan en el Anexo D. En el caso de

las emisiones provenientes del transporte rodado, los datos de proyección de emisiones está dividida en emisiones exhaustivas, que a su vez se desagregan por categoría de vehículo, (coches, vehículos ligeros, vehículos pesados, Motocicletas y ciclomotores) y emisiones por evaporación de vehículos a gasolina (Tablas 5 y 6). La proyección de las emisiones de este sector se asume por igual en zonas urbanas e interurbanas. Finalmente, la proyección de las emisiones de tráfico marítimos internacional propone un reducción del -43 % en las emisiones de NO_x y del -25 % de COVNM (Tablas 5 y 6). Según el inventario del SEI, el tráfico marítimo nacional representa el 10 % del total de las emisiones derivadas de actividades marítimas en España. Por lo tanto, se considera una reducción global de emisiones por actividades marítimas del -4.3 % en NO_x y de -2.5 % para COVNM.

Escenarios Específicos (EE) Las emisiones para los distintos EE se estiman tomando como punto de partida las emisiones del EP y aplicándoles factores de ajuste adicionales. En líneas generales, los factores de ajuste propuestos no se relacionan directamente con ninguna proyección oficial o la implementación de una o varias acciones concretas. El objetivo que persiguen estos EE es cuantificar la sensibilidad de los niveles de O₃ en España a cambios significativos en las emisiones de sectores que, por un lado, en el EP presentan reducciones poco significativas y que, por lo tanto, potencialmente tienen más margen de reducción y, por otro lado, son contribuidores importantes al total de emisiones de NO_x y COVNM. En base a esta premisa, los EE planteados son los siguientes:

- **Escenario Específico tráfico rodado (EE_T50):** En este escenario se supone que las reducciones contempladas para el tráfico rodado en EP sólo se cumplen en un 50 % y que, por lo tanto, los factores de ajuste serán la mitad de los estimados en EP.
- **Escenario Específico industria (EE_I25):** Reducción adicional del 25 % de emisiones de la industria en los sectores del refino y fabricación de productos minerales no metálicos. No se aplica reducción a plantas cementeras, ya que la reducción esperada en estas instalaciones en el EP es del -31 % (ver anexo D).
- **Escenario Específico aviación y marítimo (EE_A25_M20):** Reducción adicional del 20 % de las emisiones marítimas (nacional e internacional) y del 25 % en las emisiones por tráfico aéreo que ocurren en aeropuertos. En el caso de las emisiones marítimas, la reducción propuesta está en línea con la reducción de emisiones esperada en el caso de la implementación de una zona NECA (nitrogen emission control área) en el mar Mediterráneo (IIASA 2018).
- **Escenario Específico aviación y marítimo+ (EE_A25_M60):** Reducción adicional del -60 % de las emisiones marítimas y del -25 % en las emisiones por tráfico aéreo que ocurren en aeropuertos.

8.2.3. Configuración modelos

Los modelos de calidad del aire WRF-CMAQ y MONARCH se han aplicado sobre un dominio que cubre la Península Ibérica anidado en un dominio regional que abarca el continente europeo (Figura 8). Los dominios, resolución horizontal y vertical, meteorología, química y

emisiones naturales utilizados en cada modelo se detallan en la Tabla 8, incluyendo información presentada en las Secciones 6.3 y 6.4.

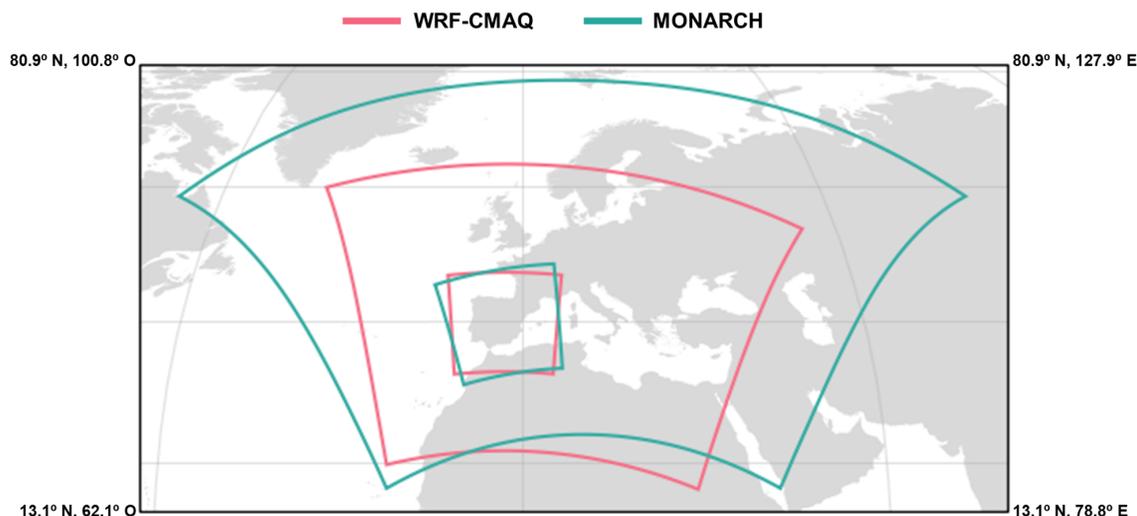


Figura 8: Dominios anidados considerados en los modelos de calidad del aire WRF-CMAQ y MONARCH.

Tabla 8: Configuración de los modelos de calidad del aire WRF-CMAQ y MONARCH.

Modelo	WRF-CMAQ	MONARCH
Dominios y resolución	Europa (12 km) / Península Ibérica (4 km) Proyección Lambert 37 capas verticales (tope: 50 hPa)	Europa (20 km) / Península Ibérica (5 km) Proyección lat-lon rotada 24 capas verticales (tope: 50 hPa)
Meteorología (Condiciones iniciales)	WRFv3.6 (FNL)	NMMB (ERA5)
Química (Condiciones de contorno)	CMAQv5.0.2 CB05 + AERO6 (CAM5)	Interactiva con meteorología CB05 + BSC aerosoles (CAM5)
Emisiones naturales	MEGAN (biogénicas)	MEGAN (biogénicas) + GFAS (fuegos - solo aerosoles)

8.2.4. Observaciones y evaluación

Para el análisis y evaluación de los resultados del modelo se han empleado las observaciones horarias de concentración de O₃ en la superficie de la base de datos AQ eReporting de la Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA, *European Environmental Agency*) (EEA 2020). Se ha aplicado un procedimiento de control de calidad sobre las observaciones utilizando los metadatos de la base de datos GHOST (*Globally Harmonized Observational Surface Treatment*),

siendo GHOST un proyecto desarrollado en el Departamento de Ciencias de la Tierra del BSC que tiene como objetivo armonizar las observaciones y los metadatos de distintas estaciones en superficie de medida de calidad del aire y aerosoles distribuidas a escala global, con el fin de mejorar (p. ej. filtrar medidas fuera de rango) y facilitar la calidad de las comparaciones entre observaciones y modelos dentro de la comunidad de química atmosférica (Bowdalo, **(en preparación)**). En el Anexo B se proporcionan más detalles sobre el filtrado de las observaciones usado en esta sección para controlar su calidad.

A partir de las observaciones horarias disponibles en GHOST, se ha elegido un criterio de disponibilidad mínima de datos del 75 % (es decir, un mínimo de 18 de 24 horas por día) para calcular estadísticas a escala diaria, incluido el promedio diario de la concentración de O₃, el máximo diario de 1 hora (abreviado en d1max) y la máxima diaria de las medias móviles octohorarias (abreviado en mda8, *maximum of daily average 8-hour* en inglés).

Debido a las mallas ligeramente distintas entre los modelos WRF-CMAQ y MONARCH, todo el análisis de los resultados se ha realizado en una misma malla regular en longitud-latitud, de resolución espacial 0.025°x0.025° donde se han interpolado las simulaciones de los dos modelos. También, para tener en cuenta la diferencia entre modelos y observaciones, se han proyectado todas las observaciones de O₃ en esta malla de tal manera que si varias estaciones coinciden en una misma celda, se calcula el promedio. Aunque la resolución espacial de la malla de análisis es relativamente elevada considerando el tamaño del dominio que cubre toda la Península Ibérica, la resolución espacial de los dos modelos (alrededor de 4-5 km) queda demasiado gruesa para permitir comparaciones representativas con estaciones industriales y de tráfico. Por ello, solo se han considerado en el análisis las estaciones de fondo, que incluyen estaciones de fondo rurales, suburbanas y urbanas.

8.3. Resultados

8.3.1. Emisiones

Los resultados de las emisiones se presentan para cada uno de los escenarios descritos en la Sección 8.2.2. Se inicia haciendo una comparación entre las emisiones de NO_x y COVNM del EB calculadas por HERMESv3 y las reportadas por MITERD para el año 2019 en la edición 2021 del inventario nacional de emisiones. Posteriormente se presentan las variaciones de emisiones de NO_x y COVNM entre los escenarios EP y EB estimadas por HERMESv3 y se comparan con las reportadas por el MITERD a través de las proyecciones oficiales (edición 2021). Finalmente se analizan los impactos de las medidas contempladas en los cuatro escenarios EE con respecto a las emisiones estimadas por HERMESv3 en EB y EP.

Escenario Base (EB): En esta sección cuantificamos la consistencia entre las emisiones de NO_x y COVNM del EB calculadas por HERMESv3 y las reportadas por MITERD en el sistema SEI para el año 2019 (edición 2021). La comparativa se centra en los tres sectores más importantes en la contribución a emisiones de precursores de O₃, incluyendo: tráfico rodado, uso de solventes y focos puntuales (que engloba las emisiones de centrales térmicas e industrias manufactureras).

La Figura 9 presenta la comparación de las emisiones anuales de NO_x y COVNM calculadas por HERMESv3 y las reportadas por MITERD para los tres sectores mencionados anteriormen-

te y año de referencia 2019. Como se puede ver, el sector de uso de solventes es el principal responsable de las emisiones de COVNM, mientras que los sectores de tráfico rodado y focos puntuales son los principales generadores de emisiones de NO_x. Tal como se explica en la Sección 8.2.2, solo se tienen en cuenta las emisiones que abarcan el dominio de trabajo, es decir, las emisiones generadas en la España Peninsular e islas baleares por lo que no se consideran aquellas emisiones generadas en las Islas Canarias, Ceuta y Melilla.

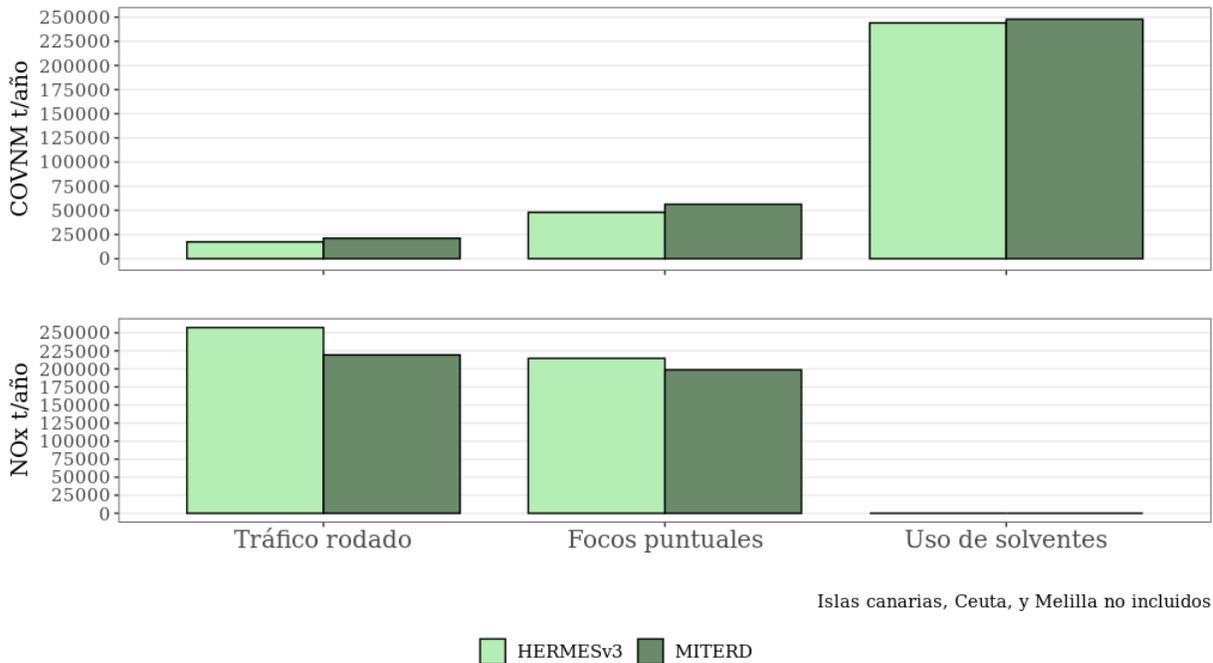


Figura 9: Emisiones anuales de COVNM y NO_x [t/año] estimadas por HERMESv3 y reportadas por el Inventario Nacional de Emisiones para el tráfico rodado, uso de solventes y focos puntuales (que engloba las emisiones de centrales térmicas e industrias manufactureras) durante el año 2019.

Las emisiones de COVNM son -17.9%, -14.7% y -1.5% más bajas en HERMESv3 con respecto a MITERD para los sectores de transporte rodado, focos puntuales y uso de solventes respectivamente. El total de COVNM calculado por HERMESv3 de los tres sectores mencionados anteriormente es de 309.36 kt comparadas con 325.9 kt reportadas por MITERD, siendo -5.09% menores las emisiones estimadas en HERMESv3. En el caso de los focos puntuales, las diferencias se deben principalmente al hecho de que en HERMESv3 hay algunos procesos industriales que no se incluyen, principalmente la fabricación de productos de química orgánica (p. ej., etileno, polietileno, polipropileno), ya que sus emisiones no se reportan por instalación ni en LPS ni PRTR-España. Las diferencias reportadas para el sector del tráfico rodado se pueden deber a las distintas metodologías de cálculo contempladas en HERMESv3 y el SEI. Aunque en ambos casos se trabaja con la misma información de parque vehicular y factores de emisión (COPERTv5), los datos de flujo de tráfico y velocidades consideradas en cada caso son diferentes, así como el método de cálculo, ya que en el caso de HERMESv3 se parte de información

por tramo de calle/carreteras y se estiman emisiones hora a hora, mientras que en el SEI las emisiones se estiman a partir de estadísticos a nivel provincial.

Con respecto a los NO_x , las emisiones son 17.2% y 8% más altas en HERMESv3 con respecto a MITERD para los sectores transporte rodado y focos puntuales respectivamente. No se tiene en cuenta el sector de uso de solventes en esta comparación debido a que este sector no genera emisiones de NO_x . La suma total de las emisiones de NO_x calculadas por HERMESv3 es de 471.90 kt, siendo 12.9% más altas con respecto a las reportadas por MITERD 418.10 kt. Las diferencias en emisiones para el transporte rodado pueden venir dadas, como se comenta anteriormente, por diferencias en datos de actividad y metodologías de cálculo.

Escenario Planificado (EP): Las emisiones del EP son el resultado de aplicar los factores de ajuste calculados para los diferentes sectores a las emisiones del EB, con la intención de proyectarlas a 2030, tal y como se explica en la Sección 8.2.2. La Figura 10 muestra las diferencias relativas entre las emisiones de NO_x y COVNM estimadas por HERMESv3 en los escenarios EP y EB por sector. Así mismo, los resultados se comparan con los obtenidos de las proyecciones oficiales del MITERD reportadas en el marco del convenio LRTAP (edición 2021).

La Figura 10 (panel superior) presenta las diferencias relativas entre escenarios para las emisiones de COVNM. Para los sectores de refinerías de petróleo, transporte marítimo, hornos de coque, tráfico rodado y uso de solventes, la proyección de las emisiones es consistente entre HERMESv3 y MITERD. En todos estos sectores se reporta una disminución de las emisiones (i.e., alrededor del -5% o inferior en todos los casos, excepto en hornos de coque donde la reducción llega hasta el -27%), en el caso del transporte rodado, se reporta un aumento del 15%. Por otra parte, en los sectores de industria manufacturera y producción y generación de energía eléctrica, MITERD reporta un crecimiento de las emisiones de COVNM de 2.92% y 36.72% respectivamente, mientras que los resultados de HERMESv3 indican que las emisiones de estos mismos sectores disminuyen (-42.5% y -14.58%). El aumento reportado por MITERD está principalmente asociado al incremento de uso de biomasa en estas industrias, que tal como se mencionó en la Sección 8.2.2, no es posible incluir en HERMESv3 debido a que no se conoce la localización de las nuevas centrales térmicas de biomasa ni se cuenta con datos de actividad de incremento de consumos de biomasa por industria manufacturera. Como resultado final, las emisiones totales de COVNM en el EP se reducen un -11.7% respecto al EB. Esta reducción estimada por HERMESv3 es superior a la reportada por MITERD (-2.2%), debido a la discrepancia mencionada para los sectores de industria manufacturera y producción y generación de energía eléctrica.

En cuanto a las emisiones de NO_x , en la Figura 10 (panel inferior) la proyección de las emisiones del EP estimada por HERMESv3 y las reportadas por MITERD son en general consistentes. Las dos fuentes de información reportan una reducción de las emisiones en todas las actividades, siendo la más significativa la que presenta el transporte rodado (-53% según HERMESv3), seguido de las centrales térmicas (-52% según HERMESv3) e industria manufacturera (-27% según HERMESv3). La mayor discrepancia entre resultados ocurre en el sector de la producción y generación de energía eléctrica, que tiene una mayor reducción en HERMESv3 (-52.4%) con respecto a MITERD (-36.51%). Esto se debe a la no contemplación de las nuevas centrales térmicas de biomasa dentro de HERMESv3, tal y como se comenta en el párrafo anterior. La reducción total de NO_x esperada por MITERD para los sectores considerados es de

-47.4 % siendo consistente con la reducción del -42.56 % estimada en HERMESv3.

En las Figuras E.5 y E.6 del Anexo E se presenta la distribución espacial de las emisiones para los escenarios EB y EP, así como la diferencia absoluta EB-EP para las emisiones de NO_x y COVNM del sector de tráfico rodado y emisiones de COVNM del sector uso de solventes.

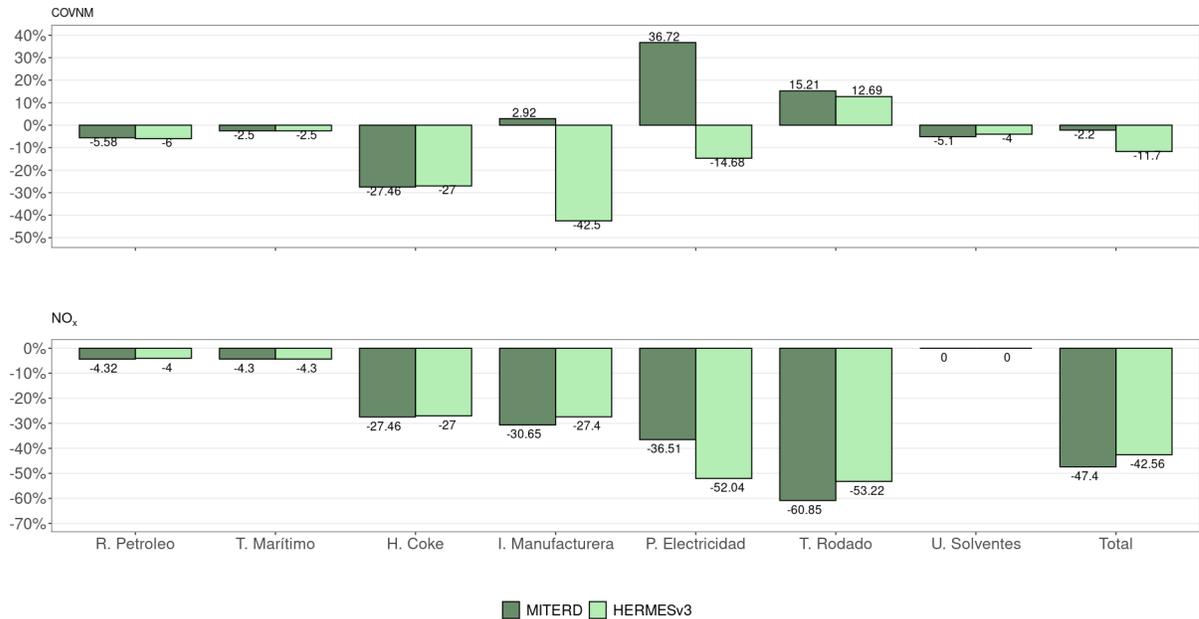


Figura 10: Diferencias relativas entre escenarios para las emisiones de COVNM (panel superior) y NO_x (panel inferior) para los sectores de refinерías de petróleo, transporte marítimo, hornos de coque, industria manufacturera, producción de electricidad, tráfico rodado, uso de solventes y totales.

Escenarios Específicos: Los EEs, toman como punto de partida las emisiones del EP y se aplican los factores de ajuste para cada sector, con el propósito de reducir las emisiones en base a medidas adicionales que no se contemplan dentro de proyecciones oficiales del MITERD (ver Tabla 4 de la Sección 8.2.2).

La Figura 11 presenta la reducción relativa de las emisiones totales de COVNM y NO_x en el EP y cada uno de los EE con respecto al EB. Es importante aclarar que estos resultados solo consideran las emisiones generadas en julio de 2019 (mismo periodo definido para las simulaciones con WRF-CMAQ y MONARCH) provenientes de todos los sectores de emisiones antropogénicas incluidos en HERMESv3: centrales térmicas, refinерías, plantas de fabricación de coque, combustión en el sector residencial y comercial, industria manufacturera, uso de solventes, transporte rodado, transporte no rodado (incluyendo maquinaria agrícola, barcos recreacionales, tráfico aéreo en aeropuertos, tráfico marítimo en puertos), tratamiento de residuos (incineradoras), actividades agrícolas (ganadería y aplicación de fertilizantes).

Para las emisiones de COVNM (Figura 11 panel superior) se observa una reducción similar (-5%), ya que los sectores afectados por el factor de ajuste no representan un impacto considerable en las emisiones de COVNM.

En el caso de las emisiones de NO_x (Figura 11 panel inferior), el escenario EE_T50 es el que presenta una menor reducción de las emisiones (-23%) debido a que para este escenario solo se contempla una reducción del 50% de las emisiones propuestas en el EP para el tráfico rodado. Por otra parte, el EE_A25_M60 es el escenario con mayor reducción de NO_x (-40%) como consecuencia de la reducción propuesta del 60% de las emisiones del tráfico marítimo. Es importante mencionar que los resultados que se muestran para los escenarios EE_A25_M20 y EE_A25_M60 solo consideran la reducción por tráfico marítimo en puertos y no en las emisiones generadas en el mar.

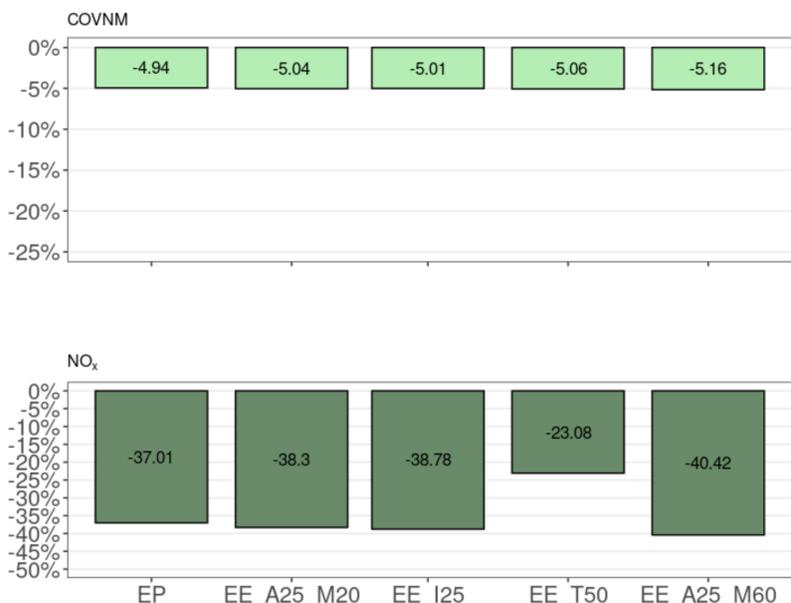


Figura 11: Diferencias relativas [%] del total de las emisiones de COVNM y NO_x del EP y los distintos EE con respecto al EB para el mes de julio 2019.

8.3.2. Evaluación del escenario base (EB)

En esta sección, evaluamos los resultados obtenidos con WRF-CMAQ y MONARCH para el escenario base EB. Los mapas de $\text{O}_3^{(\text{mda}8)}$ promedio sobre julio de 2019 (Figura 12) muestran niveles de O_3 bastante diferentes entre los dos modelos, con concentraciones 14% más bajas en MONARCH sobre el territorio español. Sin embargo, los dos modelos tienen una distribución espacial del $\text{O}_3^{(\text{mda}8)}$ muy parecida, con un coeficiente de correlación de Pearson (PCC, *Pearson correlation coefficient* en inglés) de 0.95. Los niveles más altos de O_3 se ubican en la Comunidad de Madrid (especialmente al norte-este de la aglomeración), en Cataluña (especialmente al norte de Barcelona, en las provincias de Barcelona y Girona) y en la Comunidad Valenciana (especialmente en las provincias de Valencia y Castellón). En el resto de la península, los niveles de O_3 muestran un gradiente claro entre niveles más bajos al norte-oeste del lado Atlántico y niveles más altos del lado Mediterráneo (incluyendo Andalucía, Castilla-La Mancha, Aragón y Baleares, además de la Comunidad Valenciana y de Cataluña).

En las celdas con estaciones, la Figura 12 indica con símbolos el rendimiento de los modelos sobre el mes de julio de 2019, en términos de PCC (PCC bajo inferior a 0.4, PCC medio entre 0.4-0.6 y PCC alto superior a 0.6). WRF-CMAQ y MONARCH dan resultados parecidos con aproximadamente 70 y 25 % de estaciones con PCC clasificado como alto y medio, respectivamente. De manera general, el PCC suele ser más bajo en algunas zonas de la costa mediterránea, incluyendo Barcelona.

La Tabla 9 muestra los resultados de evaluación de los modelos WRF-CMAQ y MONARCH a diferentes escalas temporales (horaria, diaria, máximo de la media móvil octohoraria y máximo diario de 1 hora) durante el periodo junio-agosto de 2019. Para contextualizar los resultados de los dos modelos, añadimos también los resultados obtenidos con las predicciones operacionales del programa CAMS (*Copernicus Atmosphere Monitoring Service*), considerando los modelos CHIMERE y EMEP. Resaltar que los resultados de CAMS además de usar predicciones de meteorología (las simulaciones de WRF-CMAQ y MONARCH aprovechan de reanálisis meteorológicos) estas dos simulaciones usan una resolución espacial más gruesa ($0.10^{\circ} \times 0.10^{\circ}$) así que diferentes emisiones antropogénicas y condiciones de contorno; entonces, la comparación entre estos diferentes modelos no es equitativa pero resulta útil para mostrar si los dos modelos WRF-CMAQ y MONARCH están en el rango de los rendimientos típicos de los modelos desarrollados en Europa.

Los cuatro modelos tienen un PCC parecido entre 0.6-0.7, y un nRMSE de aproximadamente 20% a escalas temporales mda8 y d1max, 30% a escala diaria, y 40% a escala horaria. WRF-CMAQ y CHIMERE muestran un comportamiento similar, caracterizado por un sesgo positivo notable a lo largo del día (+26 y +23% a escala horaria, respectivamente), afectando principalmente los niveles de O_3 durante la noche, mientras que los niveles durante el día aparecen menos sobrestimados (+12 y +13% a escala mda8, respectivamente). En cambio, los modelos MONARCH y EMEP muestran un comportamiento un poco diferente, con un sesgo general menos importante (+3 y +8% a escala horaria, respectivamente) que se traduce en un ligero sesgo negativo durante las horas centrales del día (-3% a escala mda8). De manera general, aunque tienen correlaciones razonables, todos los modelos tienen dificultades a reproducir cuantitativamente los episodios de O_3 más altos, como se puede ver con las pendientes alrededor de 0.4-0.5.

Esta diferencia de comportamiento entre WRF-CMAQ y MONARCH se puede apreciar también analizando la evolución temporal de las concentraciones de O_3 . En la Figura 13, se muestran las series temporales de las observaciones y los resultados de los dos modelos a diferentes escalas de tiempo, considerando únicamente las celdas donde el $O_3^{(mda8)}$ promedio observado se sitúa por encima de un percentil dado pX (p0 corresponde a todas las celdas, p95 al 5% de celdas con mayor $O_3^{(mda8)}$, p98 al 2% de celdas con mayor $O_3^{(mda8)}$, y p99 al 1% de celdas con mayor $O_3^{(mda8)}$). Si consideramos todas las celdas donde hay observaciones (paneles de abajo en la Figura 13), WRF-CMAQ sobrestima los niveles de O_3 mientras MONARCH da mejor resultados. Sin embargo este sesgo positivo de WRF-CMAQ se traduce por predicciones más cerca de las observaciones donde y cuando se observan los niveles de $O_3^{(mda8)}$ más altos (paneles de arriba en la Figura 13). Aunque persisten sesgos negativos, se puede apreciar la habilidad de los dos modelos en capturar la variabilidad del O_3 , incluidos los episodios con mayores concentraciones en la primera mitad de julio y principios de agosto.

A nivel europeo, el grupo FAIRMODE (*Forum for Air quality Modeling* en inglés; <https://fairmode.jrc.ec.europa.eu/>) de expertos en calidad del aire ha propuesto un indicador denominado

Tabla 9: Estadísticos de la evaluación del modelo WRF-CMAQ y MONARCH para el periodo junio-agosto de 2019 a diferentes escalas de tiempo: horario (h), promedio diario (d), máximo de la media móvil octohoraria (mda8) y máximo diario de 1 hora (d1max). A título informativo, también se proporcionan estadísticos calculados a partir de los resultados de pronóstico operativo de los modelos de CAMS CHIMERE y EMEP (resolución aproximada de $0.10^{\circ} \times 0.10^{\circ}$, diferentes emisiones antropogénicas y condiciones de contorno). Las métricas son el sesgo medio (MB, *mean bias* en inglés), el sesgo medio normalizado (nMB, *normalized mean bias*), el error cuadrático medio (RMSE, *root mean square error*), el error cuadrático medio normalizado (nRMSE, *normalized root mean square error*), el coeficiente de correlación de Pearson (PCC, *Pearson correlation coefficient*), la pendiente de la regresión lineal de las concentraciones simuladas frente a las observadas (pendiente), y el número de puntos (N).

Modelo	Escala temporal	MB [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] (nMB [%])	RMSE [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] (nRMSE [%])	PCC	Pendiente	N
CMAQ-EB-2019	h	+19 (+26 %)	29 (39 %)	0.69	0.51	586669
	d	+19 (+26 %)	24 (33 %)	0.66	0.54	24478
	d8max	+11 (+12 %)	20 (21 %)	0.68	0.50	24149
	d1max	+10 (+9 %)	21 (20 %)	0.69	0.53	24478
MONARCH-EB-2019	h	+2 (+3 %)	24 (32 %)	0.64	0.48	586669
	d	+2 (+3 %)	16 (22 %)	0.62	0.47	24478
	d8max	-3 (-3 %)	17 (17 %)	0.68	0.48	24149
	d1max	-4 (-4 %)	19 (19 %)	0.67	0.49	24478
CHIMERE	h	+17 (+23 %)	27 (37 %)	0.72	0.55	580417
	d	+17 (+23 %)	23 (31 %)	0.61	0.41	24217
	d8max	+12 (+13 %)	21 (22 %)	0.66	0.43	23637
	d1max	+9 (+8 %)	21 (20 %)	0.67	0.43	24217
EMEP	h	+6 (+8 %)	23 (31 %)	0.68	0.41	541924
	d	+6 (+8 %)	17 (23 %)	0.59	0.35	22605
	d8max	-3 (-3 %)	18 (19 %)	0.64	0.38	20987
	d1max	-7 (-7 %)	21 (20 %)	0.63	0.37	22605

MQI (*modelling quality indicator*) para evaluar la fiabilidad de los modelos de calidad del aire. El cálculo de este indicador MQI se describe en detalle en el Anexo A. En resumen, el MQI se calcula en cada estación y permite comparar las concentraciones simuladas y observadas, teniendo en cuenta las incertidumbres afectando también las observaciones. Valores de MQI por debajo de 1 indican que el error del modelo en esta estación es aceptable en comparación con la incertidumbre de las observaciones. A partir de los valores de MQI calculados en todas las estaciones, se considera que un modelo de calidad del aire cumple el objetivo MQO (*modelling quality objective*) cuando al menos 90 % de las estaciones tienen un MQI inferior a 1. La Tabla 10 muestra estos resultados a las diferentes escalas temporales. Todos los modelos a todas las escalas temporales cumplen con este objetivo MQO, excepto WRF-CMAQ a escala horaria. Sin embargo, cabe resaltar que en términos de impacto de la contaminación del O_3 , la escala temporal horaria es de menor interés que las escalas mda8 y d1max que se focalizan más en las concentraciones más elevadas del ciclo diario de O_3 .

En resumen, aunque los modelos WRF-CMAQ y MONARCH presentan fuentes de error

Tabla 10: Porcentaje de estaciones que cumplen con el indicador de calidad recomendado por FAIRMODE (MQI, *modelling quality indicator* en inglés), y del objetivo de calidad (MQO, *modelling quality objective*, definido como el 90% de estaciones que cumplen con el MQI), para WRF-CMAQ y MONARCH, durante junio-agosto de 2019. A título informativo, también se proporcionan los resultados obtenidos con los pronósticos operativos CAMS de CHIMERE y EMEP (resolución aproximada de $0.10^{\circ} \times 0.10^{\circ}$, diferentes emisiones antropogénicas y condiciones de contorno).

Modelo	Escala temporal	Estaciones con $MQI \leq 1$	MQO cumplido?
WRF-CMAQ	h	83.5% (232/278)	No
	d	91.0% (253/278)	Sí
	d1max	97.1% (270/278)	Sí
	d8max	97.5% (271/278)	Sí
MONARCH	h	97.8% (272/278)	Sí
	d	100.0% (278/278)	Sí
	d1max	98.9% (275/278)	Sí
	d8max	98.9% (275/278)	Sí
CHIMERE	h	91.0% (253/278)	Sí
	d	95.0% (264/278)	Sí
	d1max	97.1% (270/278)	Sí
	d8max	96.8% (269/278)	Sí
EMEP	h	97.5% (271/278)	Sí
	d	98.2% (273/278)	Sí
	d1max	98.9% (275/278)	Sí
	d8max	98.2% (273/278)	Sí

que les impiden por ejemplo reproducir cuantitativamente los episodios más intensos de O_3 en la península (un problema común en la mayoría de los modelos de calidad del aire, como por ejemplo se observa con los resultados de los modelos CHIMERE y EMEP analizados), logran reproducir la variabilidad espacial y temporal del O_3 en superficie con una buena fiabilidad (según los criterios de FAIRMODE) además de detectar cualitativamente cuando y donde ocurren estos episodios. **Su rendimiento se considera suficientemente bueno para su aplicación en el estudio de modelización propuesto en el presente trabajo. Además, la diferencia de comportamiento entre los dos modelos representa sin duda un valor añadido importante, ya que, permite tener una información más amplia sobre el impacto que se puede esperar de un escenario de emisiones sobre los niveles de O_3 en la península.**

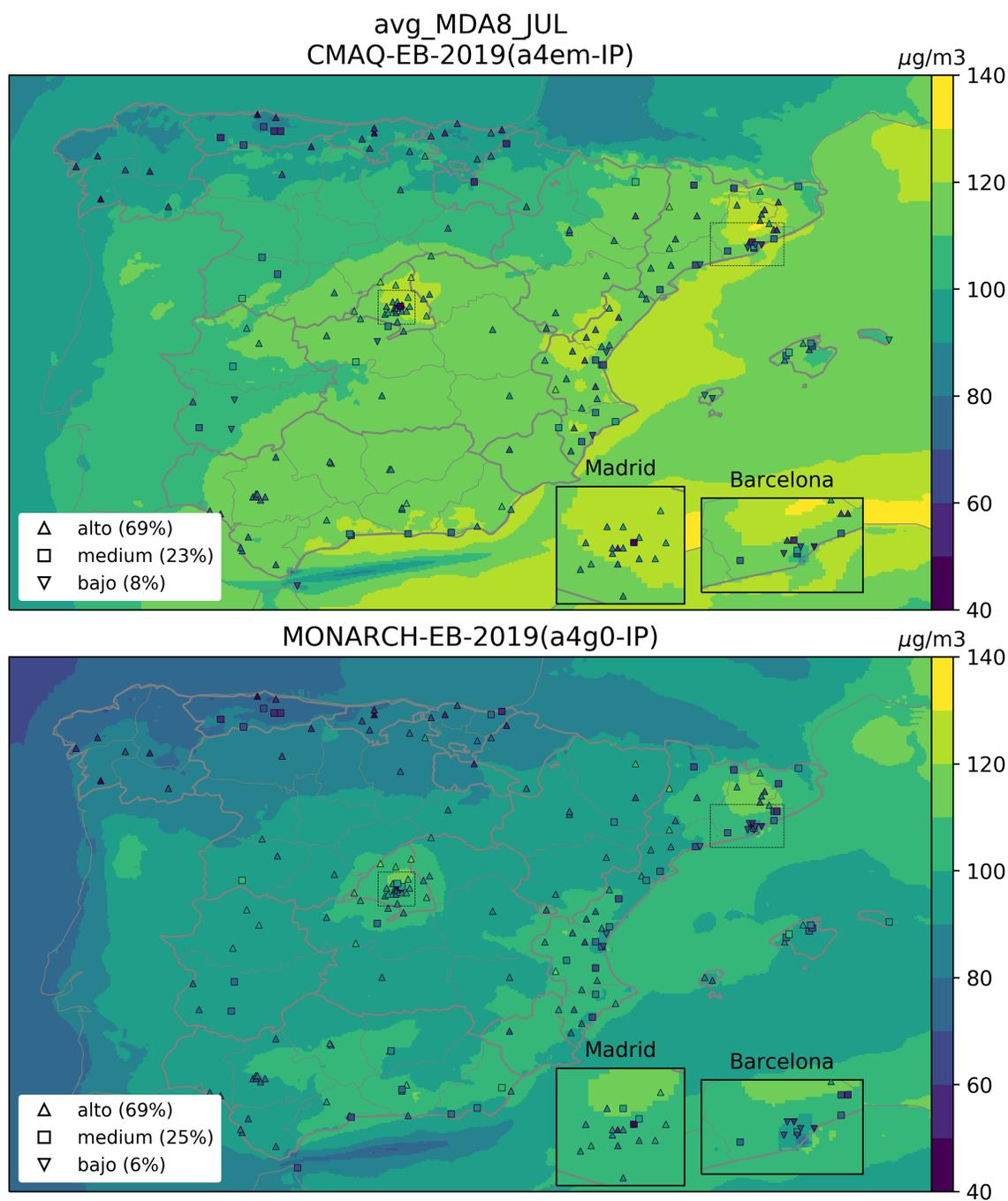


Figura 12: Mapa del $O_3^{(mda8)}$ promedio para el escenario base (EB) en julio de 2019, para WRF-CMAQ (arriba) y MONARCH (abajo). Las celdas con observaciones disponibles están representadas con símbolos indicando si el rendimiento del modelo es alto (definido por un PCC del $O_3^{(mda8)}$ por encima de 0.6), medio (PCC entre 0.4 y 0.6) o bajo (PCC por debajo de 0.4).

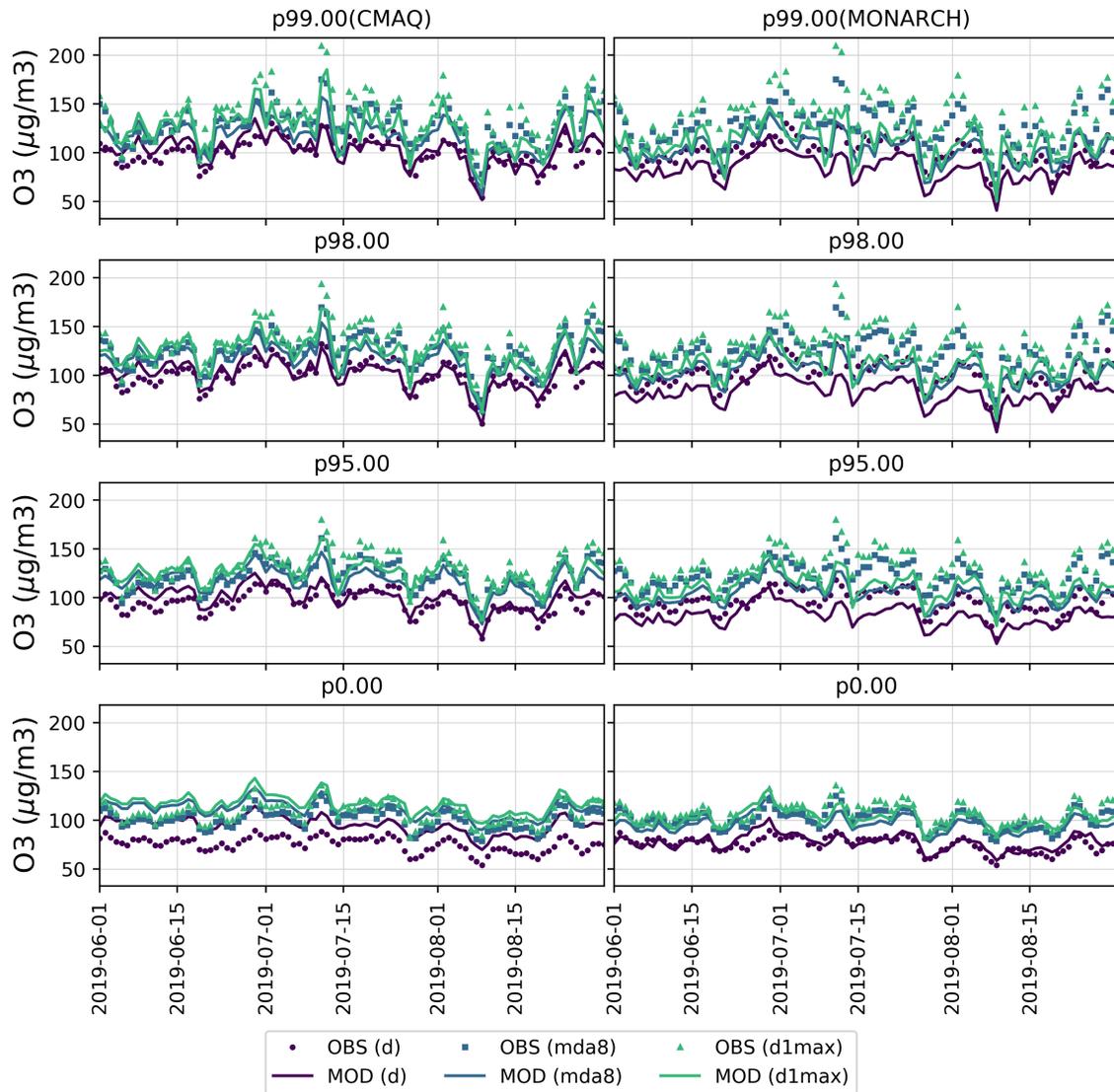


Figura 13: Series temporales del O₃ observado y simulado por WRF-CMAQ y MONARCH a diferentes escalas temporales, teniendo en cuenta las estaciones con O₃^(mda8) promedio por encima del percentil 99, 98, 95 y 0 (i.e. todas las estaciones).

8.3.3. Impacto del escenario planificado (EP)

En esta sección, analizamos el impacto del escenario planificado EP sobre los niveles de O_3 inicialmente obtenidos con el escenario base EB. Para permitir una comparación entre los diferentes escenarios más específica, nos focalizamos a partir de ahora en el mes de julio de 2019 (período con las concentraciones más elevadas de O_3). El Anexo H complementa los resultados que se discuten a continuación mostrando las diferencias entre escenarios (frente al EB) para cada comunidad autónoma específicamente.

La diferencia entre escenarios (EP-EB) de las concentraciones $O_3^{(h)}$ promedio sobre el mes de julio de 2019 se muestra en la Figura 14. Para ver hasta que punto los cambios entre EP y EB en julio de 2019 son estadísticamente significativos, realizamos en cada celda del dominio un *Mann Whitney U Test* basándonos en los datos horarios. El *Mann Whitney U Test* es un test estadístico que analiza si dos muestras de datos derivan de dos poblaciones diferentes. Es decir, permite identificar las celdas donde las concentraciones de O_3 (a la escala temporal escogida) de dos simulaciones son significativamente diferentes, con un nivel de confianza estadístico dado. En la Figura 14 se indican las zonas donde EP y EB tienen una distribución de $O_3^{(h)}$ estadísticamente diferente con un nivel de confianza del 90% (zonas sin puntos). En el resto de celdas (zonas transparentes con puntos), el resultado del *Mann Whitney U Test* indica que es **posible pero no seguro** que las dos distribuciones sean iguales. Es importante precisar que la cantidad de datos incluida en el test (depende en nuestro caso de la duración de la simulación y de la escala temporal escogida) influye mucho en el resultado, ya que con menos puntos es más difícil asegurar que dos conjuntos de datos procedan de dos distribuciones significativamente distintas. En nuestro caso, solo disponemos de un mes de datos (o sea, el test en cada celda se hace sobre $31 \times 24 = 744$ puntos a escala horaria, o 31 puntos a escalas d/d1max/mda8). Una simulación de los escenarios durante un periodo de tiempo más largo podría ayudar a identificar otras zonas donde el cambio es estadísticamente significativo.

Analizando la diferencia entre escenarios, en primer lugar, se puede destacar la **respuesta muy consistente entre WRF-CMAQ y MONARCH**, a pesar de las diferencias identificadas previamente entre los dos modelos en la Sección 8.3.2, lo que nos da más confianza en cuanto a los impactos previstos. La reducción de las emisiones de NO_x , especialmente en el sector del tráfico rodado, reduce la titración del O_3 en las ciudades y se traduce con un aumento de los niveles de O_3 en estas zonas urbanas. **El incremento del $O_3^{(h)}$ promedio causado por la reducción de esta titración afecta Madrid y la mayoría de las ciudades cerca de la costa, entre las que destaca Barcelona ciudad y área metropolitana donde ocurren los aumentos más fuertes (por encima de $+6 \mu g/m^3$), lo que ilustra la importancia de este fenómeno de titración en esta región concreta.** El incremento resulta estadísticamente significativo en Barcelona, Málaga, Granada, y otras ciudades de la costa Cantábrica (p. ej., Gijón, A Coruña), pero no en Madrid. Como se ha indicado previamente, esto no implica que las distribuciones de EP y EB sean similares, sino, que con los datos disponibles, no se puede rechazar (con un nivel de confianza del 90%) que lo sean.

Fuera de estas grandes zonas urbanas y en todo el resto del territorio, la reducción de las emisiones de precursores planteada en EP permite reducir los niveles promedios de $O_3^{(h)}$, sobre todo alrededor de la Comunidad de Madrid, en el norte de Cataluña y en Galicia. Esta reducción es estadísticamente significativa en la mayor parte de la España peninsular y del noreste de Portugal, excluyendo gran parte de las zonas costeras y marítimas a excepción del área entre el

levante central y las Islas Baleares.

La Tabla 11 muestra la distribución de las diferencias de O_3 entre EP y EB para los dos modelos a varias escalas temporales. En promedio, EP rebaja el $O_3^{(h)}$ en $-2.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sobre todo el territorio español, pero se observa una variabilidad elevada. Si consideramos todos los datos horarios de julio de 2019 sobre toda España, los percentiles 1 y 99 en WRF-CMAQ son aproximadamente -11.5 y $+5.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente (con valores muy parecidos en MONARCH). En horas y celdas específicas, el cambio de $O_3^{(h)}$ con EP puede alcanzar valores mucho más altos, desde -68.4 hasta $+89.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con WRF-CMAQ (un poco menor en MONARCH, desde -51.0 hasta $+42.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Tabla 11: Distribución de las diferencias de O_3 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] en España entre EP y EB, a escala horaria ($O_3^{(h)}$) y mda8 ($O_3^{(\text{mda8})}$) en julio de 2019, y a escala mda8 en promedio sobre julio de 2019 ($\overline{O_3^{(\text{mda8})}}$). pX aquí corresponde al percentil X.

Métrica	MONARCH $O_3^{(h)*}$	WRF-CMAQ $O_3^{(h)*}$	MONARCH $O_3^{(\text{mda8})\dagger}$	WRF-CMAQ $O_3^{(\text{mda8})\dagger}$	MONARCH $\overline{O_3^{(\text{mda8})}\ddagger}$	WRF-CMAQ $\overline{O_3^{(\text{mda8})}\ddagger}$
promedio	-2.4	-2.4	-4.0	-3.8	-4.0	-3.8
min	-51.0	-68.4	-44.5	-26.9	-10.0	-9.3
p1	-11.2	-11.5	-13.3	-12.8	-8.6	-7.5
p5	-7.5	-7.4	-9.3	-8.9	-6.6	-5.9
p25	-3.8	-3.9	-5.7	-5.4	-4.7	-4.4
p50	-1.9	-2.1	-3.6	-3.4	-3.9	-3.7
p75	-0.5	-0.5	-1.9	-1.8	-3.3	-3.0
p95	0.8	1.3	-0.2	-0.0	-1.7	-1.7
p99	3.5	5.3	0.3	1.6	-0.7	-0.8
max	42.5	89.2	13.7	29.4	3.5	3.7
N	63906624	63906624	2662776	2662776	85896	85896

* Para cada modelo, (1) consideramos la diferencia absoluta de $O_3^{(h)}$ entre los dos escenarios, (2) construimos un único conjunto de datos incluyendo todas las horas de julio de 2019 y todas las celdas del territorio español (85896 celdas x 31 días x 24 horas = 63906624 puntos en este caso), (3) calculamos el promedio, los valores mínimo y máximo así que varios percentiles.

† Para cada modelo, (1) consideramos la diferencia absoluta de $O_3^{(\text{mda8})}$ entre los dos escenarios, (2) construimos un único conjunto de datos incluyendo todas las horas de julio de 2019 y todas las celdas del territorio español (85896 celdas x 31 días = 2662776 puntos en este caso), (3) calculamos el promedio, los valores mínimo y máximo así que varios percentiles.

‡ Para cada modelo, (1) consideramos la diferencia absoluta de $O_3^{(\text{mda8})}$ entre los dos escenarios, (2) calculamos en cada celda el promedio temporal sobre julio de 2019, (3) construimos un único conjunto de datos incluyendo todas las celdas del territorio español (85896 puntos en este caso), (4) calculamos el promedio, los valores mínimo y máximo así que varios percentiles. Entonces, estas estadísticas describen la distribución espacial del promedio mensual de $O_3^{(\text{mda8})}$ enseñado en la Figura 15.

Sin embargo, si nos focalizamos en el impacto del EP sobre los niveles de $O_3^{(\text{mda8})}$ (Figura 15), los resultados indican una bajada fuerte en casi toda España, con las reducciones más importantes en las zonas con mayores problemas de O_3 , es decir, la Comunidad de Madrid, el Norte de Cataluña, la Comunidad Valenciana y Andalucía. Destaca también el suroeste de Galicia, aunque los niveles de O_3 suelen ser menos problemáticos en esta región. Es importante destacar que esta diferencia de resultados entre $O_3^{(h)}$ y $O_3^{(\text{mda8})}$ se explica en parte

por un cambio en el perfil del ciclo diario de O_3 , con un aumento durante el pico de tráfico de la mañana y una bajada después del mediodía (ver Figura F.7 en el Anexo F). En promedio sobre julio de 2019, EP consigue disminuir el $O_3^{(mda8)}$ $-4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en promedio sobre el territorio español, mientras que la reducción local más elevada llega a alcanzar los $-10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ al norte de la Comunidad de Madrid (Tabla 11). **La importante reducción de emisiones de precursores (NO_x y COVNM) en el escenario EP tiene un impacto muy positivo en disminuir la contaminación por O_3 en una gran parte del territorio.**

Menos de 1 % del territorio presenta un aumento de $O_3^{(mda8)}$ promedio. **El incremento de $O_3^{(mda8)}$, relacionado con una menor titración, persiste sobre todo en el área metropolitana de Barcelona (hasta $+4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en julio), así como alrededor de algunas otras ciudades ubicadas cerca de la costa, aunque con incrementos más moderados** (p. ej. Valencia, Castellón de la Plana, Gijón, La Coruña). Para entender mejor este proceso, la Figura 16 muestra como la diferencia de $O_3^{(mda8)}$ entre EP y EB varía a medida que nos alejamos del centro de algunas ciudades españolas (ver Figura F.8 en el Anexo F para los resultados individuales de EB y EP). Se ha calculado el promedio espacial de $O_3^{(mda8)}$ sobre el área cubierta por un anillo (con espesor de 25km) centrado en el centro de la ciudad para distintos radios incrementales. Se identifica un comportamiento característico bien diferenciado entre ciudades costeras y ciudades continentales, estas últimas (Madrid, Granada, Murcia, Sevilla, Zaragoza, Valladolid) mostrando una bajada del $O_3^{(mda8)}$ clara tanto dentro de la ciudad como en la región de los alrededores. Dentro de estas ciudades continentales, mientras las de menor tamaño probablemente se benefician más de la bajada general de los niveles de fondo de $O_3^{(mda8)}$ obtenida con EP sobre la mayor parte de la península, las de mayor tamaño como Madrid se benefician además de una reducción sustancial de producción local de O_3 que compensa el efecto de la menor titración, resultando en una disminución del pico de O_3 durante el mediodía. Efectivamente, estos resultados sugieren que una parte sustancial del O_3 en Madrid se produce localmente a partir de las emisiones de precursores de la ciudad y de sus afueras, probablemente favorecido por situaciones con ventilación limitada. En cambio, en promedio sobre julio, los niveles de $O_3^{(mda8)}$ en las ciudades costeras no cambian tanto, o aumentan en el caso específico de Barcelona. Cabe destacar que este incremento en Barcelona corresponde en realidad a una recuperación parcial y limitada de los niveles de O_3 de fondo, sustancialmente más elevados que dentro de la ciudad donde la titración consume localmente mucho O_3 hasta niveles relativamente bajos frente a los niveles en otras ciudades costeras, al menos del lado mediterráneo. En todas estas ciudades costeras, una mayor ventilación persiste debido a la influencia del mar, favoreciendo una producción de O_3 más en las zonas a sotavento de la ciudad, durante el transporte de los precursores. Además, mientras las ciudades continentales se benefician con el EP de una reducción general de los niveles de fondo peninsular, las ciudades costeras se ven afectadas por masas de aire marítimas cuyos niveles de $O_3^{(mda8)}$ se ven de facto menos suavizados por las medidas del EP. Por último, los cambios en el O_3 identificados en las distintas ciudades muestran un patrón claro con el ciclo diario. La Figura 17 muestra los perfiles de O_3 en las distintas ciudades para el EB y EP. Claramente se identifica el efecto de la menor titración durante las horas nocturnas y primeras horas del día (coincidiendo con el pico de emisión de tráfico de la mañana) en EP con niveles de O_3 más elevados, y una disminución del O_3 después del mediodía debido a la menor producción de O_3 sobre la ciudad (muy evidente en las ciudades continentales).

Al final, **la bajada del $O_3^{(mda8)}$ en Madrid con EP ocurre en toda la comunidad mientras que la bajada en Cataluña ocurre principalmente al norte de Barcelona (debido a las**

brisas marinas predominantes de componente suroeste), especialmente en el valle de Vic y en la provincia de Gerona. Estas diferencias resultan estadísticamente significativas con un nivel de confianza del 90% en la mayor parte de España, excluyendo las zonas costeras o fronteras con Portugal y Francia.

De la misma manera que la contribución nacional de las emisiones de España a los niveles de O_3 en el propio país cambia de un día para otro (ver Sección 7.3), la contribución de la producción local de O_3 a partir de los precursores emitidos localmente en una zona del país puede variar sustancialmente. Por esta razón se esperan variaciones sustanciales del impacto de las medidas del EP a lo largo del tiempo. Para ilustrar este aspecto, la Figura 18 muestra el impacto del EP en las cuatro CCAA con mayores problemas de O_3 (Comunidad de Madrid, Cataluña, Andalucía, Comunidad Valenciana), considerando en cada comunidad autónoma la celda donde se observa el mayor $O_3^{(mda8)}$ promedio de todo el periodo de estudio. Las diferencias relativas de $O_3^{(mda8)}$ entre EP y EB oscilan entre 0 y -12%. De nuevo, aunque los niveles de O_3 simulados son diferentes entre los dos modelos, se observa una consistencia razonable en cuanto al impacto relativo de las medidas del EP. A nivel de toda España, los percentiles 1 y 99 del impacto diario del EP sobre el $O_3^{(mda8)}$ alcanzan -13 y +2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente, mientras las diferencias extremas pueden llegar a -45 y +29 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en días y celdas específicas (Tabla 11).

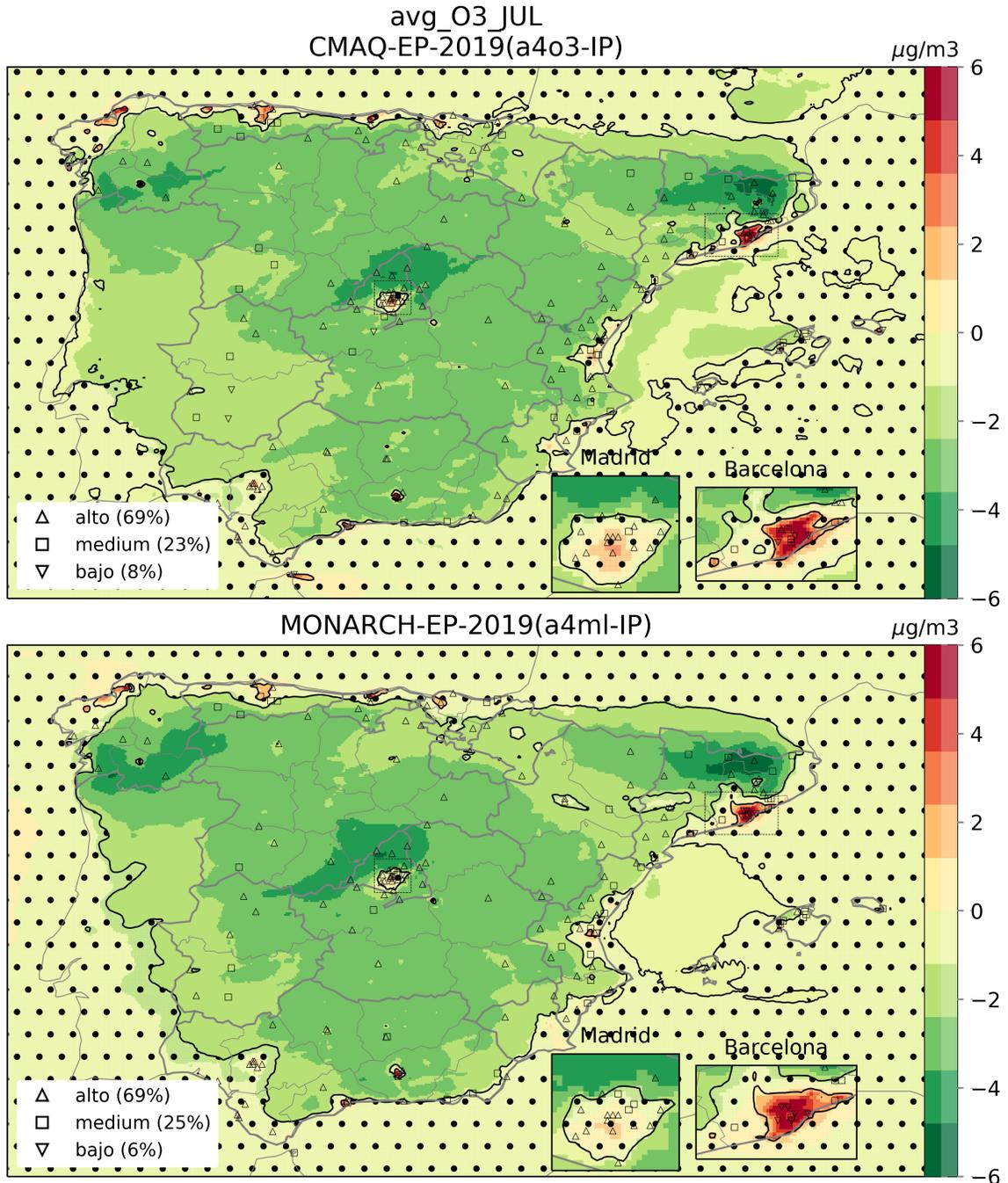


Figura 14: Diferencia de $O_3^{(h)}$ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] entre el escenario planificado EP y el escenario base EB en julio de 2019, para WRF-CMAQ (arriba) y MONARCH (abajo). Se indican las celdas (zonas sin puntos) donde el $O_3^{(h)}$ de los dos escenarios son significativamente diferentes (*Mann Whitney U Test*) con un nivel de confianza de 90 %. El rendimiento de los modelos obtenido con el escenario base EB en las celdas con observaciones se representa con símbolos (ver leyenda de la Figura 12).

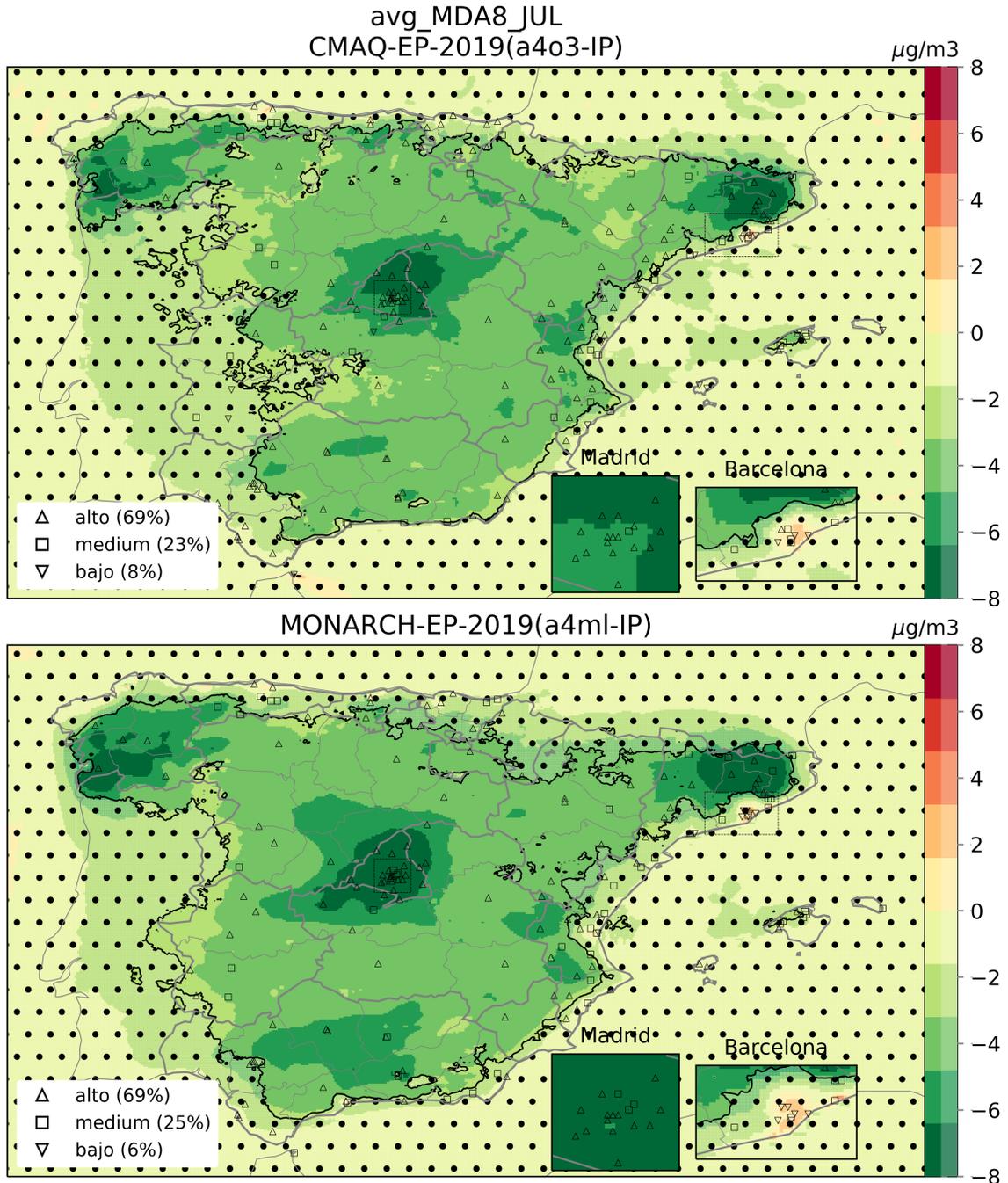


Figura 15: Diferencia de $O_3^{(mda8)}$ [$\mu g/m^3$] entre el escenario planificado EP y el escenario base EB en julio de 2019, para WRF-CMAQ (arriba) y MONARCH (abajo). Se indican las celdas (zonas sin puntos) donde el cambio aparece estadísticamente significativo (*Mann Whitney U Test*) con un nivel de confianza del 90%. El rendimiento de los modelos obtenido con el escenario base EB en las celdas con observaciones se indica con símbolos (ver leyenda de la Figura 12).

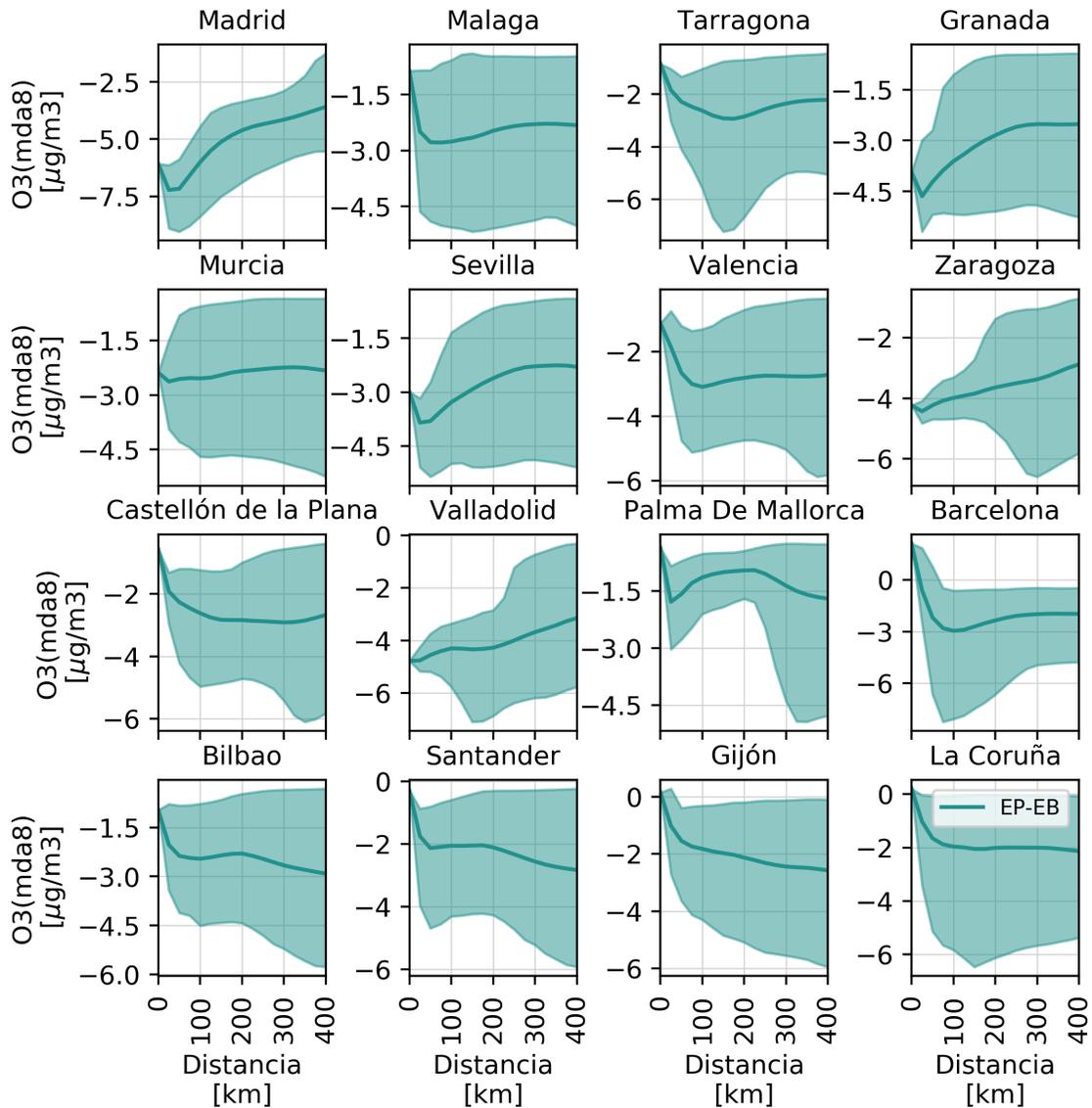


Figura 16: Evolución de la diferencia de $O_3^{(mda8)}$ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] entre EP y EB alrededor de algunas ciudades (promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH, julio de 2019). Los valores corresponden al promedio y los percentiles 5 y 95 del $O_3^{(mda8)}$ en las celdas ubicadas a una cierta distancia del centro de la ciudad.

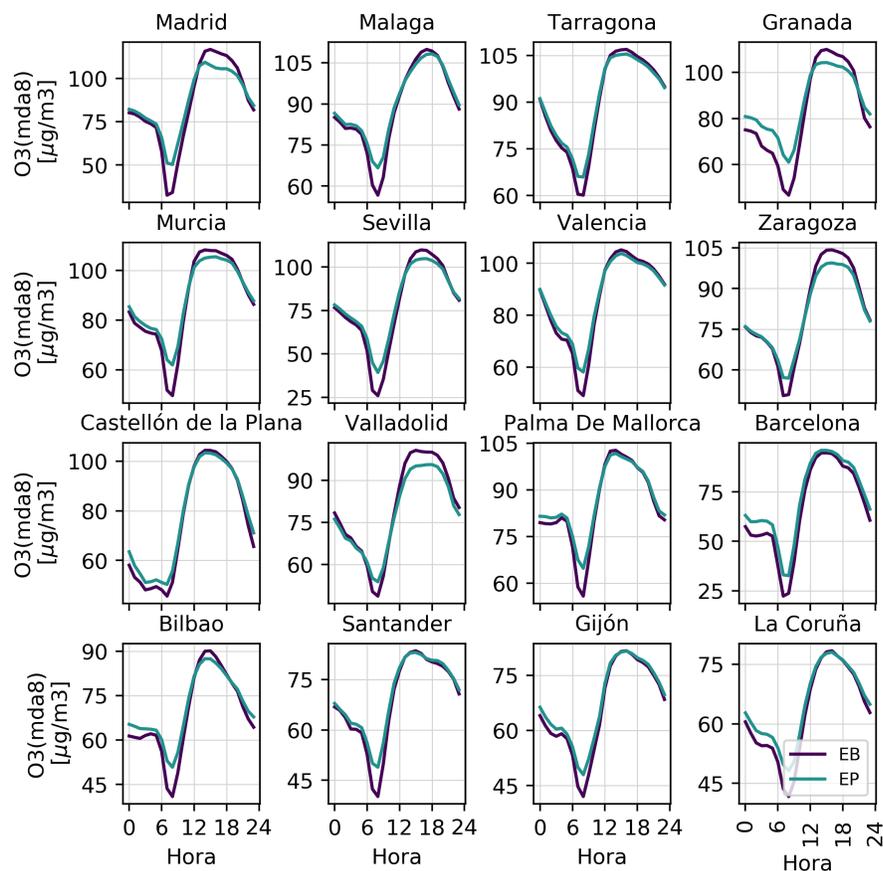


Figura 17: Perfiles diarios de O_3 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] de los escenarios EB y EP para algunas ciudades (promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH, julio de 2019).

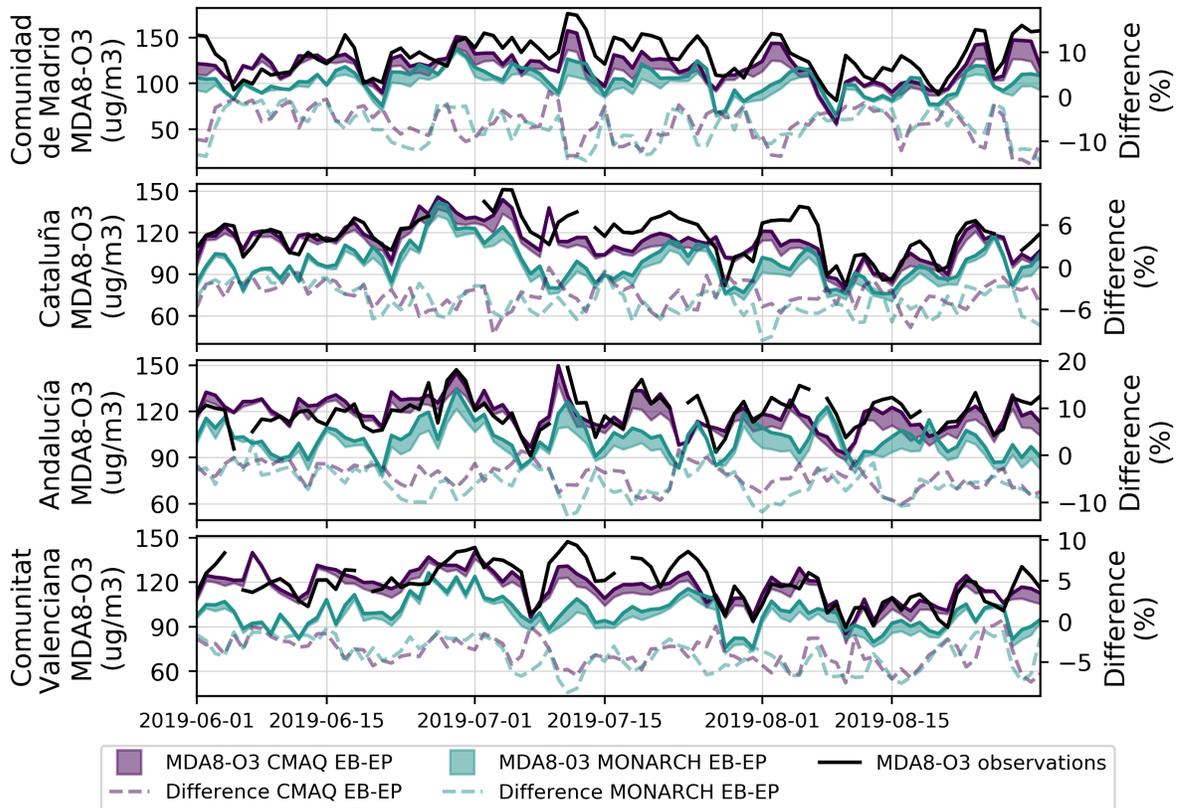


Figura 18: Serie temporal del $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] en junio-agosto de 2019 para los escenarios base (EB) y planificado (EP), en las CCAA con mayores problemas de O_3 . En cada comunidad autónoma se ha seleccionado la celda con mayor $\text{O}_3^{(\text{mda8})}$, en promedio sobre estos tres meses.

8.3.4. Impacto del escenario específico tráfico rodado (EE_T50)

Teniendo en cuenta la fuerte ambición del EP en términos de reducción de las emisiones del tráfico rodado, analizamos en esta sección el impacto de alcanzar solo el 50 % del objetivo fijado para este sector (o sea una reducción de las emisiones de tráfico rodado de -30 % en lugar de -60 %), conservando las reducciones de emisiones en los otros sectores. **El patrón espacial de las diferencias entre EE_T50 y EB (Figura 19) es muy similar al obtenido con EP, aunque la amplitud de los cambios (positivos y negativos) se reduce.**

La Tabla 12 muestra la distribución estadística de los resultados, en concreto: (1) las diferencias EE_T50 menos EB (mitad superior, valores sin paréntesis), (2) las diferencias EP menos EB (mitad superior, valores entre paréntesis, similar a la Tabla 11, para facilitar las comparaciones), (3) las diferencias EE_T50 menos EP (mitad inferior). Es importante entender que el impacto de EE_T50 frente a EP no se puede apreciar directamente en la parte de arriba de la Tabla 12, ya que, los valores pueden corresponder a momentos y/o lugares diferentes. Por ejemplo, el máximo de la distribución de $O_3^{(h)}$ de EE_T50 menos EB en MONARCH (+45.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) no ocurre a la misma hora ni en la misma celda que el máximo de la distribución de EP menos EB (+42.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), debido al hecho de que estos dos conjuntos de datos (EE_T50 menos EB y EP menos EB) tienen una distribución espacial y temporal diferente. En cambio, la parte de abajo de la Tabla 12 permite una comparación directa entre EE_T50 y EP.

En promedio sobre España, el $O_3^{(mda8)}$ obtenido con EE_T50 se reduce en solo -2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en promedio en lugar de -4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ con EP. Considerando los diferentes percentiles entre 1 y 99, la bajada obtenida con EE_T50 suele situarse alrededor de 50-60 % de la bajada esperada con EP. Por ejemplo, sobre todas las celdas y días de julio de 2019, el percentil 1 de las diferencias de $O_3^{(mda8)}$ entre EE_T50 y EB solo alcanza -8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en lugar de -13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ con el EP. Las zonas donde el cambio obtenido con EE_T50 aparece estadísticamente significativo ocupan una superficie mucho más reducida que en EP, e incluyen la región de Madrid, y parte de Castilla-La-Mancha, Andalucía, Cataluña, Aragón y Galicia. Cierta incertidumbre surge a nivel de la ciudad de Madrid ya que el cambio allí aparece significativo únicamente en MONARCH pero no en WRF-CMAQ.

En resumen, **cumplir el 50 % del objetivo de reducción de las emisiones de tráfico rodado ya permite disminuir de manera importante los niveles de O_3 en España. Sin embargo, conseguir este 50 % de reducción adicional en las emisiones como se prevé en el EP ofrece una mejora añadida muy notable.**

Tabla 12: Distribución de las diferencias de O_3 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] en España entre EE_T50 y EB (mitad superior, valores sin paréntesis), entre EP y EB (mitad superior, valores entre paréntesis) y entre EE_T50 y EP (mitad inferior). Se consideran las diferencias a escala horaria ($O_3^{(h)}$) y mda8 ($O_3^{(mda8)}$) en julio de 2019, y a escala mda8 en promedio sobre todo el mes ($\overline{O_3}^{(mda8)}$) (ver Tabla 11 para una descripción del cálculo de estas estadísticas). pX aquí corresponde al percentil X.

Metrica	MONARCH	WRF-CMAQ	MONARCH	WRF-CMAQ	MONARCH	WRF-CMAQ
	$O_3^{(h)}$	$O_3^{(h)}$	$O_3^{(mda8)}$	$O_3^{(mda8)}$	$\overline{O_3}^{(mda8)}$	$\overline{O_3}^{(mda8)}$
promedio	-1.4 (-2.4)	-1.4 (-2.4)	-2.3 (-4.0)	-2.2 (-3.8)	-2.3 (-4.0)	-2.2 (-3.8)
min	-72.2 (-51.0)	-67.2 (-68.4)	-52.7 (-44.5)	-23.2 (-26.9)	-7.8 (-10.0)	-5.0 (-9.3)
p1	-6.9 (-11.2)	-7.5 (-11.5)	-7.8 (-13.3)	-7.7 (-12.8)	-4.7 (-8.6)	-4.2 (-7.5)
p5	-4.5 (-7.5)	-4.5 (-7.4)	-5.3 (-9.3)	-5.2 (-8.9)	-3.8 (-6.6)	-3.5 (-5.9)
p25	-2.3 (-3.8)	-2.4 (-3.9)	-3.3 (-5.7)	-3.2 (-5.4)	-2.7 (-4.7)	-2.5 (-4.4)
p50	-1.1 (-1.9)	-1.2 (-2.1)	-2.1 (-3.6)	-2.1 (-3.4)	-2.3 (-3.9)	-2.2 (-3.7)
p75	-0.3 (-0.5)	-0.3 (-0.5)	-1.1 (-1.9)	-1.1 (-1.8)	-1.9 (-3.3)	-1.8 (-3.0)
p95	1.0 (0.8)	1.3 (1.3)	-0.1 (-0.2)	0.1 (-0.0)	-1.1 (-1.7)	-1.0 (-1.7)
p99	3.3 (3.5)	4.8 (5.3)	0.6 (0.3)	2.0 (1.6)	-0.4 (-0.7)	-0.4 (-0.8)
max	45.1 (42.5)	90.4 (89.2)	11.9 (13.7)	29.9 (29.4)	3.6 (3.5)	3.5 (3.7)
N	63906624	63906624	2662776	2662776	85896	85896
promedio	1.0	1.0	1.7	1.6	1.7	1.6
min	-69.6	-25.6	-50.2	-13.4	-1.8	-1.1
p1	-2.6	-1.0	-0.5	-0.0	0.2	0.3
p5	-0.7	-0.1	0.0	0.1	0.6	0.7
p25	0.2	0.2	0.7	0.7	1.4	1.2
p50	0.8	0.8	1.5	1.4	1.6	1.5
p75	1.7	1.5	2.4	2.2	2.0	1.9
p95	3.5	3.0	4.2	3.9	2.9	2.6
p99	5.6	4.8	6.0	5.8	4.0	3.6
max	40.8	19.3	15.2	13.5	5.2	4.5
N	63906624	63906624	2662776	2662776	85896	85896

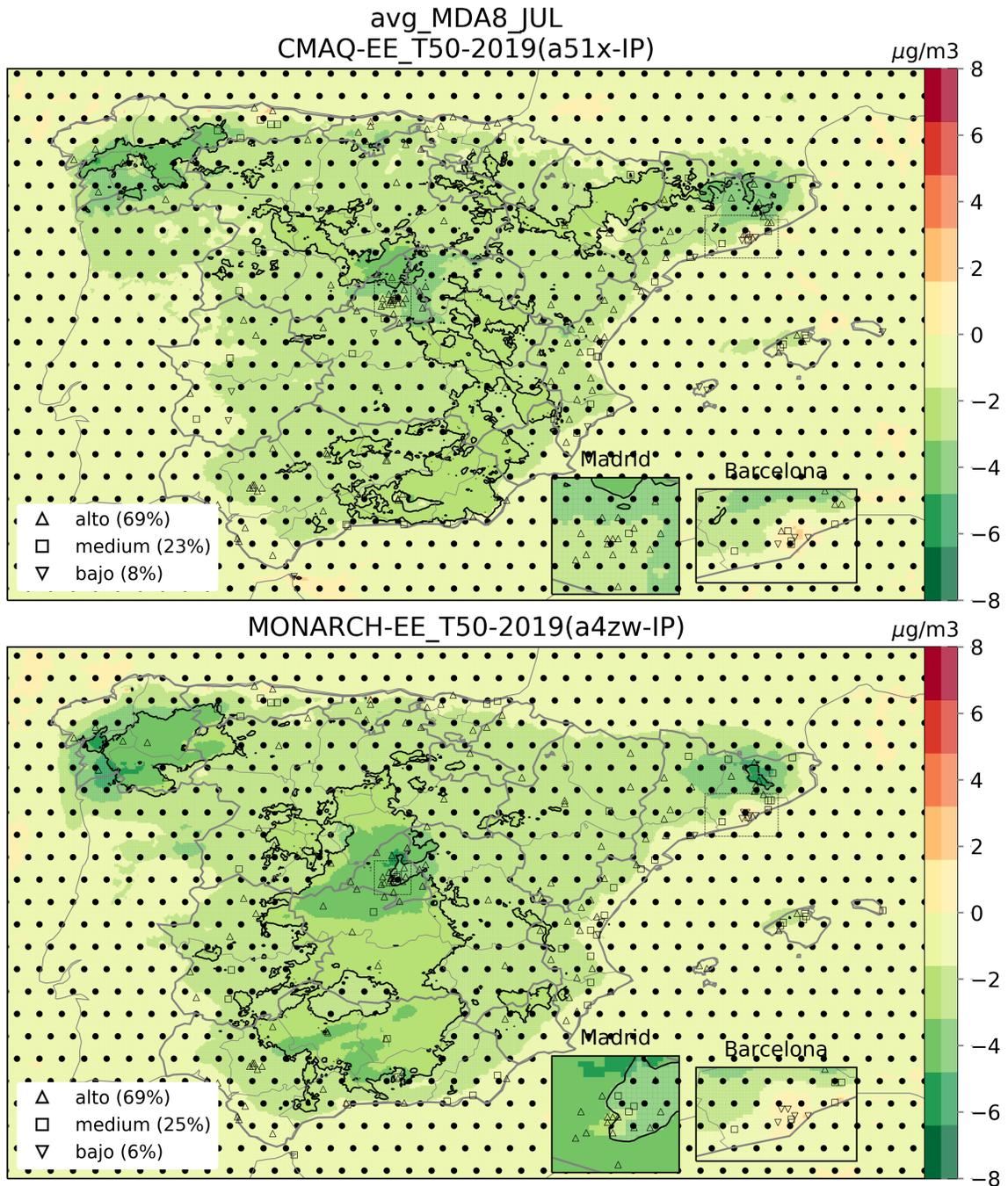


Figura 19: Diferencia de $O_3^{(mda8)}$ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] entre EE_T50 y EB en julio de 2019, para WRF-CMAQ (arriba) y MONARCH (abajo). Se indican las celdas (zonas menos transparentes sin puntos) donde el cambio aparece estadísticamente significativo (*Mann Whitney U Test*) con un nivel de confianza del 90%. El rendimiento de los modelos obtenido con el escenario base EB en las celdas con observaciones se representa con símbolos (ver leyenda de la Figura 12).

8.3.5. Impacto del escenario específico industria (EE_I25)

Analizamos en esta sección el impacto del escenario EE_I25 donde se añade al EP una reducción de 25 % de las emisiones industriales, teniendo en cuenta las refinerías y las industrias minerales no metálicas, pero excluyendo las cementeras cuyas emisiones ya se reducen mucho (-31 %) en el EP.

La Figura 20 muestra una reducción negligible de los niveles promedios de $O_3^{(mda8)}$ en la mayor parte del dominio, mientras algunas zonas distribuidas a lo largo de la península muestran un aumento también negligible en WRF-CMAQ coincidiendo geográficamente con la localización de las industrias donde se han disminuido las emisiones. Los cambios alcanzados con EE_I25 no son estadísticamente significativos en ninguna parte del dominio. En promedio sobre julio de 2019, casi todos los percentiles reportados en la Tabla 13 muestran una reducción del $O_3^{(mda8)}$ en comparación con EP de hasta $-2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ajustando la escala de colores (Figura G.9 en Anexo G), destacan sobre todo las regiones fronteras entre Castellón y Aragón, entre Castilla y León y País Vasco así como la parte interior de Cataluña, es decir, donde se encuentran las industrias más afectadas por estas medidas adicionales. A nivel diario, la bajada (incremento) de $O_3^{(mda8)}$ con EE_I25 respecto a EP puede alcanzar entre -13 y $-31 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (entre $+4$ y $+23 \mu\text{g}/\text{m}^3$) según WRF-CMAQ y MONARCH respectivamente. La diferencia entre WRF-CMAQ y MONARCH es importante a nivel de estos eventos extremos pero se reduce en el resto de días. De manera general, los resultados indican una mayor respuesta del modelo WRF-CMAQ a este escenario de emisiones, como ilustran los cambios en los percentiles 0/1/99/100 de $O_3^{(h)}$ de $-76/-5/+1/+67 \mu\text{g}/\text{m}^3$ frente a $-19/-1/+0/+23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en MONARCH. Estos altos valores positivos y negativos resaltan el hecho de que este escenario EE_I25 puede aumentar fuertemente los niveles de O_3 cerca de las instalaciones industriales debido a una menor titración, mientras que fuertes reducciones pueden ocurrir en algunas zonas específicas ubicadas a sotavento, lo que se traduce en una cierta redistribución espacial del O_3 en las zonas afectadas.

Tabla 13: Distribución de las diferencias de O_3 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] en España entre EE_I25 y EB (mitad superior, valores sin paréntesis), entre EP y EB (mitad superior, valores entre paréntesis) y entre EE_I25 y EP (mitad inferior). Se consideran las diferencias a escala horaria ($O_3^{(h)}$) y mda8 ($O_3^{(mda8)}$) en julio de 2019, y a escala mda8 en promedio sobre todo el mes ($\overline{O_3^{(mda8)}}$) (ver Tabla 11 para una descripción del cálculo de estas estadísticas). pX aquí corresponde al percentil X.

Métrica	MONARCH $O_3^{(h)}$	WRF-CMAQ $O_3^{(h)}$	MONARCH $O_3^{(mda8)}$	WRF-CMAQ $O_3^{(mda8)}$	MONARCH $\overline{O_3^{(mda8)}}$	WRF-CMAQ $\overline{O_3^{(mda8)}}$
promedio	-2.5 (-2.4)	-2.5 (-2.4)	-4.2 (-4.0)	-3.9 (-3.8)	-4.2 (-4.0)	-3.9 (-3.8)
min	-51.0 (-51.0)	-36.9 (-68.4)	-44.5 (-44.5)	-27.1 (-26.9)	-10.2 (-10.0)	-9.8 (-9.3)
p1	-11.6 (-11.2)	-11.1 (-11.5)	-13.6 (-13.3)	-13.1 (-12.8)	-8.8 (-8.6)	-7.9 (-7.5)
p5	-7.8 (-7.5)	-7.3 (-7.4)	-9.6 (-9.3)	-9.1 (-8.9)	-6.7 (-6.6)	-6.1 (-5.9)
p25	-4.0 (-3.8)	-3.9 (-3.9)	-5.9 (-5.7)	-5.5 (-5.4)	-4.9 (-4.7)	-4.6 (-4.4)
p50	-1.9 (-1.9)	-2.1 (-2.1)	-3.8 (-3.6)	-3.5 (-3.4)	-4.2 (-3.9)	-3.9 (-3.7)
p75	-0.5 (-0.5)	-0.6 (-0.5)	-2.0 (-1.9)	-1.8 (-1.8)	-3.5 (-3.3)	-3.2 (-3.0)
p95	0.9 (0.8)	0.6 (1.3)	-0.2 (-0.2)	-0.3 (-0.0)	-1.8 (-1.7)	-1.9 (-1.7)
p99	3.7 (3.5)	3.5 (5.3)	0.3 (0.3)	0.1 (1.6)	-0.7 (-0.7)	-1.0 (-0.8)
max	42.6 (42.5)	55.6 (89.2)	13.9 (13.7)	23.3 (29.4)	3.5 (3.5)	3.5 (3.7)
promedio	-0.1	-0.1	-0.2	-0.2	-0.2	-0.2
min	-18.6	-75.5	-13.1	-31.0	-1.7	-2.2
p1	-0.9	-4.6	-1.2	-3.3	-0.9	-1.2
p5	-0.4	-1.6	-0.6	-1.3	-0.4	-0.7
p25	-0.2	-0.4	-0.3	-0.4	-0.2	-0.3
p50	-0.1	-0.1	-0.1	-0.1	-0.2	-0.1
p75	-0.0	0.2	-0.0	0.1	-0.1	-0.0
p95	0.1	1.3	-0.0	0.8	-0.1	0.2
p99	0.4	4.4	0.0	2.9	-0.0	0.4
max	22.5	67.2	3.7	23.0	0.7	1.1
N	63906624	63906624	2662776	2662776	85896	85896

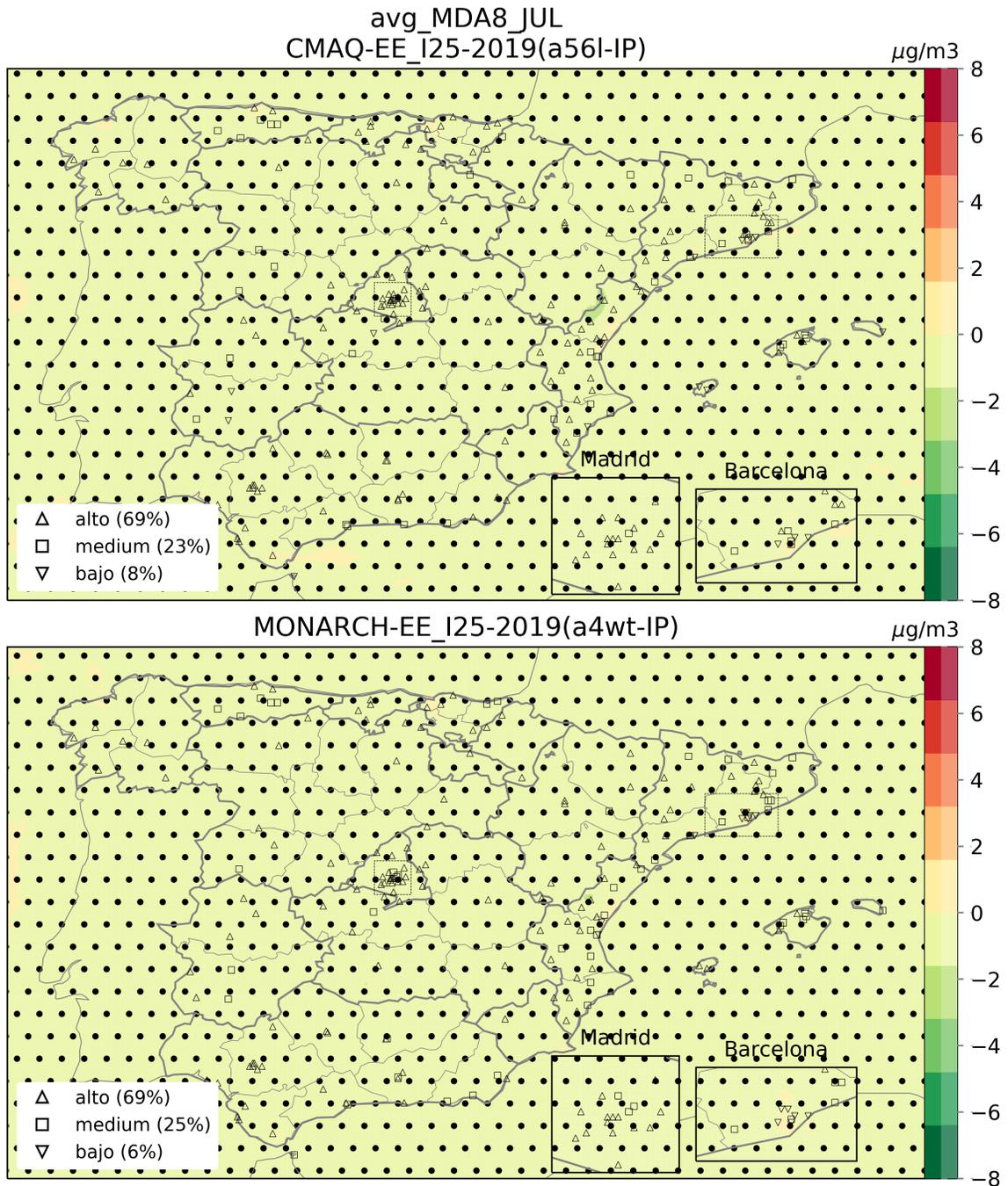


Figura 20: Diferencia de $O_3^{(mda8)}$ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] entre EE_I25 y EP en julio de 2019, para WRF-CMAQ (arriba) y MONARCH (abajo). Se indican las celdas (zonas sin puntos) donde el cambio aparece estadísticamente significativo (*Mann Whitney U Test*) con un nivel de confianza de 90%. El rendimiento de los modelos obtenido con el escenario base EB en las celdas con observaciones se representa con símbolos (ver leyenda de la Figura 12).

8.3.6. Impacto del escenario específico aviación y marítimo (EE_A25_M20)

Analizamos ahora el impacto de una reducción de las emisiones de aviación y marítimas (desplazamientos de los barcos y actividades en los puertos a nivel nacional e internacional) de 25 y 20%, respectivamente, además de las reducciones previstas en el EP. **En comparación con EP, las diferencias promedio en los niveles de $O_3^{(mda8)}$ obtenidas con EE_A25_M20 (Figura 21 y Tabla 14) muestran bajadas en toda la península de $-1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en promedio, con reducciones más fuertes superando los $-2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en las zonas costeras mediterráneas, alcanzando $-4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en lugares específicos de la costa.** En contraposición a estas reducciones, un fuerte incremento de $O_3^{(mda8)}$ ocurre en la ruta marítima al este del estrecho de Gibraltar (hasta $+8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) debido a una reducción notable de la titración del O_3 , lo que puede impactar negativamente los niveles de O_3 de las zonas costeras más cercanas (p. ej. Ceuta, Gibraltar). Aunque más limitado, se observa también un incremento en Barcelona y Valencia, muy probablemente debido a la reducción de las emisiones de NO_x en los respectivos puertos.

El patrón espacial obtenido con EE_A25_M20 sugiere que los cambios provienen sobre todo de la reducción de las emisiones marítimas, mientras que la reducción de las emisiones de la aviación no parece tener un impacto notable. Efectivamente, el $O_3^{(mda8)}$ promedio no cambia en la zona alrededor del aeropuerto Adolfo-Suárez de Madrid-Barajas, mientras que el impacto en otros grandes aeropuertos costeros como el de Barcelona-El Prat es más complicado de estimar debido a la influencia del sector marítimo. Las diferencias resultan estadísticamente significativas en parte del mar Mediterráneo alrededor de las Islas Baleares así como en la zona de máximo aumento de $O_3^{(mda8)}$ al este de Gibraltar.

En conclusión, este escenario EE_A25_M20 demuestra claramente la contribución importante del sector marítimo en la producción de O_3 en toda la costa española, especialmente en la costa mediterránea. Estos resultados son coherentes con los presentados en la Sección 7.3. Considerando la elevada densidad de población en todo el levante peninsular, el sector marítimo aparece de gran importancia a la hora de reducir el impacto de la contaminación por O_3 sobre la salud de la población, aunque se requieren de medidas adicionales para evitar los aumentos de O_3 en los grandes puertos como Barcelona o Valencia.

Tabla 14: Distribución de las diferencias de O_3 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] en España entre EE_A25_M20 y EB (mitad superior, valores sin paréntesis), entre EP y EB (mitad superior, valores entre paréntesis) y entre EE_A25_M20 y EP (mitad inferior), a escala horaria ($O_3^{(h)}$) y mda8 ($O_3^{(mda8)}$) en julio de 2019, y a escala mda8 en promedio sobre todo el mes ($\overline{O_3^{(mda8)}}$) (ver Tabla 11 para una descripción del cálculo de estas estadísticas). pX aquí corresponde al percentil X.

Métrica	MONARCH $O_3^{(h)}$	WRF-CMAQ $O_3^{(h)}$	MONARCH $O_3^{(mda8)}$	WRF-CMAQ $O_3^{(mda8)}$	MONARCH $\overline{O_3^{(mda8)}}$	WRF-CMAQ $\overline{O_3^{(mda8)}}$
promedio	-3.2 (-2.4)	-3.4 (-2.4)	-4.9 (-4.0)	-4.9 (-3.8)	-4.9 (-4.0)	-4.9 (-3.8)
min	-51.5 (-51.0)	-68.9 (-68.4)	-44.9 (-44.5)	-28.1 (-26.9)	-11.0 (-10.0)	-11.1 (-9.3)
p1	-12.2 (-11.2)	-12.7 (-11.5)	-14.4 (-13.3)	-14.0 (-12.8)	-9.8 (-8.6)	-8.7 (-7.5)
p5	-8.4 (-7.5)	-8.6 (-7.4)	-10.3 (-9.3)	-10.0 (-8.9)	-7.4 (-6.6)	-7.0 (-5.9)
p25	-4.7 (-3.8)	-5.1 (-3.9)	-6.7 (-5.7)	-6.6 (-5.4)	-5.6 (-4.7)	-5.6 (-4.4)
p50	-2.7 (-1.9)	-3.1 (-2.1)	-4.5 (-3.6)	-4.6 (-3.4)	-4.7 (-3.9)	-4.8 (-3.7)
p75	-1.2 (-0.5)	-1.4 (-0.5)	-2.7 (-1.9)	-2.8 (-1.8)	-4.1 (-3.3)	-4.0 (-3.0)
p95	0.2 (0.8)	0.5 (1.3)	-1.0 (-0.2)	-0.8 (-0.0)	-3.0 (-1.7)	-3.1 (-1.7)
p99	3.4 (3.5)	4.8 (5.3)	-0.2 (0.3)	1.0 (1.6)	-2.1 (-0.7)	-2.3 (-0.8)
max	41.5 (42.5)	88.6 (89.2)	14.8 (13.7)	29.0 (29.4)	2.3 (3.5)	5.3 (3.7)
N	63906624	63906624	2662776	2662776	85896	85896
promedio	-0.8	-1.0	-0.9	-1.1	-0.9	-1.1
min	-21.1	-8.1	-10.6	-8.2	-3.9	-3.7
p1	-2.8	-3.5	-3.2	-3.8	-2.1	-2.6
p5	-1.8	-2.4	-2.1	-2.8	-1.7	-2.2
p25	-1.0	-1.3	-1.1	-1.4	-1.2	-1.4
p50	-0.7	-0.8	-0.7	-0.9	-0.8	-0.9
p75	-0.4	-0.5	-0.5	-0.5	-0.6	-0.7
p95	-0.2	-0.3	-0.3	-0.3	-0.5	-0.5
p99	0.1	-0.1	-0.1	-0.2	-0.4	-0.5
max	25.1	24.7	12.2	13.2	2.0	2.7
N	63906624.0	63906624.0	2662776.0	2662776.0	85896.0	85896.0

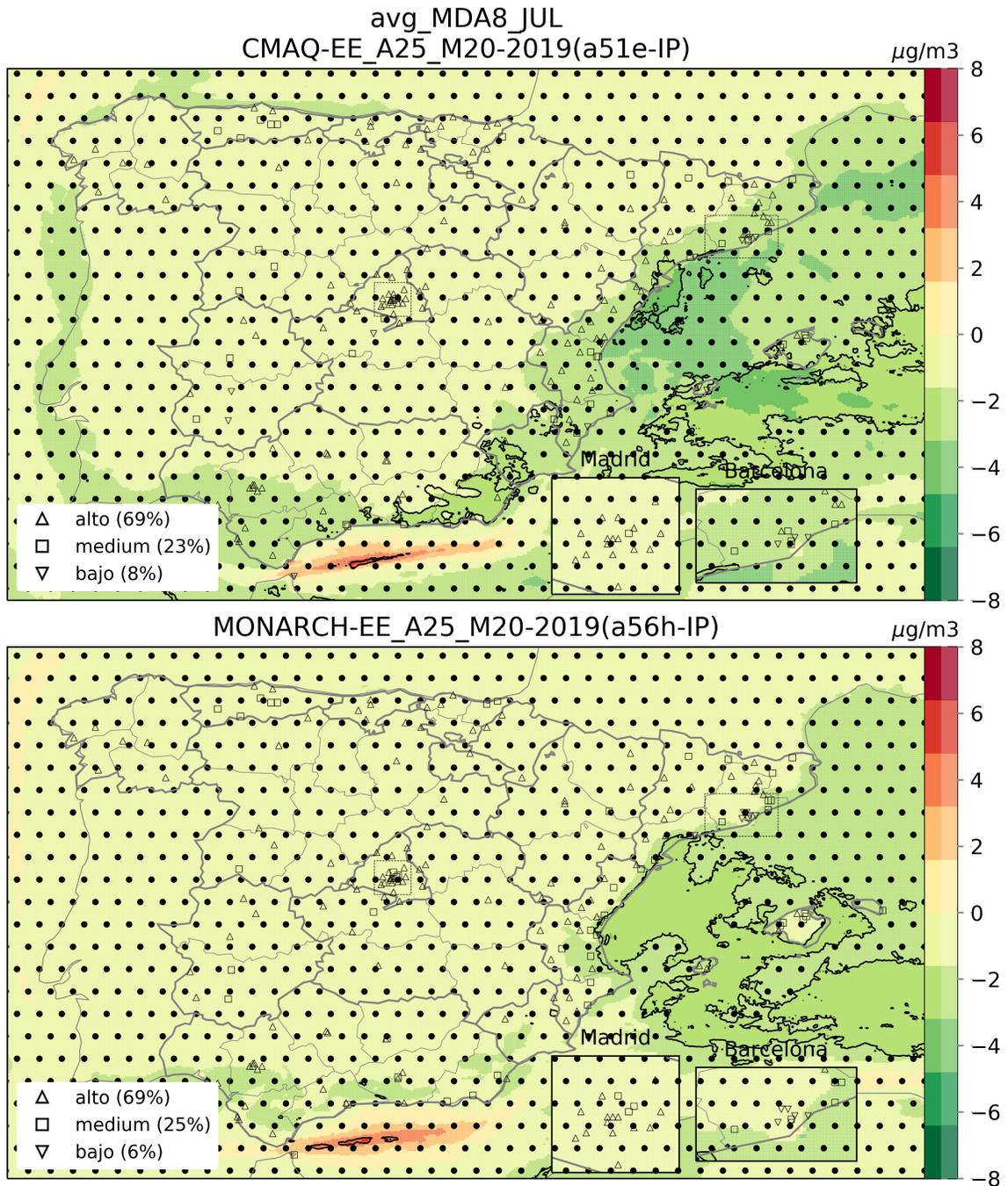


Figura 21: Diferencia de $O_3^{(mda8)}$ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] entre EE_A25_M20 y EP en julio de 2019, para WRF-CMAQ (arriba) y MONARCH (abajo). Se indican las celdas (zonas sin puntos) donde el cambio aparece estadísticamente significativo (*Mann Whitney U Test*) con un nivel de confianza del 90%. El rendimiento de los modelos obtenido con el escenario base EB en las celdas con observaciones se representa con símbolos (ver leyenda de la Figura 12).

8.3.7. Impacto del escenario específico aviación y marítimo+ (EE_A25_M60)

En esta sección, analizamos el último escenario específico EE_A25_M60 que corresponde a una versión más ambiciosa del escenario EE_A25_M20 discutido en la sección anterior, con una reducción de las emisiones marítimas de -60% en lugar de -20% (y la misma reducción de emisiones en la aviación, -25%).

El patrón espacial promedio de los impactos de EE_A25_M60 (Figura 22) es muy parecido al de EE_A25_M20. Destacan las bajadas importantes de $O_3^{(mda8)}$ sobre el mar y toda la costa, especialmente en el Mediterráneo, decreciendo a medida que nos alejamos de la costa tierra adentro, y aumentos en la ruta marítima al este del estrecho de Gibraltar y en Barcelona. Analizando todo el dominio, Castilla-y-León es claramente la comunidad autónoma menos impactada por este escenario. En comparación con EE_A25_M20, estos cambios resultan estadísticamente significativos sobre una región mucho más extensa, cubriendo toda la parte sur y este de la península, así como casi todas las zonas marítimas (excepto las zonas de transición entre aumento y disminución de O_3 en la entrada del estrecho de Gibraltar y el mar de Alborán). Aunque ambos modelos responden de manera muy consistente, la zona de reducción significativa en WRF-CMAQ se adentra más extensamente hacia la Meseta Sur que en MONARCH.

A nivel cuantitativo, se observa claramente un aumento del impacto comparando EE_A25_M60 y EE_A25_M20, tanto en las reducciones como incrementos. En promedio sobre todo el dominio y mes, el cambio de $O_3^{(mda8)}$ en EE_A25_M60 respecto a EP varía entre -14 y +12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, con un promedio alrededor de -3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ según el modelo. Los percentiles de la Tabla 15 indican que menos del 1% de las celdas y/o días muestran un aumento del $O_3^{(mda8)}$.

Tabla 15: Distribución de las diferencias de O_3 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] en España entre EE_A25_M60 y EB (mitad superior, valores sin paréntesis), entre EP y EB (mitad superior, valores entre paréntesis) y entre EE_A25_M60 y EP (mitad inferior), a escala horaria ($O_3^{(h)}$) y mda8 ($O_3^{(mda8)}$) en julio de 2019, y a escala mda8 en promedio sobre todo el mes ($\overline{O_3^{(mda8)}}$) (ver Tabla 11 para una descripción del cálculo de estas estadísticas). pX aquí corresponde al percentil X.

Métrica	MONARCH $O_3^{(h)}$	WRF-CMAQ $O_3^{(h)}$	MONARCH $O_3^{(mda8)}$	WRF-CMAQ $O_3^{(mda8)}$	MONARCH $\overline{O_3^{(mda8)}}$	WRF-CMAQ $\overline{O_3^{(mda8)}}$
promedio	-5.0 (-2.4)	-5.8 (-2.4)	-6.9 (-4.0)	-7.4 (-3.8)	-6.9 (-4.0)	-7.4 (-3.8)
min	-77.4 (-51.0)	-61.5 (-68.4)	-49.4 (-44.5)	-31.2 (-26.9)	-16.5 (-10.0)	-14.9 (-9.3)
p1	-15.8 (-11.2)	-17.0 (-11.5)	-17.8 (-13.3)	-18.3 (-12.8)	-11.9 (-8.6)	-12.5 (-7.5)
p5	-11.2 (-7.5)	-12.7 (-7.4)	-13.3 (-9.3)	-14.5 (-8.9)	-9.9 (-6.6)	-11.0 (-5.9)
p25	-6.9 (-3.8)	-8.0 (-3.9)	-9.0 (-5.7)	-9.8 (-5.4)	-8.0 (-4.7)	-8.8 (-4.4)
p50	-4.5 (-1.9)	-5.4 (-2.1)	-6.5 (-3.6)	-6.9 (-3.4)	-6.5 (-3.9)	-7.0 (-3.7)
p75	-2.6 (-0.5)	-3.1 (-0.5)	-4.3 (-1.9)	-4.4 (-1.8)	-5.6 (-3.3)	-5.8 (-3.0)
p95	-0.6 (0.8)	-0.8 (1.3)	-2.0 (-0.2)	-1.9 (-0.0)	-4.8 (-1.7)	-4.7 (-1.7)
p99	3.4 (3.5)	2.8 (5.3)	-0.8 (0.3)	-0.8 (1.6)	-4.2 (-0.7)	-4.3 (-0.8)
max	72.2 (42.5)	88.1 (89.2)	28.9 (13.7)	40.7 (29.4)	6.4 (3.5)	13.0 (3.7)
N	63906624	63906624	2662776	2662776	85896	85896
promedio	-2.6	-3.4	-2.9	-3.6	-2.9	-3.6
min	-75.0	-74.6	-46.9	-33.0	-14.2	-13.1
p1	-10.1	-12.8	-11.0	-13.7	-7.1	-9.6
p5	-6.5	-8.7	-7.0	-9.5	-5.7	-7.7
p25	-3.4	-4.4	-3.6	-4.7	-3.7	-4.6
p50	-2.2	-2.7	-2.3	-2.8	-2.3	-2.9
p75	-1.4	-1.7	-1.5	-1.7	-1.8	-2.2
p95	-0.4	-0.7	-0.7	-0.7	-1.4	-1.6
p99	1.9	0.2	-0.0	-0.0	-1.2	-1.3
max	72.9	87.0	28.1	39.0	6.7	12.2
N	63906624	63906624	2662776	2662776	85896	85896

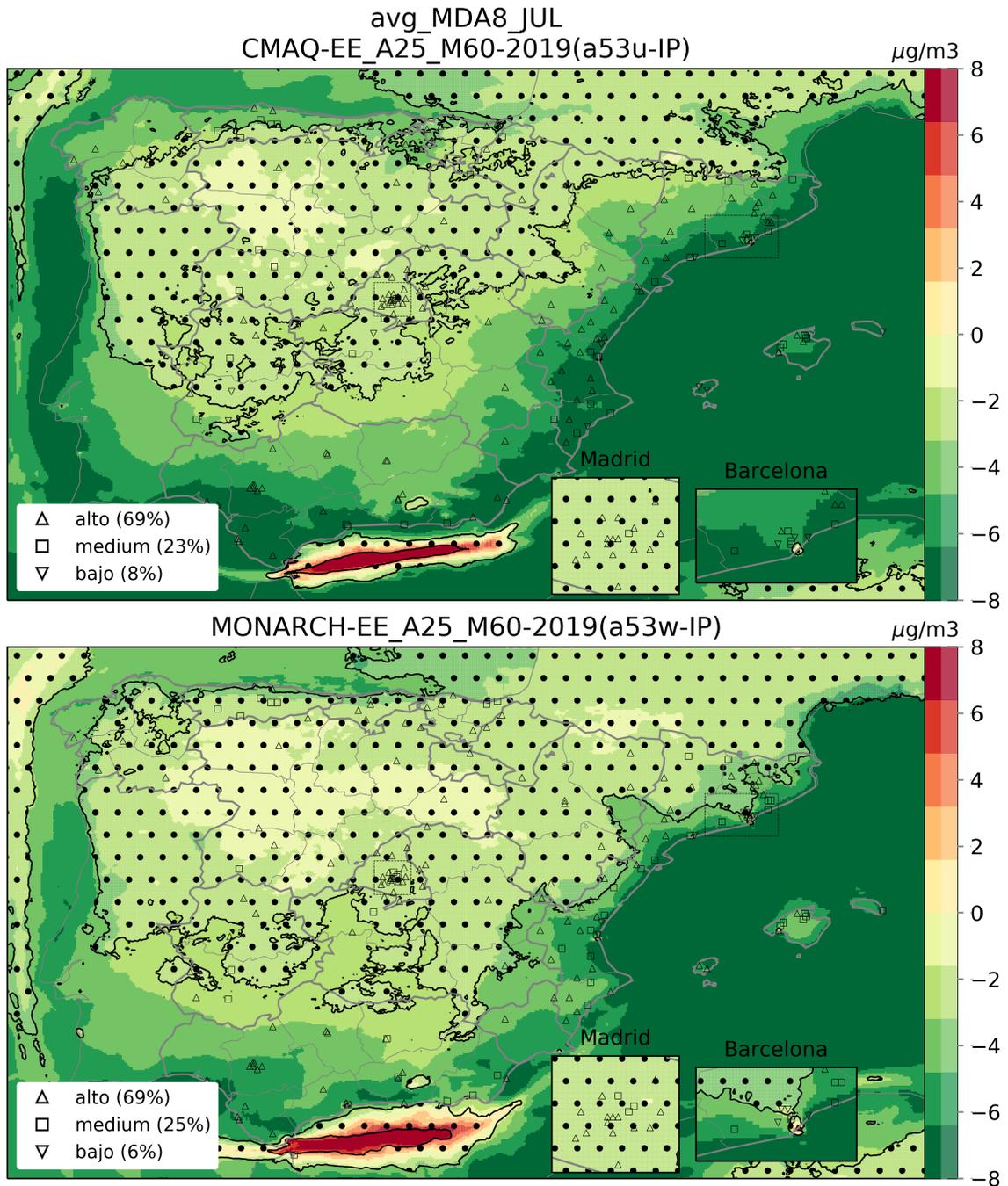


Figura 22: Diferencia de $O_3^{(mda8)}$ entre EE_A25_M60 y EP en julio de 2019, para WRF-CMAQ (arriba) y MONARCH (abajo). Se indican las celdas (zonas menos transparentes sin puntos) donde el cambio aparece estadísticamente significativo (*Mann Whitney U Test*) con un nivel de confianza de 90%. El rendimiento de los modelos obtenido con el escenario base EB en las celdas con observaciones se representa con símbolos (ver leyenda de la Figura 12).

8.3.8. Intercomparación de los escenarios e impacto de la meteorología

Esta sección presenta una intercomparación general de los resultados de todos los escenarios descritos anteriormente juntamente con los resultados de los mismos pero empleando la meteorología de julio de 2015. El análisis se realiza en términos de superaciones.

En primer lugar, la Figura 23 presenta la distribución del $O_3^{(mda8)}$ para los diferentes escenarios durante el mes de julio de 2019 (promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH). Niveles de $O_3^{(mda8)}$ por debajo de $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ se observan con mayor frecuencia en el noroeste del país, mientras que las concentraciones más elevadas por encima de $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$ son más frecuentes en la Comunidad de Madrid, la Comunidad Valenciana y Cataluña. En todas las regiones, destaca claramente una bajada progresiva de los niveles de $O_3^{(mda8)}$ a lo largo de los diferentes escenarios, desde niveles máximos en EB, reduciéndose en EE_T50, EP, EE_I25, EE_A25_M20 hasta niveles mínimos en EE_A25_M60.

Los resultados obtenidos con la meteorología de 2015 (Figura 24) muestran niveles de $O_3^{(mda8)}$ generalmente más elevados. En promedio sobre el mes de julio y el territorio español, este incremento de $O_3^{(mda8)}$ de 2015 respecto a 2019 solo alcanza un +2.3% (106 frente $104 \mu\text{g}/\text{m}^3$) pero las diferencias entre estos dos años son más notables en los percentiles más altos de la distribución, hasta +12% en el percentil 99 (172 frente $153 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Como se ha descrito anteriormente (Sección 8.2), las simulaciones de 2015 no corresponden a experimentos en condiciones reales, ya que usan emisiones antropogénicas de 2019 con una meteorología y unas condiciones de contorno químicas de 2015. Aunque esto impide hacer comparaciones directas con observaciones, estos experimentos siguen siendo útiles para apreciar hasta qué punto puede variar el impacto relativo de los diferentes escenarios en condiciones meteorológicas distintas. Como se ha comentado en la Sección 7.3, el verano de 2015 se caracterizó por una ola de calor con temperaturas más elevadas comparado con el 2019. Sin embargo, la simulación del 2015 no permite aislar el efecto del aumento de temperatura frente a los resultados del 2019 porque las condiciones de dispersión (vientos y precipitación) también variaron juntamente con los niveles de O_3 de fondo hemisférico. Por ello, las diferencias en los niveles de O_3 de las simulaciones de 2015 se pueden deber por un lado a la propia meteorología más cálida o a niveles de fondo más elevados. Se debe tener presente este factor al comparar los resultados de los escenarios de los dos años.

La Tabla 16 presenta para ambos años (1) el número de superaciones de $O_3^{(mda8)}$ de distintos niveles de concentración (120 , 140 y $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$) simulados por los modelos en EB, teniendo en cuenta únicamente las celdas donde se ubican las estaciones y (2) los cambios relativos correspondientes obtenidos con los diferentes escenarios (es decir, las reducciones relativas del número de superaciones). Resaltar que los niveles de concentración seleccionados son en parte arbitrarios para identificar los impactos en situaciones de episodios agudos (el nivel de $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ del $O_3^{(mda8)}$ coincide con el valor objetivo de la Directiva 2008/50/EC). Se muestran los resultados promedio de WRF-CMAQ y MONARCH (los cálculos se han hecho individualmente para cada modelo antes de calcular el promedio de ambos). En comparación con 2019, el número de superaciones es mayor en 2015, especialmente con niveles de concentración intermedios de 120 o $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$, lo que se podría atribuir a las temperaturas más cálidas que favorecerían una formación fotoquímica local de O_3 más elevada. De una producción local de O_3 más elevada, podríamos esperar un impacto relativo más importante de las reducciones de emisiones contempladas en los diferentes escenarios. Esta idea concuerda efectivamente con los resulta-

dos obtenidos para 2015 pero únicamente con el nivel de $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (número de superaciones con EP reducido de -89% en 2015 y solo -47% en 2019), mientras que las diferencias entre 2015 y 2019 parecen menos sistemáticas con los niveles más bajos. Los casos (nivel de concentración y escenario) con menor reducción relativa obtenida con la meteorología de 2015 en comparación a 2019 se podrían explicar por el impacto adicional de las condiciones de contorno químicas (niveles de O_3 de fondo hemisférico), las cuales representan una fracción importante del O_3 superficial en España (ver Sección 7.3). Más precisamente, una mayor contribución absoluta del O_3 de fondo hemisférico (sea por niveles de fondo más altos y/o por dinámica) podría compensar una mayor producción local absoluta, y traducirse en una respuesta relativa menor a las reducciones de emisiones de los diferentes escenarios. En todo caso, estos resultados ilustran la dificultad de investigar específicamente el impacto de unas condiciones meteorológicas más cálidas sobre la respuesta de los diferentes escenarios de emisiones. Para obtener resultados fiables y suficientemente robustos a nivel estadístico, esto requeriría simular un periodo de tiempo más largo (por ejemplo 5-10 años) tanto en condiciones actuales como condiciones futuras representativas de un clima más cálido.

Tabla 16: Reducción potencial del numero de superaciones de $\text{O}_3^{(\text{mda}8)}$ por encima de 120, 140 y $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de los diferentes escenarios. Los valores corresponden al promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH, para julio de 2015 y 2019. En esta tabla solo se usan los datos de los modelos (no observaciones), solo en las celdas donde existen estaciones de medida.

Nivel de concentración	Escenario	Impacto sobre el número de superaciones	
		2015	2019
120	EB	1239 superaciones	958 superaciones
120	EE_T50	-27.0%	-26.6%
120	EP	-44.0%	-46.5%
120	EE_I25	-45.4%	-47.5%
120	EE_A25_M20	-52.4%	-57.8%
120	EE_A25_M60	-67.3%	-75.9%
140	EB	206 superaciones	96 superaciones
140	EE_T50	-50.4%	-51.7%
140	EP	-69.0%	-63.7%
140	EE_I25	-70.1%	-64.7%
140	EE_A25_M20	-73.6%	-75.6%
140	EE_A25_M60	-88.1%	-82.0%
160	EB	22 superaciones	18 superaciones
160	EE_T50	-40.9%	-27.1%
160	EP	-88.6%	-47.1%
160	EE_I25	-88.6%	-47.1%
160	EE_A25_M20	-95.5%	-47.1%
160	EE_A25_M60	-100.0%	-98.6%

Ahora, discutimos más en detalle el impacto de los diferentes escenarios en términos de número de superaciones, pero basándonos en este caso en las superaciones realmente observadas (y no simuladas, como en la discusión anterior). Aquí, nos proponemos responder a la pregunta

siguiente: sobre toda España y en las diferentes CCAA, durante el mes de julio de 2019, considerando únicamente las celdas y los días donde hay observaciones disponibles, ¿cuál es el número de superaciones observadas por encima de un nivel de concentración dado?, ¿cuál es el cambio relativo de concentraciones de $O_3^{(mda8)}$ obtenido con los diferentes escenarios respecto a EB? y a partir de aquí, ¿cuál es el cambio relativo en términos de número de superaciones? Detrás de este enunciado se hace la hipótesis de que los dos modelos representan correctamente los cambios relativos de concentración de $O_3^{(mda8)}$ relacionados a un cambio de emisiones, a pesar de que ambos modelos (como cualquier modelo) tengan errores persistentes a nivel de concentraciones absolutas, al menos las más elevadas. La Tabla 17 muestra los resultados obtenidos, de nuevo, en promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH.

En julio de 2019, se han observado en España 1217, 200 y 27 superaciones de $O_3^{(mda8)}$ por encima de 120, 140 y 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente (las observaciones en este capítulo están proyectadas en la malla de referencia para facilitar las comparaciones con los modelos, así que estos números pueden diferir del número de superaciones observadas en las estaciones individuales). Todos los escenarios permiten reducir las superaciones observadas, aunque de manera diferente según la concentración considerada. Para el nivel más bajo de 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (equivalente al valor objetivo de protección de la salud), los escenarios reducen el número de superaciones desde -22 % para EE_T50 hasta -55 % para EE_A25_M60, situándose el EP en -37 %. Para el nivel de concentración más alto de 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, los escenarios reducen el número de superaciones desde -41 % para EE_T50 hasta -94 % para EE_A25_M60, con el EP reduciendo un -83 %. Con este último nivel, el EP reduce la frecuencia de superaciones sobre todo en la Comunidad de Madrid (-97 %), con un impacto notable pero menor en Cataluña (-62 %).

Respecto al EP, el escenario EE_I25 tiene un impacto adicional más limitado. Aunque se basa en pocos puntos, este impacto adicional es máximo con el nivel de concentración más alto de 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ con el cual el número de superaciones se reduce de -87 % (frente -83 % con EP). Mirando la distribución de estos resultados a nivel de comunidad autónoma, podemos destacar que la reducción de las superaciones de 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ocurre en Aragón, Castilla-La Mancha, Cataluña, Valencia y Extremadura, mientras que las de 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ se focaliza otra vez en Cataluña (-75 % frente -62 % con EP). Sin embargo, cabe insistir en que estos resultados obtenidos con el nivel de 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ tienen una fiabilidad estadística limitada debido a los pocos puntos disponibles (27 superaciones en total, solo 8 en Cataluña); sería deseable en siguientes pasos investigar el impacto de este escenario sobre un periodo de tiempo más largo.

Los escenarios EE_A25_M20 y EE_A25_M60 permiten reducir más fuertemente la frecuencia de las superaciones, hasta -91 y -94 % con el nivel de 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente. Tanto en Cataluña como en la Comunidad de Madrid, EE_A25_M60 permite evitar todas las superaciones de 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

A menudo, a un nivel de concentración más alto le corresponde una respuesta más fuerte en los diferentes escenarios, lo que es consistente con una contribución (relativa) de la producción local de O_3 típicamente mayor durante episodios con niveles más elevados. Esto se suele observar también en las superaciones de $O_3^{(d1max)}$ (Tabla H.8 en Anexo H, donde se consideran niveles de concentración de 140, 160, 180 y 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Comentar otra vez, que estos niveles son arbitrarios para identificar los impactos en episodios agudos de contaminación (el valor de 180 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ del $O_3^{(d1max)}$ coincide con el umbral de información definido en la Directiva 2008/50/EC). Sin embargo, más allá de un cierto nivel, en este caso 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, este comporta-

Tabla 17: Impacto de los escenarios en el número de superaciones de $O_3^{(mda8)}$ en julio de 2019. N(OBS) corresponde aquí al número de superaciones observadas por encima de los niveles de concentración 120, 140 y 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (el primero correspondiendo al valor objetivo, los dos siguientes a valores arbitrarios). Los resultados se presentan para toda España y las diferentes CCAA (España: ESP, Andalucía: AND, Aragón: ARA, Cantabria: CAN, Castilla y León: CyL, Castilla-La Mancha: CIM, Cataluña: CAT, Ciudad de Ceuta: CEU, Ciudad de Melilla: MEL, Comunidad Foral de Navarra: NAV, Comunidad de Madrid: MAD, Comunitat Valenciana: VAL, Extremadura: EXT, Galicia: GAL, Illes Balears: BAL, La Rioja: RIO, País Vasco: PV, Melilla: MEL, Ceuta: CEU, Principado de Asturias: AST, Región de Murcia: MUR).

CCAA	Nivel de concentración	N(OBS)	EE_T50	EP	EE_I25	EE_A25_M20	EE_A25_M60
ESP	120	1217	-22 %	-37 %	-38 %	-44 %	-55 %
	140	200	-44 %	-68 %	-69 %	-73 %	-78 %
	160	27	-41 %	-83 %	-87 %	-91 %	-94 %
AND	120	143	-32 %	-50 %	-51 %	-58 %	-74 %
	140	9	-67 %	-89 %	-89 %	-94 %	-100 %
ARA	120	53	-41 %	-53 %	-56 %	-61 %	-69 %
CyL	120	88	-28 %	-38 %	-40 %	-44 %	-49 %
	140	9	-50 %	-61 %	-78 %	-72 %	-83 %
CIM	120	78	-26 %	-51 %	-52 %	-55 %	-62 %
	140	10	-40 %	-65 %	-70 %	-70 %	-75 %
	160	1	0 %	-100 %	-100 %	-100 %	-100 %
CAT	120	208	-16 %	-28 %	-30 %	-39 %	-54 %
	140	46	-38 %	-64 %	-65 %	-73 %	-77 %
	160	8	-44 %	-62 %	-75 %	-81 %	-100 %
NAV	120	5	-80 %	-90 %	-90 %	-90 %	-90 %
MAD	120	385	-15 %	-33 %	-33 %	-37 %	-44 %
	140	106	-47 %	-72 %	-72 %	-75 %	-79 %
	160	17	-44 %	-97 %	-97 %	-100 %	-100 %
VAL	120	140	-20 %	-31 %	-34 %	-43 %	-62 %
	140	13	-23 %	-54 %	-62 %	-65 %	-69 %
EXT	120	47	-26 %	-49 %	-52 %	-53 %	-61 %
	140	3	-17 %	-33 %	-33 %	-33 %	-33 %
	160	1	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
GAL	120	3	-50 %	-67 %	-67 %	-67 %	-83 %
BAL	120	42	-18 %	-25 %	-25 %	-44 %	-55 %
	140	4	-38 %	-38 %	-38 %	-50 %	-62 %
PV	120	13	-46 %	-46 %	-46 %	-50 %	-62 %
AST	120	2	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
MUR	120	10	-20 %	-35 %	-35 %	-55 %	-70 %

miento sigue observándose en la Comunidad de Madrid pero no en Cataluña donde la reducción de frecuencia de superaciones se sitúa a -25 % en EP, por debajo de los -29 %/-54 %/-62 % alcanzado con el nivel de concentración de 140/160/180 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. A partir de aquí, un análisis más detallado de estos episodios de $O_3^{(d1max)}$ extremos parece necesario para entender mejor su ori-

gen, en particular la contribución de las emisiones locales/regionales, e investigar que otro tipo de medidas específicas permitirían evitarlos.

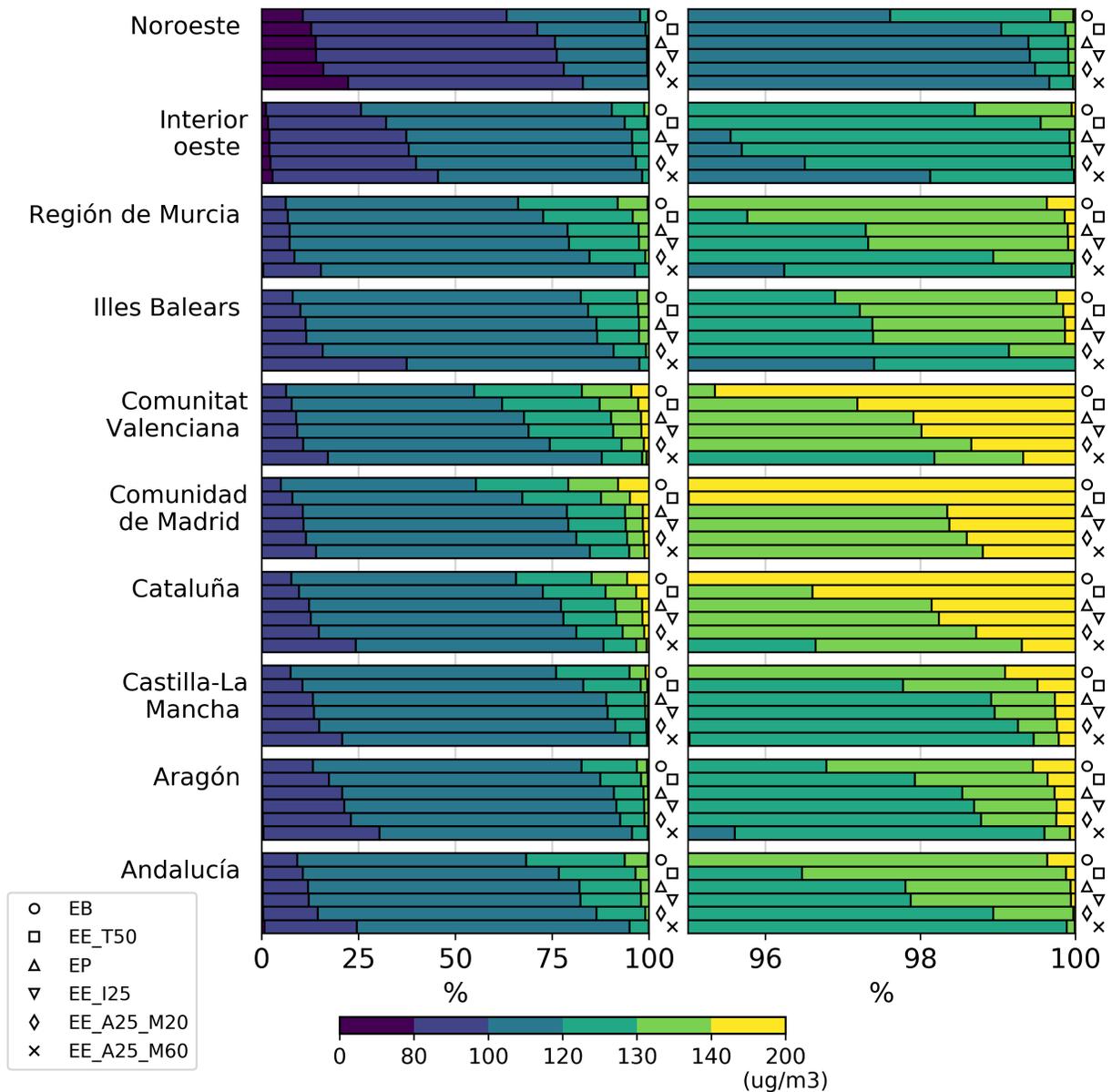


Figura 23: Distribución del $O_3^{(mda8)}$ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] de los diferentes escenarios durante julio de 2019, en promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH. Los resultados se muestran para cada comunidad o grupo de comunidades autónomas, donde la región "Noroeste" incluye Comunidad Foral de Navarra, La Rioja, País Vasco, Cantabria, Principado de Asturias y Galicia, y la región "Interior oeste" incluye Castilla y León y Extremadura.

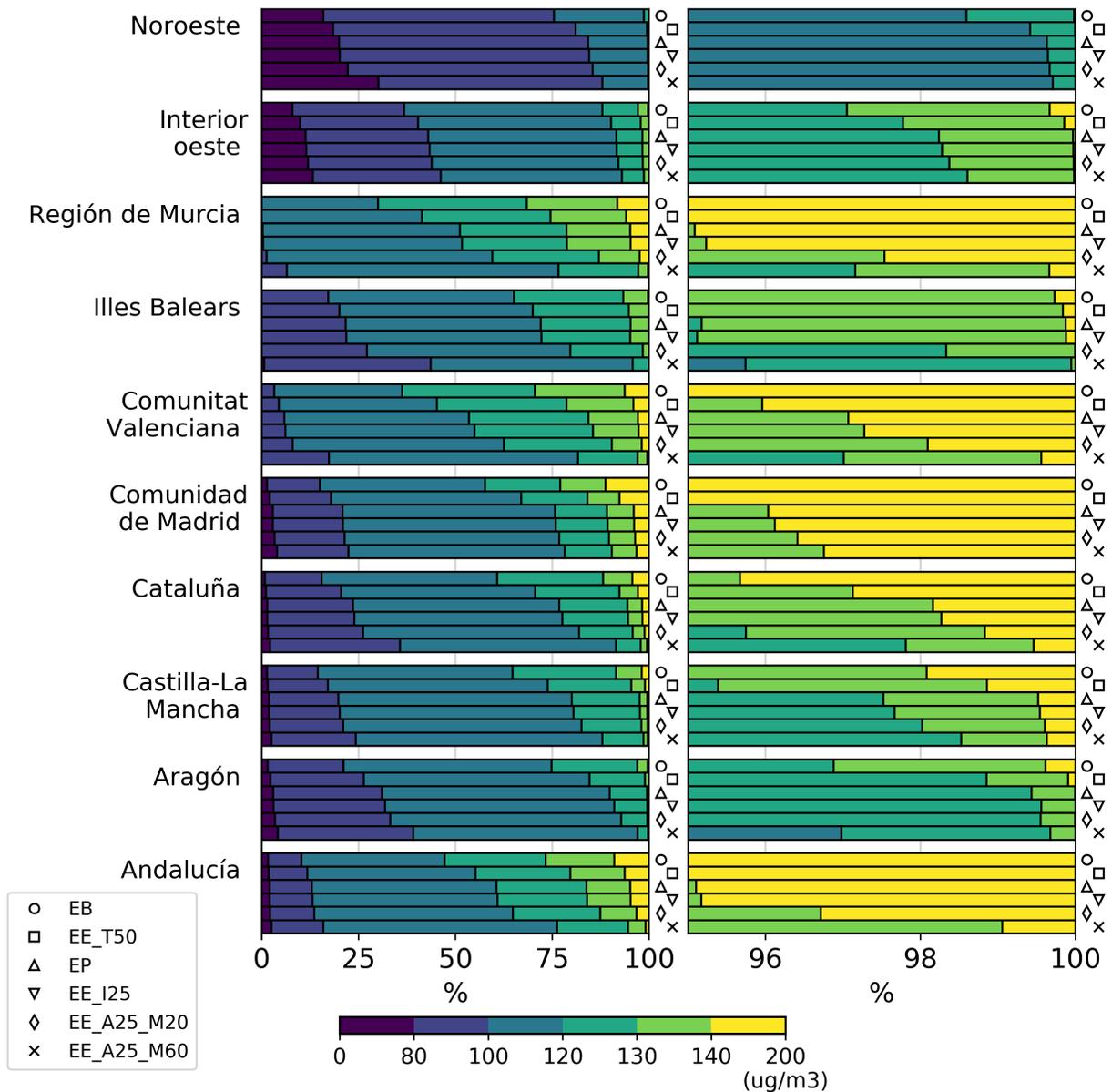


Figura 24: Distribución del $O_3^{(mda8)}$ [$\mu g/m^3$] de los diferentes escenarios durante julio de 2015, en promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH. Los resultados se muestran para cada comunidad o grupo de comunidades autónomas, donde la región "Noroeste" incluye Comunidad Foral de Navarra, La Rioja, País Vasco, Cantabria, Principado de Asturias y Galicia, y la region "Interior oeste" incluye Castilla y León y Extremadura.

8.4. Conclusiones

En este capítulo, se ha analizado el impacto de distintos escenarios de reducción de emisiones antropogénicas a los niveles de O₃ en superficie en el dominio de la España peninsular mediante el uso de los dos modelos de calidad del aire WRF-CMAQ y MONARCH.

Los escenarios de emisiones propuestos para modelizar incluyen un Escenario Base (EB), donde se caracterizan los niveles de emisión para el año 2019, un Escenario Planificado (EP), donde se cuantifica el impacto de las medidas y políticas incluidas en el PNIEC y PNCAA sobre los niveles de emisión del EB tomando como horizonte el año 2030, y un total de 4 Escenarios Específicos (EE), en donde se plantean medidas de reducción de emisiones adicionales a las propuestas en el EP, incluyendo: i) Escenario Específico aviación y marítimo (EE_A25_M20, reducción adicional del 20 % de las emisiones marítimas y del 25 % en las emisiones por tráfico aéreo que ocurren en aeropuertos), ii) Escenario Específico industria (EE_I25, reducción adicional del 25 % de emisiones de la industria en los sectores del refino y fabricación de productos minerales no metálicos excepto cementeras), iii) Escenario Específico tráfico rodado (EE_T50, se supone que las reducciones contempladas para el tráfico rodado en EP sólo se cumplen en un 50 %) y iv) Escenario Específico aviación y marítimo+ (EE_A25_M60, reducción adicional del -60 % de las emisiones marítimas y del -25 % en las emisiones por tráfico aéreo que ocurren en aeropuertos).

Todos los escenarios de emisión han sido calculados haciendo uso del modelo de emisiones de alta resolución HERMESv3, combinado con datos oficiales de actividad y emisiones reportados por el MITERD para reducir así la inconsistencia entre emisiones modeladas y las reportadas por el SEI y las proyecciones oficiales del MITERD. En todos los escenarios se han considerado las mismas emisiones biogénicas procedentes de suelos y ecosistemas, calculadas con el modelo MEGAN.

La implementación de las políticas contempladas en el EP implica una reducción total de las emisiones de NO_x y COVNM respecto al EB del -42.5 % y -11.7 %, respectivamente. La mayor reducción de NO_x con respecto a los COVNM se explica, principalmente, por la fuerte reducción de los NO_x procedente del tráfico rodado (-53.2 %), y que contrasta con el aumento que se espera de los COVNM procedentes del mismo sector (+12.7 %). Esta heterogeneidad entre precursores se debe a que, si bien por un lado las políticas incluidas en el PNCAA y PNIEC (p. ej., implementación de zonas de bajas emisiones en municipios de más de 50.000 habitantes) van enfocadas a reducir la actividad del transporte rodado y acelerar la renovación de la flota de vehículos, las previsiones señalan que la fracción de coches a gasolina (principales emisores de COVNM) con respecto a diésel (principales emisores de NO_x) aumentará significativamente en el futuro. La baja reducción de COVNM totales con respecto a los NO_x también está influida por el leve descenso esperado en los COVNM procedentes del uso de solventes (-4 %), y que son la principal fuente de COVNM antropogénicos en España. A nivel espacial, la mayor reducción de emisiones de NO_x se localiza en ámbitos urbanos, donde el tráfico presenta las contribuciones más altas, así como en aquellas localizaciones donde se ubican las centrales térmicas de carbón y que se asume que en el EP ya no estarán activas, principalmente en la zona de Galicia y la cornisa Cantábrica. Respecto a los COVNM, los cambios de emisiones en zonas urbanas son muy limitados, ya que el incremento de emisiones por transporte rodado se compensa con la reducción esperada por uso de solventes domésticos.

En cuanto a los EE planteados, la reducción adicional de NO_x con respecto al EP es, ex-

ceptuando el escenarios EE_A25_M60 donde se reducen las emisiones de tráfico marítimo un -60%, bastante limitada y localizada en regiones específicas, como por ejemplo la zona industrial de Castellón en el EE_I25 debido a la alta presencia de industrias de la cerámica. La limitación en las reducciones adicionales de NO_x planteadas en los EE se debe básicamente a que la reducción planteada en el EP es ya de por sí muy ambiciosa debido a la bajada de emisiones del transporte rodado que ahí se plantea. De hecho, en el escenario EE_T50, la reducción total de NO_x se sitúa en un -23% (frente al -42.5% del EP), simplemente por el hecho de asumir que las reducciones de tráfico rodado propuestas en EP solo se cumplirán en un 50%. En cuanto a los COVNM, los EE no presentan una variación significativa en las emisiones de estas especies con respecto al EB.

En cuanto a los trabajos de modelización, la evaluación de WRF-CMAQ y MONARCH para el EB ha mostrado un rendimiento aceptable de ambos modelos para reproducir la variabilidad temporal y espacial del O₃ en España, consistente con los rendimientos esperados con otros modelos de calidad del aire, por ejemplo los modelos CHIMERE y EMEP de la iniciativa CAMS, y los criterios de calidad propuesto por la comunidad FAIRMODE. Por lo general, a pesar de sus diferencias de comportamiento, los dos modelos responden de forma muy consistente a los diferentes escenarios modelizados, lo que da más confianza y robustez a los impactos previstos. Los diferentes resultados de modelización se han analizado sobre todo en términos de máximos diarios de las medias móviles octohorarias (O₃^(mda8)), ya que, corresponde a la escala temporal de mayor interés para la salud.

En general, las mayores reducciones de O₃^(mda8) se obtienen, de forma incremental, con los escenarios EE_T50, EP, EE_I25, EE_A25_M20 y EE_A25_M60. La Tabla 18 muestra un resumen del impacto de los escenarios sobre la frecuencia de superaciones del valor objetivo (O₃^(mda8) >120 µg/m³) y umbral de información (O₃^(d1max) >180 µg/m³) definidos en la Directiva 2008/50/EC. Aunque aumenta el O₃ en Barcelona y algunas otras ciudades costeras, el escenario con medidas planificadas (EP) permite reducir fuertemente los niveles de O₃^(mda8) promedios sobre la mayor parte del país y la frecuencia de superaciones por encima de 120, 140 y 160 µg/m³ (-37, -68 y -83%, respectivamente), asumiendo que ambos modelos predicen correctamente los cambios relativos de O₃. Alcanzar solo -30% de la reducción de emisiones de tráfico rodado en lugar de -60% reduce estos cambios de O₃^(mda8) en aproximadamente 40% (EE_T50). Añadir a EP una reducción de -25% de las emisiones de industria excluyendo las cementeras (EE_I25) tiene un impacto relativamente limitado sobre el O₃^(mda8) (con bajadas e incrementos) pero permite reducir un poco la frecuencia de superaciones de O₃^(mda8), en particular las más altas (-87% de superaciones de 160 µg/m³, frente a -83% con EP). En cambio, añadir a EP una reducción de las emisiones marítimas (EE_A25_M20 y EE_A25_M60) permite una mejora muy notable del O₃^(mda8) en todas las regiones costeras, tanto en términos de concentraciones como de superaciones.

Comparando los resultados de los escenarios de julio de 2019 frente a usar la meteorología de 2015, se ha abordado un primer análisis sobre el impacto que podrían tener unas condiciones meteorológicas más cálidas en la respuesta de los escenarios. Aunque las simulaciones realizadas no permiten aislar el efecto de un aumento de temperatura en la respuesta de los modelos directamente, básicamente debido a la dificultad de controlar los vientos y los niveles de fondo de O₃ hemisféricos del 2015 frente al 2019, la comparación de los resultados ha mostrado que la respuesta de los escenarios en reducir el número de superaciones para el nivel de 160 µg/m³ es más importante en 2015. Esto no se observa de forma sistemática para concentraciones in-

Tabla 18: Impacto de los escenarios en el número de superaciones de O₃ en julio de 2019. N(OBS) corresponde aquí al número de superaciones observadas por encima del valor objetivo (120^(mda8)) y umbral de información (180^(d1max)) de la Directiva 2008/50/EC. Los resultados se presentan para toda España y las diferentes CCAA (España: ESP, Andalucía: AND, Aragón: ARA, Cantabria: CAN, Castilla y León: CyL, Castilla-La Mancha: CIM, Cataluña: CAT, Ciudad de Ceuta: CEU, Ciudad de Melilla: MEL, Comunidad Foral de Navarra: NAV, Comunidad de Madrid: MAD, Comunitat Valenciana: VAL, Extremadura: EXT, Galicia: GAL, Illes Balears: BAL, La Rioja: RIO, País Vasco: PV, Melilla: MEL, Ceuta: CEU, Principado de Asturias: AST, Región de Murcia: MUR). Solo se muestran los casos (CCAA y/o niveles) donde se observan superaciones.

CCAA	Nivel límite	N(OBS)	EE_T50	EP	EE_I25	EE_A25_M20	EE_A25_M60
ESP	120 ^(mda8)	1217	-22 %	-37 %	-38 %	-44 %	-55 %
AND	120 ^(mda8)	143	-32 %	-50 %	-51 %	-58 %	-74 %
ARA	120 ^(mda8)	53	-41 %	-53 %	-56 %	-61 %	-69 %
CyL	120 ^(mda8)	88	-28 %	-38 %	-40 %	-44 %	-49 %
CIM	120 ^(mda8)	78	-26 %	-51 %	-52 %	-55 %	-62 %
CAT	120 ^(mda8)	208	-16 %	-28 %	-30 %	-39 %	-54 %
NAV	120 ^(mda8)	5	-80 %	-90 %	-90 %	-90 %	-90 %
MAD	120 ^(mda8)	385	-15 %	-33 %	-33 %	-37 %	-44 %
VAL	120 ^(mda8)	140	-20 %	-31 %	-34 %	-43 %	-62 %
EXT	120 ^(mda8)	47	-26 %	-49 %	-52 %	-53 %	-61 %
GAL	120 ^(mda8)	3	-50 %	-67 %	-67 %	-67 %	-83 %
BAL	120 ^(mda8)	42	-18 %	-25 %	-25 %	-44 %	-55 %
PV	120 ^(mda8)	13	-46 %	-46 %	-46 %	-50 %	-62 %
AST	120 ^(mda8)	2	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
MUR	120 ^(mda8)	10	-20 %	-35 %	-35 %	-55 %	-70 %
ESP	180 ^(d1max)	44	-44 %	-77 %	-78 %	-80 %	-85 %
CyL	180 ^(d1max)	1	0 %	-100 %	-100 %	-100 %	-100 %
CIM	180 ^(d1max)	1	0 %	-100 %	-100 %	-100 %	-100 %
CAT	180 ^(d1max)	20	-45 %	-62 %	-62 %	-65 %	-78 %
EXT	180 ^(d1max)	2	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
MAD	180 ^(d1max)	17	-50 %	-100 %	-100 %	-100 %	-100 %
VAL	180 ^(d1max)	3	-67 %	-83 %	-100 %	-100 %	-100 %

feriores. Los resultados no permiten derivar conclusiones robustas, pero indican que escenarios que favorecen una reducción de formación fotoquímica local de O₃ serían más eficientes en situaciones de temperaturas más elevadas. Para confirmar esta hipótesis, se deberían realizar simulaciones más largas y consistentes para detectar una señal significativa.

9. Conclusiones generales y recomendaciones preliminares

En esta primera fase de los trabajos orientados a la elaboración de recomendaciones científicas para el nuevo Plan de Ozono del MITERD se han obtenido una serie de resultados relevantes. A continuación se listan las **conclusiones generales** derivadas de los resultados de modelización realizados.

Estudio de contribución de fuentes

- Las contribuciones nacionales a los niveles de O₃ son más altas durante los episodios de alta contaminación.
 - En estaciones problemáticas como el Atazar (Madrid), Vic (Cataluña), Córdoba (Andalucía) y Zarra (Valencia) la contribución nacional representa un 25 %, 20 %, 18 % y 15 % en promedio durante los episodios con niveles de O₃^(mda8) por encima de los 120 µg/m³, respectivamente.
 - La contribución nacional en estas mismas estaciones a los niveles de O₃^(mda8) puede llegar a representar hasta un 42 % en días concretos.
- Al igual que en el resto de países Europeos, los niveles de O₃ en España están afectados por una elevada contribución transfronteriza, aunque el margen de reducción de O₃ con medidas a nivel nacional es amplio.
 - Los países europeos vecinos de España contribuyen en un 8.2 % al O₃^(mda8) promedio. Concretamente, las emisiones de Francia, Portugal e Italia aportan un 4.1 %, 2.7 % y 1.4 % del O₃^(mda8) en España.
 - Las emisiones marítimas representan la tercera contribución más importante al O₃ en España (10.7 % en promedio), especialmente en el sur y levante peninsular, donde las contribuciones pueden llegar al 20 %. Esta contribución es más importante que la de países vecinos como Portugal o Francia.
 - La contribución de los niveles de O₃ hemisférico (niveles de fondo) representan en promedio un 60 % del O₃^(mda8) en España, aunque ésta disminuye durante los episodios agudos de contaminación.
 - Las emisiones estatales contribuyen en un 15 % al O₃^(mda8) promedio entre junio y agosto en todo el territorio, aunque esta contribución varía en función del lugar y la situación meteorológica. Como se ha indicado arriba, esta contribución puede aumentar significativamente de forma episódica alcanzando hasta un 40-50 %.

Escenarios de modelización

- La implementación de las medidas en el escenario planificado (EP) alcanza una disminución de los niveles de O₃^(mda8) de -4 µg/m³ en promedio sobre todo el territorio.
 - En las celdas del modelo donde se encuentran las estaciones de calidad del aire, asumiendo que los modelos predicen correctamente los cambios relativos de O₃, se logra una reducción del número de superaciones del umbral horario de información (episodios extremos) de 180 µg/m³ (Directiva Europea 2008/50/CE) de -77 %.

- La reducción de superaciones del valor objetivo de $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para el $\text{O}_3^{(\text{mda}8)}$ es del -37 % en esas mismas celdas para el mes de julio 2019 (información indicativa del valor objetivo de la Directiva Europea 2008/50/CE).
 - El impacto del EP en la frecuencia de superaciones es aún más importante si se consideran umbrales más elevados. La reducción en la frecuencia de superaciones del $\text{O}_3^{(\text{mda}8)}$ llega hasta -68 y -83 % para umbrales arbitrarios de 140 y $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente.
 - Las cuencas con reducciones más importantes de $\text{O}_3^{(\text{mda}8)}$ son la Comunidad de Madrid, el norte de Cataluña, la Comunidad Valenciana, Galicia y Andalucía.
 - La disminución de emisiones resulta en una menor titración del O_3 en todas las ciudades, con efectos más visibles durante el pico de tráfico de la mañana. Sin embargo, se identifica durante el resto del día una respuesta diferenciada entre las ciudades costeras y las del interior. En las ciudades del interior, la menor destrucción de O_3 está más compensada por una menor producción local durante la tarde, resultando en bajadas notables del $\text{O}_3^{(\text{mda}8)}$. En cambio, en las ciudades costeras, que se ven influenciadas por masas de aire marítimas menos impactadas por el cambio en emisiones, la menor producción apenas compensa el aumento del O_3 por la reducción de la titración, resultando en reducciones menores de $\text{O}_3^{(\text{mda}8)}$, e incluso un aumento en el caso de Barcelona.
- El tráfico rodado es el sector clave en la reducción generalizada del O_3 en España con el EP.
- La reducción del $\text{O}_3^{(\text{mda}8)}$ promedio en julio en este escenario puede llegar hasta $-10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en algunas zonas al norte de la Comunidad de Madrid, debido principalmente a la fuerte bajada de las emisiones de tráfico contempladas (-60 %).
 - La reducción de las emisiones de tráfico implica un incremento notable del $\text{O}_3^{(\text{mda}8)}$ en Barcelona y algunas otras ciudades costeras debido al rol clave de la titración combinado con la influencia de las masas de aire marítimas y de las condiciones de ventilación específicas.
 - El incumplimiento de las reducciones proyectadas de emisiones de tráfico de NO_x (-30 % en vez de -60 %) supone alcanzar solo el 50-60 % de las reducciones de O_3 obtenidas con el EP.
- Después del tráfico rodado, el tráfico marítimo aparece como otro sector clave para la reducción del O_3 , principalmente en zonas costeras.
- Este sector contribuye notablemente en la producción de O_3 en España, sobre todo en las zonas costeras mediterráneas (hasta centenares de kilómetros tierra adentro) donde se concentra una gran parte de la población.
 - Añadido a las medidas del EP, una reducción de -20 % en las emisiones marítimas, en línea al impacto esperado por una potencial designación del Mar Mediterráneo como una zona de control de las emisiones para prevenir, reducir y controlar las emisiones de óxidos de nitrógeno (zona NECA), permitirían rebajar sustancialmente

el $O_3^{(mda8)}$, tanto en promedio sobre julio (hasta $-4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respecto al EP en zonas costeras específicas del levante) como en términos de frecuencia de superaciones, llegando hasta $-44/-73/-91 \%$ para umbrales de $120/140/160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente (respecto al EB), sobre todas las estaciones de medidas disponibles.

- Una reducción más ambiciosa de estas emisiones de tráfico marítimo de hasta -60% (en lugar de -20%) permitiría alcanzar beneficios aún más elevados; hasta $-14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ frente al EP en el levante, y $-55/-78/-94 \%$ en las superaciones del $O_3^{(mda8)}$ para umbrales de $120/140/160 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente (respecto al EB).
- El O_3 responde de manera más limitada y localizada bajo los demás escenarios específicos de emisiones analizados, que incluyen reducciones en las industrias de refino e industria mineral no metálica (excepto cementeras), y en la aviación.
 - Frente al EP, la reducción adicional del -25% en las emisiones de la industria de refino e industria mineral no metálica (excluyendo las cementeras) tiene un impacto escaso en los niveles de $O_3^{(mda8)}$, concentrado en zonas específicas como Comunidad Valenciana (Castellón)/Aragón, Castilla y León/País Vasco y Cataluña, donde se ubican estas industrias y/o a sotavento de las mismas.
 - Las reducciones de -25% en las emisiones del sector de la aviación no tiene un impacto notable en los niveles de O_3 . El $O_3^{(mda8)}$ prácticamente no varía en los alrededores de los principales aeropuertos de España (p. ej., Madrid Barajas).
- La respuesta de todas las medidas analizadas en la reducción de los niveles de O_3 es más importante en los episodios con concentraciones más elevadas dado que éstas se dan típicamente cuando hay una mayor contribución estatal. En este sentido, las medidas a nivel estatal ayudan a reducir especialmente el O_3 en los episodios dominados por formación fotoquímica.
- Aunque las reducciones alcanzadas en el EP y algunos escenarios específicos son muy relevantes, con una fuerte disminución del número de superaciones del umbral horario de $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para $O_3^{(d1max)}$, nuestros resultados preliminares muestran que se está aún lejos del cumplimiento del valor objetivo y valor objetivo a largo plazo marcados por la Directiva Europea 2008/50/EC.

En base a las conclusiones de los trabajos de modelización realizados, se derivan una serie de **recomendaciones preliminares** para la elaboración del Plan de O_3 que se resumen a continuación:

- Los niveles de O_3 en la España peninsular (promedio de junio a agosto del $O_3^{(mda8)}$) presentan una contribución transfronteriza importante, tanto de origen Europeo como hemisférico. Se recomienda impulsar medidas coordinadas a nivel internacional para abordar planes de reducción de emisiones que permitan disminuir los niveles de fondo de O_3 dominados en gran parte por las actividades continentales (Asia, EEUU, Europa) y el tráfico marítimo internacional. Impulsar la designación del Mar Mediterráneo como una zona de control de las emisiones NECA puede ayudar de forma muy relevante a reducir los niveles de O_3 en el levante español.

- Los distintos países de la Unión Europea están diseñando e implantando planes de reducción de emisiones. Es recomendable realizar un estudio del impacto potencial de los distintos planes planificados por los países europeos (especialmente países vecinos de España) sobre el O₃ en España para identificar sinergias y cuantificar mejor el alcance en las reducciones de O₃ esperadas en un futuro.
- Las mayores reducciones de O₃ se han asociado a las medidas planificadas sobre el tráfico rodado. Es básico alcanzar las reducciones planificadas en este sector en el marco del PNIEC y PNCCA (reducción del tráfico en -60%), para obtener así un impacto importante en los niveles de O₃. Se recomienda seguir impulsando la transición tecnológica en este sector y respaldar el despliegue de medidas para reducir la actividad del mismo (p. ej., implantación de zonas de bajas emisiones).
- En regiones caracterizadas por emisiones elevadas de NO_x, específicamente en grandes ciudades y zonas industriales, la reducción de las mismas implica una disminución de la titración de O₃ y por tanto puede darse un aumento en las concentraciones de O₃ en función de su localización. Este aumento ocurre en ciudades costeras y es especialmente visible en Barcelona. Se recomienda diseñar medidas adicionales para compensar este efecto. Medidas orientadas a la reducción de COVNM podrían ser localmente un buen complemento para compensar el efecto de la menor titración en entornos donde el régimen químico está limitado por COVNM.
- Para el sector del transporte marítimo, además de la implantación de NECAs, se recomienda también medidas de electrificación portuaria para reducir las emisiones de los motores de buques.
- Se recomienda realizar estudios más detallados para entender hasta qué punto la respuesta limitada de algunos escenarios se debe a las incertidumbres persistentes que afectan a las emisiones. Profundizar en el rol de las emisiones de COVNM y su reactividad puede aportar información relevante sobre el rol que pueden tener las emisiones COVNM antropogénicos en el control de los niveles de O₃ en España.

10. Limitaciones e incertidumbres

Los resultados y conclusiones obtenidos en el presente estudio de modelización tienen asociados una serie de incertidumbres y limitaciones que se detallan a continuación:

- Las emisiones de precursores NO_x y COVNM utilizadas para modelizar el escenario base tienen asociadas las siguientes limitaciones e incertidumbres:
 - Actualmente no se consideran las emisiones derivadas de actividades que potencialmente contribuyen al O_3 en España, incluyendo la quema de biomasa agrícola y forestal, las emisiones fugitivas originadas durante el repostaje de vehículos y las emisiones de proceso generadas durante la producción de productos de química orgánica (p. ej., polipropileno, estireno)
 - Las incertidumbres asociadas a las emisiones de COVNM totales, y específicamente a las procedentes del uso doméstico de solventes son altas. Éstas han sido cuantificadas por el MITERD en un $\pm 52\%$ y $\pm 67\%$, respectivamente.
 - La incertidumbre en la especiación de emisiones de COVNM también es alta, puesto que el modelo HERMESv3, debido a la falta de datos, trabaja con perfiles de especiación químicos mayoritariamente obtenidos en las décadas de 1980 y 1990, sobre todo en EEUU, que probablemente no reflejan adecuadamente los perfiles actuales en Europa.
 - La incertidumbre asociada a las emisiones de NO_x procedentes del tráfico rodado es también significativa. A modo de ejemplo, las emisiones del año 2019 sufrieron un aumento de más de un 30% entre las ediciones 2021 y 2022 del inventario de emisiones nacional debido a mejoras en la metodología de cálculo.
- Estas incertidumbres pueden conllevar una subestimación de las concentraciones simuladas de NO_2 y COVNM (así como de la reactividad de éstos últimos), de la modelización de los regímenes químicos de formación de O_3 y, consecuentemente, de la respuesta de los modelos a los cambios de emisiones propuestos en los distintos escenarios.
- Aparte de las incertidumbres asociadas a las emisiones, existen también incertidumbres en la meteorología y los mecanismos químicos considerados en los modelos de calidad del aire:
 - La meteorología simulada por los modelos de mesoscala, como los empleados en este trabajo, tienden a presentar mayores errores en zonas de topografía compleja y cerca de la línea de costa. Aunque éstos se reducen trabajando con resoluciones elevadas, siguen representando una dificultad para reproducir de forma precisa los vientos y circulaciones de carácter regional y/o local.
 - El mecanismo químico de los modelos de calidad del aire es una componente clave para resolver la formación de un contaminante secundario como es el O_3 . Debido a su elevado coste computacional, se emplean mecanismos de complejidad intermedia, como el empleado en estos trabajos, que simplifican la compleja química asociada a los COVNM. Esta simplificación introduce incertidumbres en la respuesta de los modelos a cambios en las emisiones de COVNM.

- El escenario planificado modelizado no contempla el impacto derivado del incremento de emisiones de COVNM que las proyecciones oficiales del MITERD señalan para los sectores de la producción y generación de energía eléctrica y de la industria manufacturera, y que se asocian a un incremento en el uso de biomasa. Esta limitación se asocia a la no disponibilidad de información clave, principalmente las ubicaciones de las futuras centrales térmicas de biomasa.
- En todos los escenarios modelados, la reducción total de emisiones de NO_x es significativamente superior a las reducciones de COVNM. Esto se debe principalmente a la elevada reducción de NO_x esperada del sector del tráfico rodado en el EP (-60%). El presente estudio no analiza el impacto en los niveles de O₃ de un supuesto escenario donde las reducciones de COVNM sean del mismo rango o superiores a las de NO_x.
- En los escenarios específicos planteados en este trabajo, solo se han modificado las emisiones antropogénicas, pero no se ha cuantificado el rol que tienen las emisiones biogénicas de COVNM y NO_x procedentes de ecosistemas y suelos, respectivamente. En el caso de los COVNM biogénicos, es importante destacar que su contribución al total de COVNM se sitúa entorno al 90% durante julio de 2019, y que más del 70% de estas emisiones corresponden a isoprenos y monoterpenos, que tienen un potencial de formación de O₃ elevado. En el caso de las emisiones de NO_x procedentes de suelos, y que en parte se derivan del uso de fertilizantes, su contribución al total de NO_x es bastante inferior (5% en el total y 14% en zonas rurales). Sin embargo, estudios recientes han señalado que la presencia de emisiones de NO_x de suelo puede reducir significativamente la sensibilidad del O₃ a cambios en las emisiones antropogénicas, generando así un efecto de penalización (Lu et al. 2021).
- El impacto de condiciones meteorológicas más cálidas se ha abordado de forma simplificada en este estudio. Debido a la complejidad en diseñar un caso de modelización donde solo se perturbe la temperatura en el modelo, los resultados presentados han analizado el impacto en usar dos meteorologías de años distintos (2019 frente a 2015). Cuantificar el efecto del aumento de temperaturas con el cambio climático requeriría un estudio específico complejo que excede el alcance de los trabajos previstos.
- La cuantificación del impacto de los distintos escenarios de emisión a los niveles de O₃ en España se han centrado exclusivamente en el mes de julio (periodo con las concentraciones de O₃ más elevadas). La limitada extensión del periodo de estudio, que viene determinada por el número de escenarios que se han tenido que modelizar, no permite cuantificar adecuadamente el impacto de las medidas planteadas sobre las métricas que marca la Directiva Europea 2008/50/CE relativa a la calidad del aire.
- El trabajo de contribución de fuentes se ha limitado a cuantificar las contribuciones nacionales y transfronterizas sobre España sin profundizar en contribuciones entre CCAA o por sectores de emisión.

11. Referencias

- Adame, J.A., J.P. Bolívar y B.A. de la Morena. 2010. “Surface ozone measurements in the southwest of the Iberian Peninsula (Huelva, Spain)”. *Environmental Science and Pollution Research* 17 (2): 355-368. ISSN: 0944-1344. <https://doi.org/10.1007/s11356-008-0098-9>.
- Adame, J.A., A. Lozano, J.P. Bolívar, B.A. de la Morena, J. Contreras y F. Godoy. 2008. “Behavior, distribution and variability of surface ozone at an arid region in the south of Iberian Peninsula (Seville, Spain)”. *Chemosphere* 70 (5): 841-849. ISSN: 00456535. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.07.009>.
- AEMET. 2015. *Evaluación de la calidad del Aire en España 2015*. Agencia Estatal de Meteorología. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.
- . 2016. *Evaluación de la calidad del Aire en España 2016*. Agencia Estatal de Meteorología. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.
- . 2017. *Evaluación de la calidad del Aire en España 2017*. Agencia Estatal de Meteorología. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.
- Amato, F., A. Karanasiou, T. Moreno, A. Alastuey, J. A. G. Orza, J. Lumbreras, R. Borge, E. Boldo, C. Linares y X. Querol. 2012. “Emission factors from road dust resuspension in a Mediterranean freeway”. *Atmospheric Environment* 61 (diciembre): 580-587. ISSN: 13522310. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.07.065>. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1352231012007510>.
- Appel, K. W., G. A. Pouliot, H. Simon, G. Sarwar, H. O. T. Pye, S. L. Napelenok, F. Akhtar y S. J. Roselle. 2013. “Evaluation of dust and trace metal estimates from the Community Multiscale Air Quality (CMAQ) model version 5.0”. *Geoscientific Model Development* 6 (4): 883-899. <https://doi.org/10.5194/gmd-6-883-2013>. <https://gmd.copernicus.org/articles/6/883/2013/>.
- Badia, A., y O. Jorba. 2015. “Gas-phase evaluation of the online NMMB/BSC-CTM model over Europe for 2010 in the framework of the AQMEII-Phase2 project”. *Atmospheric Environment* 115:657-669.
- Badia, A., O. Jorba, A. Voulgarakis, D. Dabdub, C. Pérez García-Pando, A. Hilboll, M. Gonçalves Ageitos y J. Zavisla. 2017. “Description and evaluation of the Multiscale Online Nonhydrostatic Atmosphere Chemistry model (NMMB-MONARCH) version 1.0: gas-phase chemistry at global scale”. *Geoscientific Model Development* 10:609-638.
- Baklanov, A., e Y. Zhang. 2020. “Advances in air quality modeling and forecasting”. *Global Transitions* 2:261-270. ISSN: 25897918. <https://doi.org/10.1016/j.glt.2020.11.001>.
- Baldasano, J. M., P. Jiménez-Guerrero, O. Jorba, C. Pérez, E. López, P. Güereca, F. Martín et al. 2008. “Caliope: an operational air quality forecasting system for the Iberian Peninsula, Balearic Islands and Canary Islands; first annual evaluation and ongoing developments”. *Advances in Science and Research* 2 (1): 89-98. <https://doi.org/10.5194/asr-2-89-2008>. <https://asr.copernicus.org/articles/2/89/2008/>.

- Borge, R., J. Lumbreras, J. Pérez, D. de la Paz, M. Vedrenne, J.M. de Andrés y M.E. Rodríguez. 2014. “Emission inventories and modeling requirements for the development of air quality plans. Application to Madrid (Spain)”. *Science of The Total Environment* 466-467 (enero): 809-819. ISSN: 00489697. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.07.093>.
- Bowdalo, D. (en preparación). “Globally Harmonised Observational Surface Treatment: Database of global surface gas observations”.
- Byun, D., y K. L. Schere. 2006. “Review of the Governing Equations, Computational Algorithms, and Other Components of the Models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) Modeling System”. *Applied Mechanics Reviews* 59, n.º 2 (marzo): 51-77. ISSN: 0003-6900. <https://doi.org/10.1115/1.2128636>. eprint: https://asmedigitalcollection.asme.org/appliedmechanicsreviews/article-pdf/59/2/51/6900902/51_1.pdf. <https://doi.org/10.1115/1.2128636>.
- Castell, N., E. Mantilla y Millan M.M. 2007. “Analysis of tropospheric ozone concentration on a Western Mediterranean site: Castellon (Spain)”. *Environmental Monitoring and Assessment* 136 (1-3): 3-11. ISSN: 0167-6369. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9723-1>.
- Crutzen, P.J. 1974. “Photochemical reactions initiated by and influencing ozone in unpolluted tropospheric air”. *Tellus* 26 (1-2): 47-57. ISSN: 00402826. <https://doi.org/10.1111/j.2153-3490.1974.tb01951.x>.
- Di Tomaso, E., J. Escribano, S. Basart, P. Ginoux, F. Macchia, F. Barnaba, F. Benincasa et al. 2022. “The MONARCH high-resolution reanalysis of desert dust aerosol over Northern Africa, the Middle East and Europe (2007–2016)”. *Earth System Science Data* 14 (6): 2785-2816. <https://doi.org/10.5194/essd-14-2785-2022>. <https://essd.copernicus.org/articles/14/2785/2022/>.
- Di Tomaso, E., N. A. J. Schutgens, O. Jorba y C. Pérez García-Pando. 2017. “Assimilation of MODIS Dark Target and Deep Blue observations in the dust aerosol component of NMMB-MONARCH version 1.0”. *Geoscientific Model Development* 10 (3): 1107-1129. <https://doi.org/10.5194/gmd-10-1107-2017>. <https://gmd.copernicus.org/articles/10/1107/2017/>.
- EEA. 2019. *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019*, European Environment Agency (<https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2019>) (accessed 18 Oct 2022).
- . 2020. *Air Quality e-Reporting Database*, European Environment Agency (<http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/aqereporting-8>) (accessed 1 May 2020).
- Escribano, J., E. Di Tomaso, O. Jorba, M. Klose, M. Gonçalves Ageitos, F. Macchia, V. Amiridis et al. 2022. “Assimilating spaceborne lidar dust extinction can improve dust forecasts”. *Atmospheric Chemistry and Physics* 22 (1): 535-560. <https://doi.org/10.5194/acp-22-535-2022>. <https://acp.copernicus.org/articles/22/535/2022/>.

- Escudero, M., A. Segers, R. Kranenburg, X. Querol, A. Alastuey, R. Borge, D. de la Paz, G. Gangoiti y M. Schaap. 2019. “Analysis of summer O₃ in the Madrid air basin with the LOTOS-EUROS chemical transport model”. *Atmospheric Chemistry and Physics* 19 (22): 14211-14232. ISSN: 1680-7324. <https://doi.org/10.5194/acp-19-14211-2019>.
- Ferreira, J., M. Guevara, J.M. Baldasano, O. Tchepel, M. Schaap, A.I. Miranda y C. Borrego. 2013. “A comparative analysis of two highly spatially resolved European atmospheric emission inventories”. *Atmospheric Environment* 75 (agosto): 43-57. ISSN: 13522310. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.03.052>.
- Gangoiti, G., M.M. Millán, R. Salvador y E. Mantilla. 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 (36): 6267-6276. ISSN: 13522310. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(01\)00440-X](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(01)00440-X).
- García, M.A., J. Villanueva, N. Pardo, I.A. Pérez y M.L. Sánchez. 2021. “Analysis of Ozone Concentrations between 2002–2020 in Urban Air in Northern Spain”. *Atmosphere* 12 (11): 1495. ISSN: 2073-4433. <https://doi.org/10.3390/atmos12111495>.
- Gonçalves, M., P. Jiménez-Guerrero y J.M. Baldasano. 2009. “Contribution of atmospheric processes affecting the dynamics of air pollution in South-Western Europe during a typical summertime photochemical episode”. *Atmospheric Chemistry and Physics* 9 (3): 849-864. ISSN: 1680-7324. <https://doi.org/10.5194/acp-9-849-2009>.
- Grewe, V., E. Tsati y P. Hoor. 2010. “On the attribution of contributions of atmospheric trace gases to emissions in atmospheric model applications”. *Geoscientific Model Development* 3 (2): 487-499. ISSN: 1991959X. <https://doi.org/10.5194/GMD-3-487-2010>.
- Guenther, A., T. Karl, P. Harley, C. Wiedinmyer, P. I. Palmer y C. Geron. 2006. “Estimates of global terrestrial isoprene emissions using MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature)”. *Atmospheric Chemistry and Physics* 6 (11): 3181-3210. <https://doi.org/10.5194/acp-6-3181-2006>. <https://acp.copernicus.org/articles/6/3181/2006/>.
- Guenther, A. B., X. Jiang, C. L. Heald, T. Sakulyanontvittaya, T. Duhl, L. K. Emmons y X. Wang. 2012. “The Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature version 2.1 (MEGAN2.1): an extended and updated framework for modeling biogenic emissions”. *Geoscientific Model Development* (noviembre): 1471-1492. <https://doi.org/10.5194/gmd-12-1885-2019>. <https://doi.org/10.5194/gmd-5-1471-2012,%202012..>
- Guevara, M., C. Tena, M. Porquet, O. Jorba y C. Pérez García-Pando. 2019. “HERMESv3, a stand-alone multiscale atmospheric emission modelling framework amp;ndash; Part 1: global and regional module”. *Geoscientific Model Development Discussions* (enero): 1-35. ISSN: 1991-962X. <https://doi.org/10.5194/gmd-2018-324>. <https://www.geosci-model-dev-discuss.net/gmd-2018-324/>.
- . 2020. “HERMESv3, a stand-alone multi-scale atmospheric emission modelling framework - Part 2: The bottom-up module”. *Geoscientific Model Development* 13, n.º 3 (marzo): 873-903. ISSN: 1991-9603. <https://doi.org/10.5194/gmd-13-873-2020>. <https://www.geosci-model-dev.net/13/873/2020/>.

- Hanisch, F., y J. N. Crowley. 2001. “The heterogeneous reactivity of gaseous nitric acid on authentic mineral dust samples, and on individual mineral and clay mineral components”. *Physical Chemistry Chemical Physics* 3 (12): 2474-2482.
- Haustein, K., C. Pérez, J. M. Baldasano, O. Jorba, S. Basart, R. L. Miller, Z. Janjic et al. 2012. “Atmospheric dust modeling from meso to global scales with the online NMMB/BSC-Dust model – Part 2: Experimental campaigns in Northern Africa”. *Atmospheric Chemistry and Physics* 12 (6): 2933-2958. <https://doi.org/10.5194/acp-12-2933-2012>. <https://acp.copernicus.org/articles/12/2933/2012/>.
- HTAP. 2010. *Hemispheric transport of air pollution 2010. Part A, Ozone and particulate matter*. ISBN: 9789211170436.
- IIASA. 2018. *The potential for cost-effective air emission reductions from international shipping through designation of further Emission Control Areas in EU waters with focus on the Mediterranean Sea*. Informe técnico. International Institute for Applied Systems Analysis.
- in'tVeld, M., C. Carnerero, J. Massagué, A. Alastuey, J.D. de la Rosa, A.M. Sánchez de la Campa, M. Escudero et al. 2021. “Understanding the local and remote source contributions to ambient O₃ during a pollution episode using a combination of experimental approaches in the Guadalquivir valley, southern Spain”. *Science of The Total Environment* 777 (julio): 144579. ISSN: 00489697. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144579>.
- Janjic, Z., e I. Gall. 2012. *Scientific documentation of the NCEP nonhydrostatic multiscale model on the B grid (NMMB). Part I Dynamics*. Informe técnico. Tech. rep., NCAR/TN-489+STR. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.5065/D6WH2MZX>. <http://nldr.library.ucar.edu/repository/collections/TECH-NOTE-000-000-000-857>.
- Janjic, Z., J. P. Gerrity y S. Nickovic. 2001. “An Alternative Approach to Nonhydrostatic Modeling”. *Monthly Weather Review* (Boston MA, USA) 129 (5): 1164-1178. [https://doi.org/10.1175/1520-0493\(2001\)129<1164:AAATNM>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0493(2001)129<1164:AAATNM>2.0.CO;2). https://journals.ametsoc.org/view/journals/mwre/129/5/1520-0493_2001_129_1164_aaatnm_2.0.co_2.xml.
- Jiménez, P., y J.M. Baldasano. 2004. “Ozone response to precursor controls in very complex terrains: Use of photochemical indicators to assess O₃ -NO_x -VOC sensitivity in the northeastern Iberian Peninsula”. *Journal of Geophysical Research* 109 (D20): D20309. ISSN: 0148-0227. <https://doi.org/10.1029/2004JD004985>.
- Jiménez, P., J. Lelieveld y J.M. Baldasano. 2006. “Multiscale modeling of air pollutants dynamics in the northwestern Mediterranean basin during a typical summertime episode”. *Journal of Geophysical Research* 111 (D18): D18306. ISSN: 0148-0227. <https://doi.org/10.1029/2005JD006516>.
- Jonson, J., M. Schulz, L. Emmons, J. Flemming, D. Henze, K. Sudo, M. Tronstad et al. 2018. “The effects of intercontinental emission sources on European air pollution levels”. *Atmospheric Chemistry and Physics* 18 (18): 13655-13672. ISSN: 16807324. <https://doi.org/10.5194/ACP-18-13655-2018>.

- Jorba, O., D. Dabdub, C. Blaszczak-Boxe, C. Pérez, Z. Janjic, J. M. Baldasano, M. Spada, A. Badia y M. Gonçalves. 2012. “Potential significance of photoexcited NO₂ on global air quality with the NMMB/BSC chemical transport model”. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 117 (D13).
- Klose, M., O. Jorba, M. Gonçalves Ageitos, J. Escribano, M. L. Dawson, V. Obiso, E. Di Tomaso, S. Basart, G. Montané Pinto, F. Macchia et al. 2021. “Mineral dust cycle in the Multiscale Online Nonhydrostatic Atmosphere Chemistry model (MONARCH) version 2.0”. *Geoscientific Model Development* 14 (10): 6403-6444.
- Kuenen, J., S. Dellaert, A. Visschedijk, J.-P. Jalkanen, I. Super y H. Denier van der Gon. 2022. “CAM5-REG-v4: a state-of-the-art high-resolution European emission inventory for air quality modelling”. *Earth System Science Data* (febrero): 14, 491-515. <https://doi.org/10.5194/essd-14-491-2022>. <https://doi.org/10.5194/essd-14-491-2022>.
- Kwok, R. H.F., K. R. Baker, S. L. Napelenok y G. S. Tonnesen. 2015. “Photochemical grid model implementation and application of VOC, NO_x, and O₃ source apportionment”. *Geoscientific Model Development* 8 (1): 99-114. ISSN: 19919603. <https://doi.org/10.5194/GMD-8-99-2015>.
- Lu, X., X. Ye, M. Zhou, Y. Zhao, H. Weng, H. Kong, K. Li et al. 2021. “The underappreciated role of agricultural soil nitrogen oxide emissions in ozone pollution regulation in North China”. *Nature Communications* 12, n.º 1 (diciembre): 5021. ISSN: 2041-1723. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-25147-9>. <https://www.nature.com/articles/s41467-021-25147-9>.
- Lupaşcu, A., y T. Butler. 2019. “Source attribution of European surface O₃ using a tagged O₃ mechanism”. *Atmospheric Chemistry and Physics* 19 (23): 14535-14558. ISSN: 1680-7324. <https://doi.org/10.5194/acp-19-14535-2019>.
- Manubens-Gil, D., J. Vegas-Regidor, C. Prodhomme, O. Mula-Valls y F. J. Doblas-Reyes. 2016. “Seamless management of ensemble climate prediction experiments on HPC platforms”. En *2016 International Conference on High Performance Computing Simulation (HPCS)*, 895-900. <https://doi.org/10.1109/HPCSim.2016.7568429>.
- Massagué, J., C. Carnerero, M. Escudero, J.M. Baldasano, A. Alastuey y X. Querol. 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 (11): 7445-7465. ISSN: 1680-7324. <https://doi.org/10.5194/acp-19-7445-2019>.
- Massagué, J., J. Contreras, A. Campos, A. Alastuey y X. Querol. 2021. “2005–2018 trends in ozone peak concentrations and spatial contributions in the Guadalquivir Valley, southern Spain”. *Atmospheric Environment* 254 (junio): 118385. ISSN: 13522310. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118385>.
- Mertens, M., V. Grewe, V. Rieger y P. Jöckel. 2018. “Revisiting the contribution of land transport and shipping emissions to tropospheric ozone”. *Atmospheric Chemistry and Physics* 18 (8): 5567-5588. ISSN: 16807324. <https://doi.org/10.5194/ACP-18-5567-2018>.

- Metzger, S., F. Dentener, S. Pandis y J. Lelieveld. 2002. “Gas/aerosol partitioning: 1. A computationally efficient model”. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 107 (D16): ACH-16.
- Millán, M.M. 2014. “Extreme hydrometeorological events and climate change predictions in Europe”. *Journal of Hydrology* 518 (octubre): 206-224. ISSN: 00221694. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.12.041>.
- Millán, M.M., E. Mantilla, R. Salvador, A. Carratalá, M.J. Sanz, L. Alonso, G. Gangoiti y M. Navazo. 2000. “Ozone Cycles in the Western Mediterranean Basin: Interpretation of Monitoring Data in Complex Coastal Terrain”. *Journal of Applied Meteorology* 39 (4): 487-508. ISSN: 0894-8763. [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(2000\)039<0487:OCITWM>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(2000)039<0487:OCITWM>2.0.CO;2).
- Millán, M.M., R. Salvador, E. Mantilla y G. Kallos. 1997. “Photooxidant dynamics in the Mediterranean basin in summer: Results from European research projects”. *Journal of Geophysical Research* 102 (D7): 8811-8823. ISSN: 01480227. <https://doi.org/10.1029/96JD03610>.
- Mills, G., F. Hayes, D. Simpson, L. Emberson, D. Norris, H. Harmens y P. Büker. 2011. “Evidence of widespread effects of ozone on crops and (semi-)natural vegetation in Europe (1990-2006) in relation to AOT40- and flux-based risk maps”. *Global Change Biology* 17 (1): 592-613. ISSN: 13541013. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02217.x>.
- Monks, P. S., A. T. Archibald, A. Colette, O. Cooper, M. Coyle, R. Derwent, D. Fowler et al. 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. ISSN: 1680-7324. <https://doi.org/10.5194/acp-15-8889-2015>.
- Oliveri Conti, G., B. Heibati, I. Kloog, M. Fiore y M. Ferrante. 2017. “A review of AirQ Models and their applications for forecasting the air pollution health outcomes”. *Environmental Science and Pollution Research* 24 (7): 6426-6445. ISSN: 0944-1344. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8180-1>.
- Otero, N., J. Sillmann, J. L. Schnell, H. W. Rust y T. Butler. 2016. “Synoptic and meteorological drivers of extreme ozone concentrations over Europe”. *Environmental Research Letters* 11 (2): 024005. ISSN: 1748-9326. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/2/024005>.
- Pai, S. J., C. L. Heald, J. R. Pierce, S. C. Farina, E. A. Marais, J. L. Jimenez, P. Campuzano-Jost, B. A Nault, A. M. Middlebrook, H. Coe et al. 2020. “An evaluation of global organic aerosol schemes using airborne observations”. *Atmospheric Chemistry and Physics (Online)* 20 (PNNL-SA-142682).
- Pay, M. T., G. Gangoiti, M. Guevara, S. Napelenok, X. Querol, O. Jorba y C. Pérez Garcia-Pando. 2019. “Ozone source apportionment during peak summer events over southwestern Europe”. *Atmospheric Chemistry and Physics* 19 (8): 5467-5494. <https://doi.org/10.5194/acp-19-5467-2019>. <https://acp.copernicus.org/articles/19/5467/2019/>.

- Pay, M. T., F. Martínez, M. Guevara y J. M. Baldasano. 2014. “Air quality forecasts on a kilometer-scale grid over complex Spanish terrains”. *Geoscientific Model Development* 7 (5): 1979-1999. <https://doi.org/10.5194/gmd-7-1979-2014>. <https://gmd.copernicus.org/articles/7/1979/2014/>.
- Pay, M. T., M. Piot, O. Jorba, S. Gassó, M. Gonçalves, S. Basart, D. Dabdub, P. Jiménez-Guerrero y J. M. Baldasano. 2010. “A full year evaluation of the CALIOPE-EU air quality modeling system over Europe for 2004”. *Atmospheric Environment* 44 (27): 3322-3342. ISSN: 1352-2310. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.05.040>. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231010004231>.
- Pérez, C., K. Haustein, Z. Janjic, O. Jorba, N. Huneus, J. M. Baldasano, T. Black et al. 2011. “Atmospheric dust modeling from meso to global scales with the online NMMB/BSC-Dust model ndash; Part 1: Model description, annual simulations and evaluation”. *Atmospheric Chemistry and Physics* 11 (24): 13001-13027. <https://doi.org/10.5194/acp-11-13001-2011>. <https://acp.copernicus.org/articles/11/13001/2011/>.
- Pérez, C., M. Sicard, O. Jorba, A. Comerón y J.M. Baldasano. 2004. “Summertime re-circulations of air pollutants over the north-eastern Iberian coast observed from systematic EARLINET lidar measurements in Barcelona”. *Atmospheric Environment* 38 (24): 3983-4000. ISSN: 13522310. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.04.010>.
- Ponche, J.-L., y J.-F. Vinuesa. 2005. “Emission scenarios for air quality management and applications at local and regional scales including the effects of the future European emission regulation (2015) for the upper Rhine valley”. *Atmospheric Chemistry and Physics* 5 (4): 999-1014. ISSN: 1680-7324. <https://doi.org/10.5194/acp-5-999-2005>.
- Querol, X., A. Alastuey, G. Gangoiiti, N. Perez, H.K. Lee, H.R. Eun, Y. Park et al. 2018. “Phenomenology of summer ozone episodes over the Madrid Metropolitan Area, central Spain”. *Atmospheric Chemistry and Physics* 18, n.º 9 (mayo): 6511-6533. ISSN: 1680-7324. <https://doi.org/10.5194/acp-18-6511-2018>. <https://acp.copernicus.org/articles/18/6511/2018/>.
- Querol, X., A. Alastuey, C. Reche, A. Orió, M. Pallares, F. Reina, J.J. Dieguez et al. 2016. “On the origin of the highest ozone episodes in Spain”. *Science of The Total Environment* 572 (diciembre): 379-389. ISSN: 00489697. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.193>. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969716316473>.
- Querol, X., G. Gangoiiti, E. Mantilla, A. Alastuey, M.C. Minguillón, F. Amato, C. Reche et al. 2017. “Phenomenology of high-ozone episodes in NE Spain”. *Atmospheric Chemistry and Physics* 17 (4): 2817-2838. ISSN: 1680-7324. <https://doi.org/10.5194/acp-17-2817-2017>.
- Riemer, N., H. Vogel, B. Vogel, B. Schell, I. Ackermann, C. Kessler y H. Hass. 2003. “Impact of the heterogeneous hydrolysis of N₂O₅ on chemistry and nitrate aerosol formation in the lower troposphere under photochemical conditions”. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 108 (D4). <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2002JD002436>. <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1029/2002JD002436>.

- Romero-Alvarez, J., A. Lupaşcu, D. Lowe, A. Badia, S. Archer-Nicholls, C. Dorling S. Reeves y T. Butler. 2022. “Sources of surface O₃ in the UK: tagging O₃ within WRF-Chem”. *Atmospheric Chemistry and Physics* 22 (20): 13797-13815. ISSN: 1680-7324. <https://doi.org/10.5194/ACP-22-13797-2022>. <https://acp.copernicus.org/articles/22/13797/2022/>.
- Sarwar, G., H. Simon, P. Bhawe y G. Yarwood. 2012. “Examining the impact of heterogeneous nitril chloride production on air quality across the United States”. *Atmospheric Chemistry and Physics* 12 (14): 6455-6473.
- Sessions, W. R., J. S. Reid, A. Benedetti, P. R. Colarco, A. da Silva, S. Lu, T. Sekiyama et al. 2015. “Development towards a global operational aerosol consensus: basic climatological characteristics of the International Cooperative for Aerosol Prediction Multi-Model Ensemble (ICAP-MME)”. *Atmospheric Chemistry and Physics* 15 (1): 335-362. <https://doi.org/10.5194/acp-15-335-2015>. <https://acp.copernicus.org/articles/15/335/2015/>.
- Skamarock, W. C., y J. B. Klemp. 2008. “A time-split nonhydrostatic atmospheric model for weather research and forecasting applications”. Predicting weather, climate and extreme events, *Journal of Computational Physics* 227 (7): 3465-3485. ISSN: 0021-9991. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jcp.2007.01.037>. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0021999107000459>.
- Soret, A., M. Guevara y J. M. Baldasano. 2014. “The potential impacts of electric vehicles on air quality in the urban areas of Barcelona and Madrid (Spain)”. *Atmospheric Environment* 99:51-63. ISSN: 1352-2310. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.09.048>. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231014007419>.
- Spada, M. 2015. “Development and evaluation of an atmospheric aerosol module implemented within the NMMB/BSC-CTM”. Tesis doctoral, Universitat Politècnica de Catalunya.
- Spada, M., O. Jorba, C. Pérez García-Pando, Z. Janjic y J. M. Baldasano. 2013. “Modeling and evaluation of the global sea-salt aerosol distribution: sensitivity to size-resolved and sea-surface temperature dependent emission schemes”. *Atmospheric Chemistry and Physics* 13 (23): 11735-11755.
- Thunis, P., A. Clappier, L. Tarrason, C. Cuvelier, A. Monteiro, E. Pisoni, J. Wesseling et al. 2019. “Source apportionment to support air quality planning: Strengths and weaknesses of existing approaches”. *Environment international* 130 (septiembre). ISSN: 1873-6750. <https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2019.05.019>. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/31226558/>.
- Toll, I., y J.M. Baldasano. 2000. “Modeling of photochemical air pollution in the Barcelona area with highly disaggregated anthropogenic and biogenic emissions”. *Atmospheric Environment* 34 (19): 3069-3084. ISSN: 13522310. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00498-7](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00498-7).
- Tolocka, M. P., T. D. Saul y M. V. Johnston. 2004. “Reactive uptake of nitric acid into aqueous sodium chloride droplets using real-time single-particle mass spectrometry”. *The Journal of Physical Chemistry A* 108 (14): 2659-2665.

- Valverde, V., M.T. Pay y J.M. Baldasano. 2016. “Ozone attributed to Madrid and Barcelona on-road transport emissions: Characterization of plume dynamics over the Iberian Peninsula”. *Science of The Total Environment* 543 (febrero): 670-682. ISSN: 00489697. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.070>.
- Vivanco, M.G., J.L. Garrido, F. Martín, M.R. Theobald, V. Gil, J.L. Santiago, Y. Lechón et al. 2021. “Assessment of the Effects of the Spanish National Air Pollution Control Programme on Air Quality”. *Atmosphere* 12 (2): 158. ISSN: 2073-4433. <https://doi.org/10.3390/atmos12020158>.
- Whitten, G. Z., G. Heo, Y. Kimura, E. McDonald-Buller, D. T. Allen, W. Carter y G. Yarwood. 2010. “A new condensed toluene mechanism for Carbon Bond: CB05-TU”. *Atmospheric Chemical Mechanisms: Selected Papers from the 2008 Conference, Atmospheric Environment* 44 (40): 5346-5355. ISSN: 1352-2310. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.12.029>. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231009010632>.
- WHO. 2021. *WHO global air quality guidelines. Particulate matter (PM 2.5 and PM 10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide*. World Health Organization.
- Wild, O., X. Zhu y M. J. Prather. 2000. “Fast-J: Accurate simulation of in-and below-cloud photolysis in tropospheric chemical models”. *Journal of Atmospheric Chemistry* 37 (3): 245-282.
- Xian, P., J. S. Reid, E. J. Hyer, C. R. Sampson, J. I. Rubin, M. Ades, N. Asencio et al. 2019. “Current state of the global operational aerosol multi-model ensemble: An update from the International Cooperative for Aerosol Prediction (ICAP)”. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 145 (S1): 176-209. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/qj.3497>. eprint: <https://rmets.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/qj.3497>. <https://rmets.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/qj.3497>.
- Yarwood, G., S. Rao, M. Yocke y G. Z. Whitten. 2005. “Updates to the carbon bond chemical mechanism: CB05”. *Final report to the US EPA, RT-0400675* 8:13.
- Zohdirad, H., J. Jiang, S. Aksoyoglu, M. Montazeri, K. Ashrafi y A. Prévôt. 2022. “Investigating sources of surface ozone in central Europe during the hot summer in 2018: High temperatures, but not so high ozone”. *Atmospheric Environment* 279 (junio): 119099. ISSN: 1352-2310. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2022.119099>.

A. Anexo: Métricas FAIRMODE

A nivel europeo, la iniciativa FAIRMODE ha propuesto indicadores para evaluar la calidad de los modelos de calidad del aire, teniendo en cuenta las incertidumbres afectando también las observaciones (https://fairmode.jrc.ec.europa.eu/document/fairmode/WG1/Guidance_MQO_Bench_vs3.3_20220519.pdf).

El MQI (*modelling quality indicator* en inglés) de una predicción individual en una estación se calcula con la siguiente formula: $MQI_i = |M_i - O_i| / (\beta U(O_i))$ con M_i y O_i los valores del modelo y de la observación, $U(O_i)$ la incertidumbre a 95 % de la observación O_i , y β un factor

arbitrariamente puesto a un valor de 2 por los expertos de FAIRMODE. En este contexto, una predicción se considera de calidad razonable si su MQI queda por debajo de 1. Dicho de otra manera, una predicción se considera de calidad razonable cuando su error queda por debajo del doble de la incertidumbre afectando la observación. Considerando una serie temporal en una estación, el MQI global de la serie se calcula con las fórmulas siguientes:

$$\text{MQI} = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^N (O_i - M_i)^2 / N}}{\beta \sqrt{\sum_{i=1}^N U(O_i)^2 / N}} \quad (1a)$$

$$U(O_i) = U_r(\text{RV}) \sqrt{(1 - \alpha^2) O_i^2 + \alpha^2 \text{RV}^2} \quad (1b)$$

donde los valores de los parámetros depende del contaminante, y valen $\text{RV} = 120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (*the reference value*), $\alpha = 0,79$ y $U_r(\text{RV}) = 0,18$ para el O_3 .

B. Anexo: Control de calidad aplicado a los datos de observación

La Tabla B.1 describe los diferentes filtros aplicados para asegurarnos de la calidad de las observaciones usadas en la Sección 8, usando los metadatos disponibles en GHOST (*Globally Harmonised Observational Surface Treatment*).

Tabla B.1: Descripción de los filtros de GHOST aplicados en las observaciones de calidad del aire.

Filtro	Descripción
0	Falta la medida (i.e. NaN).
1	El valor es infinito – ocurre cuando los valores de datos están fuera del rango que puede manejar el tipo de datos <i>float32</i> (-3.4E+38 to +3.4E+38).
2	La medición es negativa en términos absolutos.
3	La medida es igual a cero.
6	Las mediciones están asociadas con indicadores de calidad de datos proporcionados por el proveedor de datos que los arquitectos del proyecto GHOST han decretado como asociados con una incertidumbre/sesgo sustancial.
8	Después de la selección con los filtros claves, no quedan datos válidos para promediar en la ventana temporal.
10	La metodología de medición utilizada aún no se ha mapeado en diccionarios estandarizados de metodologías de medición.
18	Se desconoce el nombre específico del método de medición.
20	El muestreo primario no es apropiado para preparar el parámetro específico para la medición posterior.
21	La preparación de la muestra no es adecuada para preparar el parámetro específico para la medición posterior.
22	No se conoce la metodología de medición utilizada para poder medir el parámetro específico.
72	La medición es inferior o igual al límite inferior preferencial de detección.
75	La medición es superior o igual al límite superior preferencial de detección.
82	La resolución preferencial para la medida es más gruesa que un límite establecido (variable por parámetro medido).
83	La resolución de la medida se analiza mes a mes. Si la diferencia mínima entre las observaciones es más gruesa que un límite establecido (variable por parámetro medido), las mediciones se marcan.
90	Compruebe si hay valores persistentemente recurrentes. La comprobación se realiza mediante una ventana móvil de 9 medidas. Si 5/6 (es decir, 83.33%) de los valores de la ventana son iguales, se filtra toda la ventana.
91	Compruebe si hay valores persistentemente recurrentes. La comprobación se realiza mediante una ventana móvil de 12 medidas. Si 9/12 (es decir, 75%) de los valores de la ventana son iguales, se filtra toda la ventana.
92	Compruebe si hay valores persistentemente recurrentes. La comprobación se realiza mediante una ventana móvil de 24 medidas. Si 16/24 (es decir, 66.66%) de los valores de la ventana son iguales, se filtra toda la ventana.
110	El valor medido es inferior o superior a los límites inferior/superior científicamente viables (variable por parámetro).
111	La mediana de las medidas en un mes es superior a un límite científicamente factible (variable por parámetro).
112	Se ha informado que los datos son atípicos a través de indicadores de datos por parte de los reporteros de datos de la red (y no se verificaron manualmente ni se verificaron como válidos).
113	Los datos se han encontrado y filtrado manualmente para ser un valor atípico.
131	2 de las distribuciones de 3 meses se clasifican como Zona 6 o superior, lo que sugiere que existen razones potencialmente sistemáticas para las distribuciones inconsistentes a lo largo de los 3 meses.
132	4 de las distribuciones de 6 meses se clasifican como Zona 6 o superior, lo que sugiere que existen razones potencialmente sistemáticas para las distribuciones inconsistentes a lo largo de los 6 meses.
133	8 de las distribuciones de 12 meses se clasifican como Zona 6 o superior, lo que sugiere que existen razones potencialmente sistemáticas para las distribuciones inconsistentes a lo largo de los 12 meses.

C. Anexo: Contribución de fuentes transfronterizas por comunidad autónoma

A continuación se representa como varían las contribuciones en distintas estaciones de calidad del aire caracterizadas por registrar concentraciones de O₃ elevadas por comunidad autónoma. En la Figura C.1, se muestra la serie temporal de los resultados para diferentes estaciones el verano del 2015 (junio a agosto) en los paneles de la izquierda junto a las diferentes contribuciones promedio del verano de los años 2015, 2016 y 2017 por diferentes rangos de concentración (paneles de la derecha). Las estaciones de la Comunidad de Madrid, Cataluña, Comunitat Valenciana y Andalucía se han mostrado en la Figura 6.

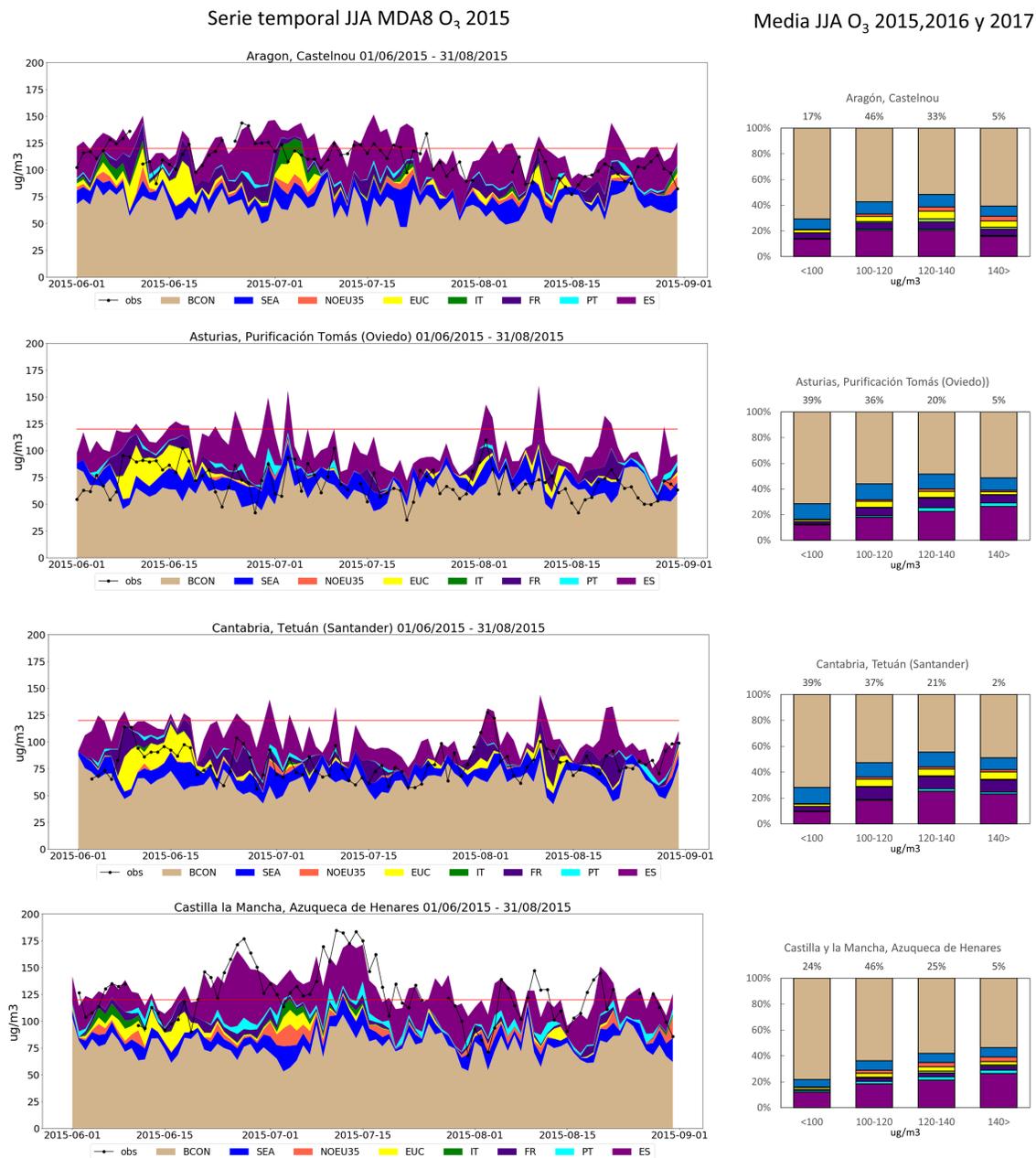


Figura C.1: Contribuciones al O₃^(mda8) en ciertas estaciones de las comunidades autónomas de Aragón, Asturias, Cantabria y Castilla-La Mancha.

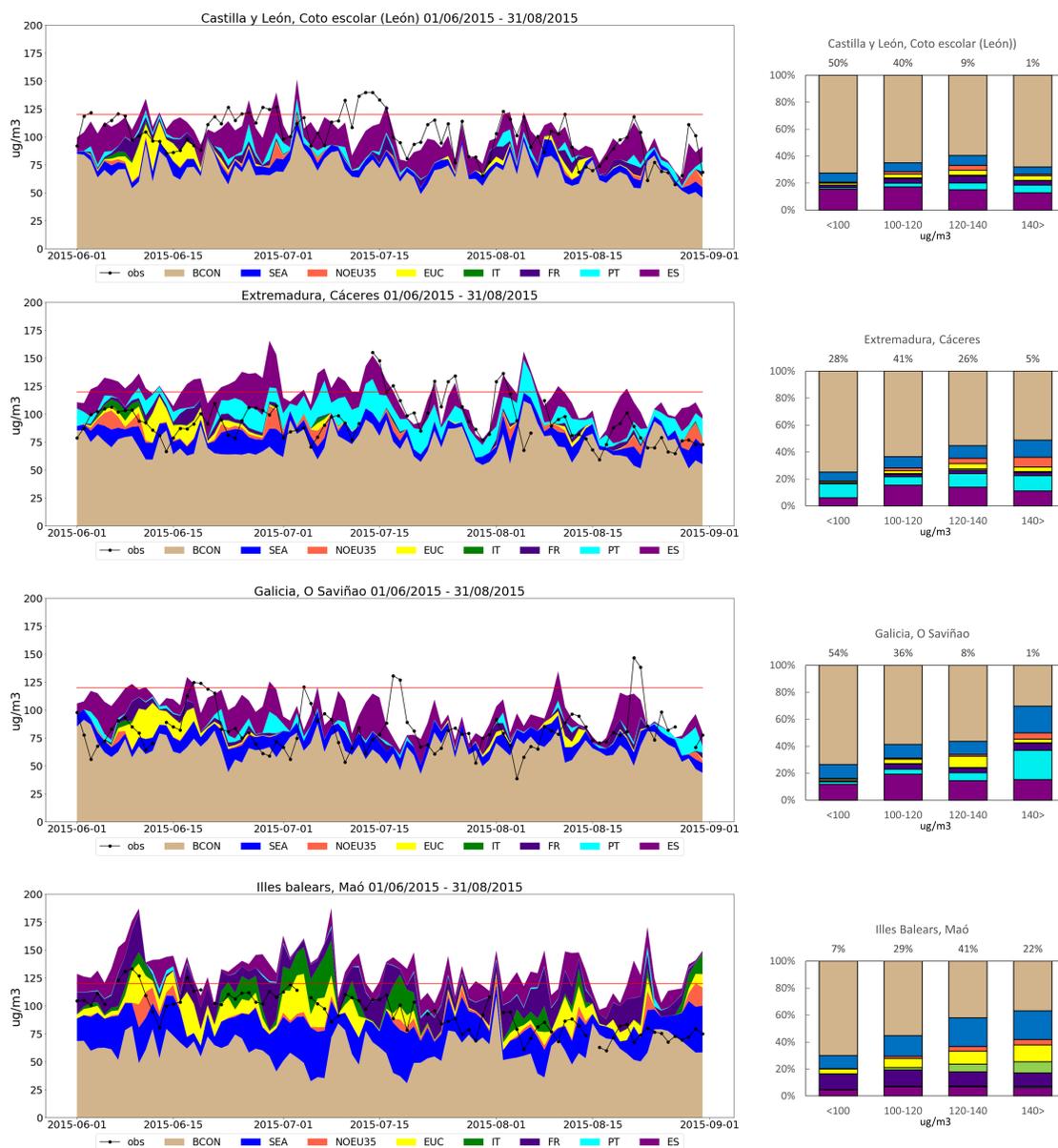


Figura C.2: Contribuciones al $\text{O}_3^{(\text{mda}8)}$ en ciertas estaciones de las comunidades autónomas de Castilla y León, Extremadura, Galicia y Illes Balears.

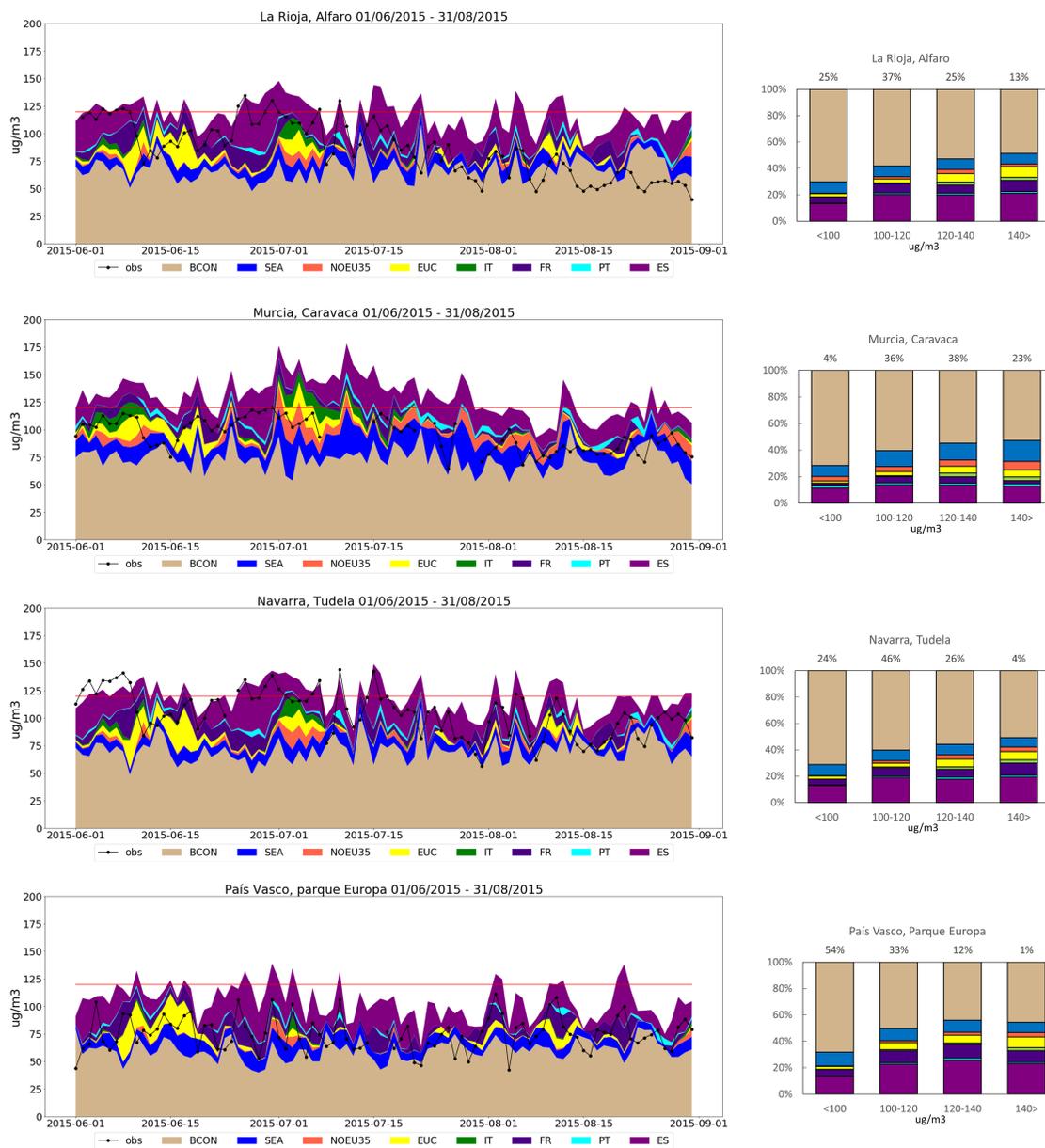


Figura C.3: Contribuciones al $O_3^{(mda8)}$ en ciertas estaciones de las comunidades autónomas de La Rioja, Murcia, Navarra y País Vasco.

D. Anexo: Metodología Escenario de Emisiones Planificado

D.1. Industria Manufacturera

D.1.1. Plantas Cementeras

La proyección de los cambios en las emisiones de las plantas cementeras para el 2030 se calcula a partir de la relación entre la evolución de los factores de emisión de NO_x y COVNM medidos por OFICEMEN y el porcentaje de coque en la mezcla de combustibles usados en estas plantas (MITERD, comunicación personal) para el periodo 2007 hasta 2020.

De la relación entre estos dos parámetros se deriva una línea de tendencia exponencial para cada contaminante, tal y como muestra en la siguiente figura.

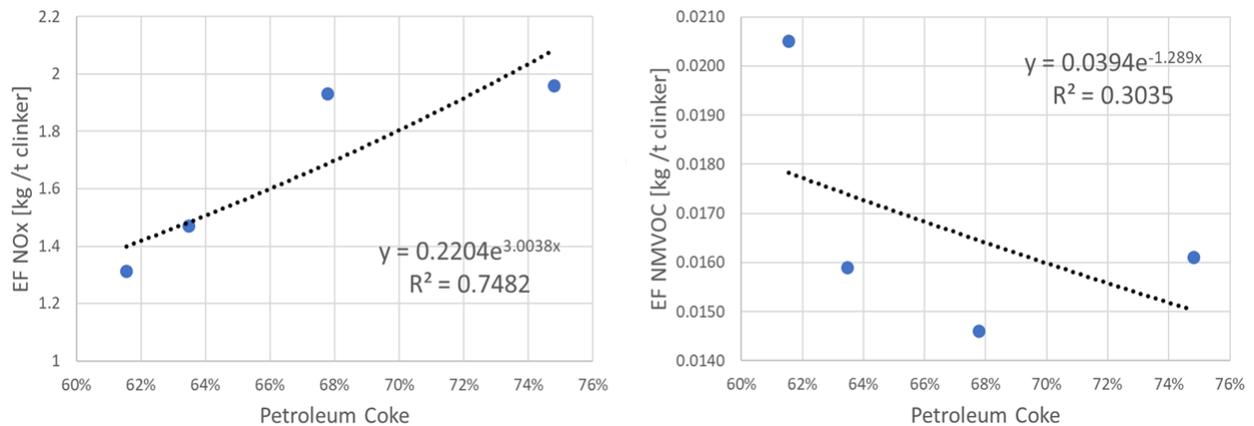


Figura D.4: Ecuación para estimar la proyección de los FE para el año 2030

Con la ecuación calculada para cada contaminante, combinada con la información reportada por el PNIIECC, que indica que en el 2030 el porcentaje de coque en la mezcla de combustible será del 47 %, se estiman los FE de NO_x y COVNM para el 2030, tal y como señala en la Tabla D.2.

Tabla D.2: Factores de emisión de NO_x y COVNM y porcentajes de coque en la mezcla de combustibles usados medidos en cementeras para el periodo 2007 hasta 2020 y proyectados para 2030.

Periodo	Porcentaje de coque [%]	EF NO_x [kg/t clinker]	EF COVNM [kg/t clinker]
2007-2011	75 %	1.960	0.0161
2009-2011	68 %	1.930	0.0146
2014-2018	63 %	1.471	0.0159
2016-2020	62 %	1.313	0.0205
2030	47 %	0.908	0.0215

Finalmente, el factor de ajuste para la proyección de las emisiones de cementeras se calcula

como la variación relativa entre los factores de emisión medidos para el periodo de 2016 a 2020 y los proyectados para el 2030.

Tabla D.3: Factor de ajuste de las emisiones para plantas cementeras.

Periodo	Porcentaje de coke [%]	FA NO _x	FA COVNM
2030	47%	0.69	1.05

D.1.2. Cogeneración Industrial

Para la proyección de las emisiones en instalaciones de cogeneración industrial, se consideró la evolución del consumo de combustible reportada por el PNIEC entre los años 2020 hasta 2030 para este tipo de instalaciones, y que se presenta en la Tabla D.4. Es importante señalar que en las proyecciones del PNIEC, los consumos del año 2020 no tienen en cuenta el impacto de la restricciones por COVID-19, ya que se desconocían en el momento de su estimación. Se asume que todos los contaminantes varían homogéneamente de acuerdo a la evolución de los consumos debido a la falta de datos más específicos.

Tabla D.4: Evolución del consumo de combustible [kteps] y factores de ajuste (FA) en el sector de la cogeneración industrial según PNIEC.

Sector industrial	2020	2030	FA
Cogeneración carbón	47.8	0.0	0
Cogeneración gas	4967	3132.9	0.63
Cogeneración petrolíferos	467.2	176.3	0.38
Cogeneración renovable	21.8	59.5	1.74

D.1.3. Industrias del vidrio, cal, cerámica y ladrillo

De la misma forma que la cogeneración de energía, para el sector de la industria del vidrio, cal, cerámica y ladrillo, los factores de ajuste se calculan a partir de la evolución del consumo de combustible entre los años 2020 y 2030 derivada del PNIEC (Tabla D.5). Se asume que todos los contaminantes varían homogéneamente de acuerdo a la evolución del consumo debido a la falta de datos más específicos.

Tabla D.5: Evolución del consumo de combustible [ktps] y factores de ajuste (FA) en la industria del vidrio, cal, cerámica y ladrillo

Sector Industrial	2020	2030	FA
Vidrio hueco	142.3	156.5	1.10
Vidrio Plano	158.2	180.8	1.18
Vidrio reciclado	133.2	145.5	1.08
Cal. proceso calor de caldera	185.2	180.0	0.97
Proceso calor de caldera	962.2	1015.6	1.02

D.1.4. Plantas de hierro y acero

La proyección de las emisiones de este sector se deriva a partir de la evolución de los consumos de combustible entre 2020 y 2030 reportados por el PNIEC (Tabla D.6). Se asume que todos los contaminantes varían homogéneamente de acuerdo a la evolución del consumo debido a la falta de datos más específicos.

Tabla D.6: Evolución del consumo de combustible [ktps] y factores de ajuste (FA) en las plantas de hierro y acero

Sector industrial	2020	2030	FA
Arco eléctrico	424.5	407.1	0.96
Proceso final	120.3	124.6	1.03
Siderurgia integral (alto horno)	10.5	10.2	0.97
Siderurgia integral (resto BOF)	1772.3	1577.6	0.89

D.2. Uso de solventes

La proyección de las emisiones relacionadas con actividades de aplicación de pintura en revestimientos se realiza teniendo en cuenta los factores de ajuste por actividad reportador por MITERD (comunicación personal Tabla D.7). Es importante señalar que en el caso de la fabricación de automóviles, además del factor de ajuste aplicado en todas las plantas, se ha incluido también el cierre de la planta de NISAN en Barcelona, ya que no estaba contemplada en las proyecciones oficiales.

Tabla D.7: Factor de ajuste (FA) de las emisiones de COVNM en el uso de solventes por actividad industrial

Industria	FA
Aplicación de pintura industrial	0.947
Industria de la impresión	0.982
Aplicación de recubrimientos	0.998
Fabricación de automóviles	0.690

E. Anexo: Resultados emisiones

E.1. Escenario Planificado (EP)

La Figura E.5 muestra en el panel superior la distribución espacial de las emisiones de NO_x del sector de tráfico rodado en (a) EB, (b) EP, y (c) la diferencia absoluta del EP-EB. Se puede resaltar que HERMESv3 distribuye las emisiones de este sector sobre la malla vehicular. Las emisiones de NO_x alcanzan valores superiores a 400 t/año en las principales áreas urbanas (eg. Madrid, Barcelona, Valencia, Sevilla) en el EB, mientras que en el EP las emisiones de las principales áreas urbanas están entre 100 t/año y 400 t/año logrando en algunos caso reducciones superiores a las 50 t/año entre el EP y EB.

En la misma Figura E.5, el panel inferior representa la distribución espacial de las emisiones de COVNM del sector de tráfico rodado en (d) EB, (e) EP, y (f) la diferencia absoluta del EP-EB. En este caso, las emisiones de COVNM se generan principalmente en las áreas urbanas como consecuencia de la evaporación de gasolina. Como resultado de la aplicación del factor de ajuste en el escenario planificado, las emisiones de COVNM aumentan entre 2 t/año y 10 t/año principalmente en las áreas urbanas.

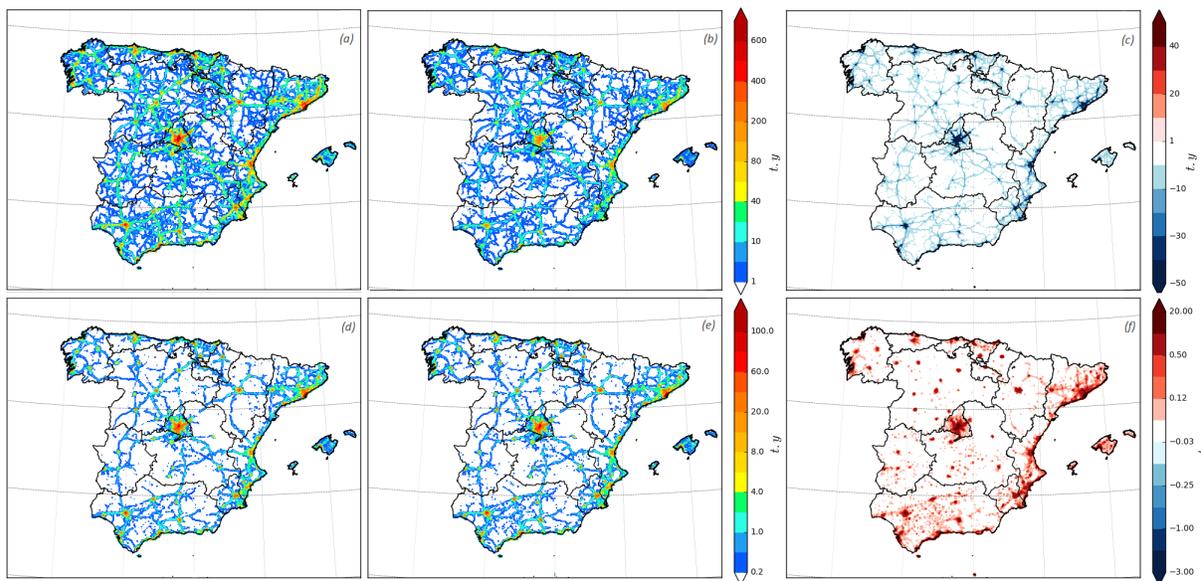


Figura E.5: Distribución espacial de las emisiones de NO_x (panel superior) y COVNM (panel inferior) del sector de tráfico rodado en (a y d) EB, (b y e) EP, y (c y f) la diferencia absoluta del EP-EB.

La Figura E.6 muestra la distribución espacial de las emisiones de COVNM del sector de uso de solventes en (a) EB, (b) EP, y (c) la diferencia absoluta del EP-EB. Las emisiones de este contaminante se distribuyen principalmente en los centros urbanos como consecuencia del uso doméstico de solventes, así como en zonas donde se localizan industrias específicas de este sector (p. ej. aplicación de pintura industrial o industrias de la impresión). En áreas como Madrid, Barcelona y Valencia las emisiones anuales de COVNM pueden alcanzar entre 1200

t/año y 1900 t/año, así mismo, como resultado de los factores de ajuste aplicados para el EP, las emisiones de COVNM se logran reducir entre 5 t y 40 t en el EP con respecto al EB.

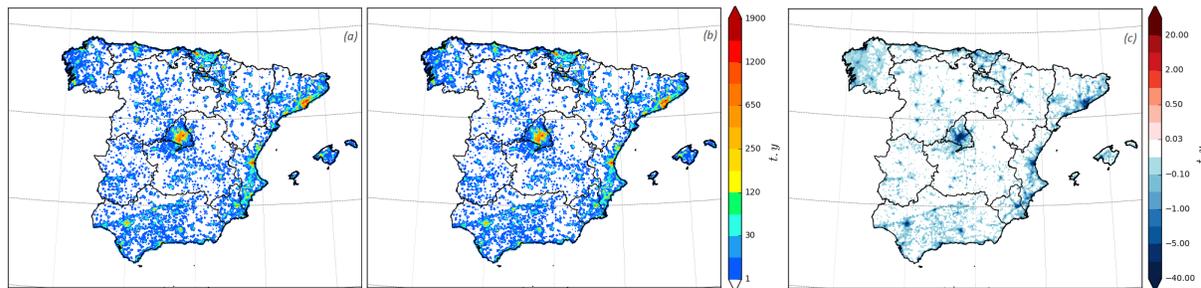


Figura E.6: Distribución espacial de las emisiones de COVNM del sector de uso de solventes en (a) EB, (b) EP, y (c) la diferencia absoluta del EP-EB.

F. Anexo: Figuras adicionales sobre el impacto del EP frente al EB

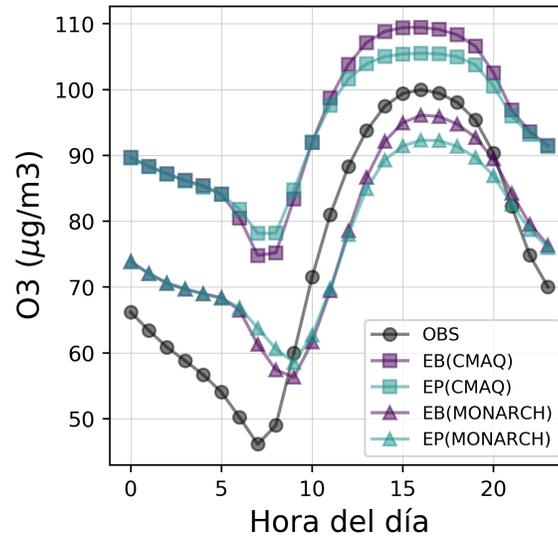


Figura F.7: Perfiles diurnos de O₃ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] de WRF-CMAQ y MONARCH en EB y EP, durante el periodo junio-agosto de 2019.

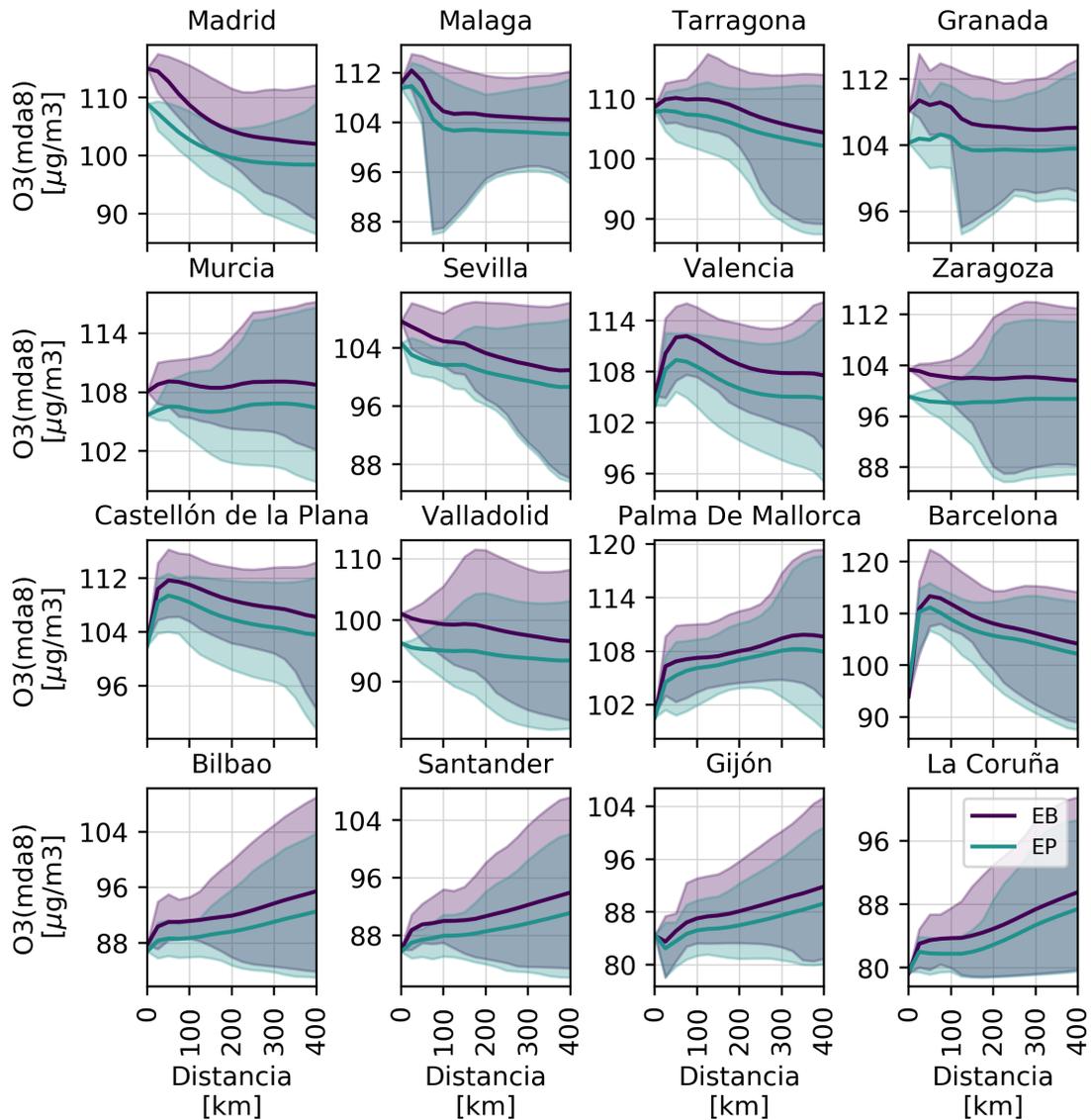


Figura F.8: Evolución del $O_3^{(mda8)}$ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] en EB y EP alrededor de algunas ciudades (promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH, julio de 2019). Los valores corresponden al promedio y los percentiles 5 y 95 del $O_3^{(mda8)}$ calculados sobre el área cubierta por un anillo (con espesor de 25km) centrado en el centro de la ciudad para distintos radios incrementales.

G. Anexo: Resultado del escenario EE_I25

En este anexo se muestra el resultado del escenario EE_I25 discutido en la Sección 8.3.5 ajustando la escala de colores.

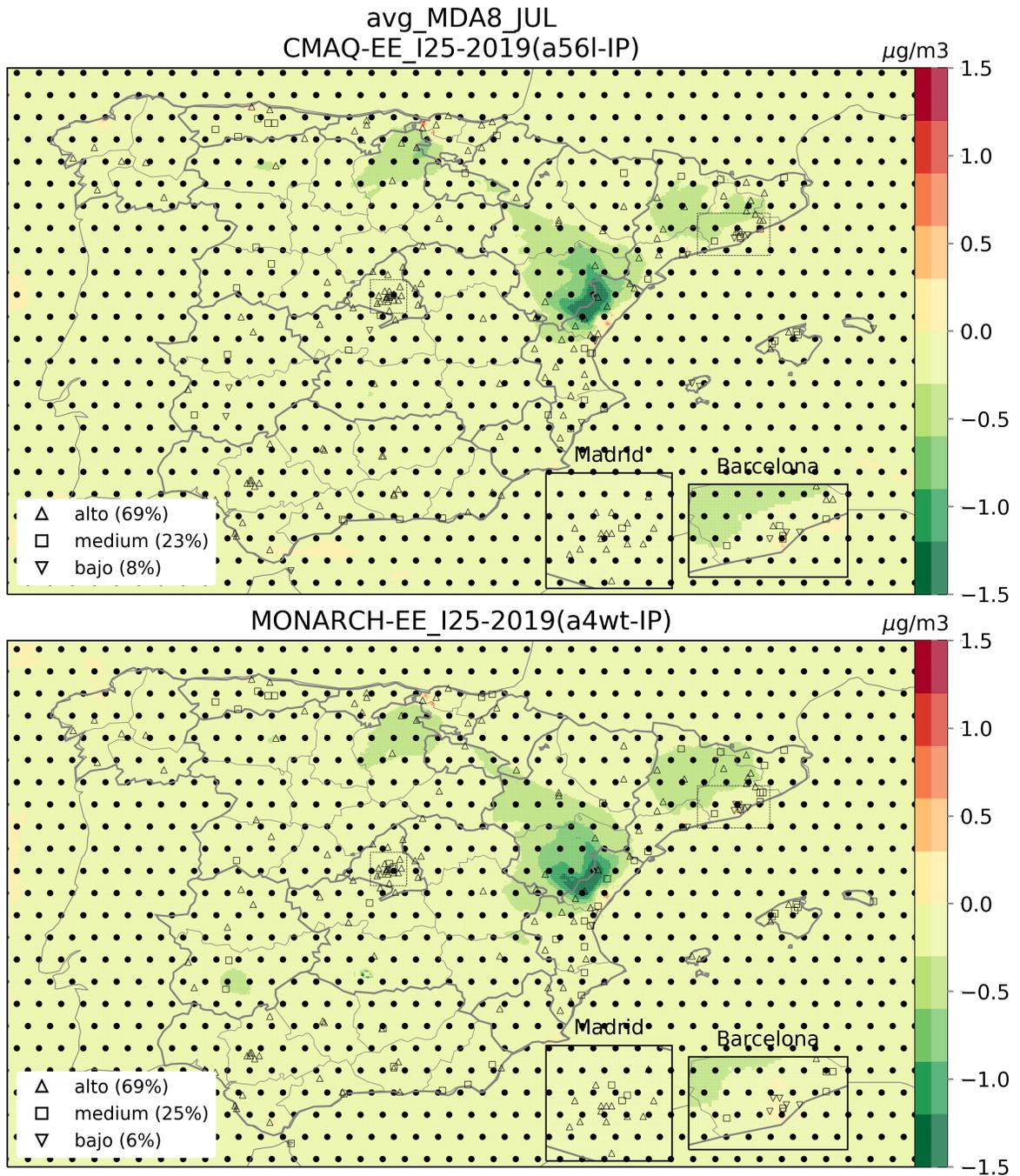


Figura G.9: Diferencia de $O_3^{(mda8)}$ entre EE_I25 y EP en julio de 2019, para WRF-CMAQ (arriba) y MONARCH (abajo). Se indican las celdas (zonas menos transparentes sin puntos) donde el cambio aparece estadísticamente significativo (*Mann Whitney U Test*) con un nivel de confianza de 90%. El rendimiento de los modelos obtenido con el escenario base EB en las celdas con observaciones se representa con símbolos (ver leyenda de la Figura 12).

H. Anexo: Resultados de los escenarios de emisiones en las diferentes CCAA

Este Anexo muestra los resultados de los escenarios de emisiones en cada comunidad autónoma (ver la Sección 8.3.1 para la discusión).

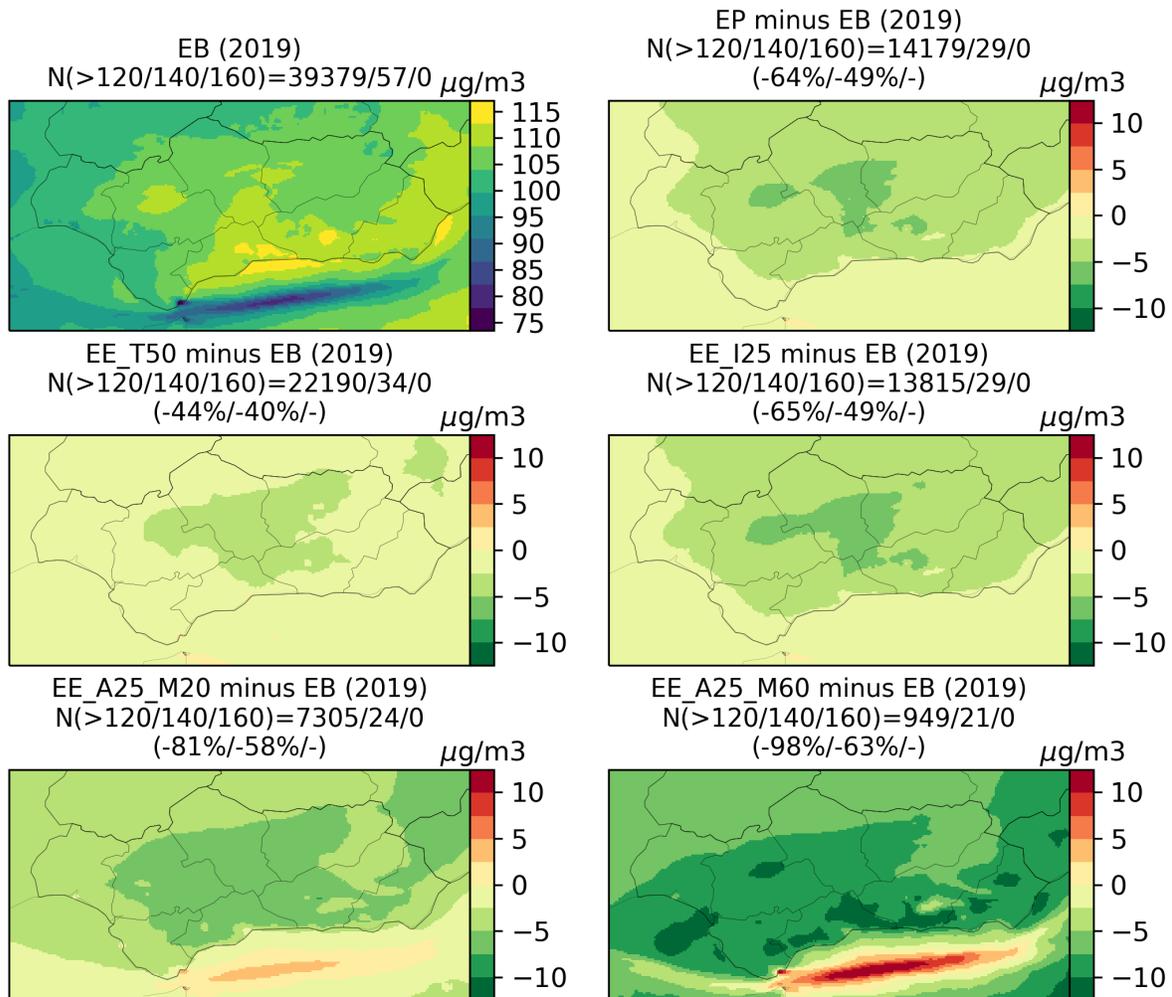


Figura H.10: Impacto de los escenarios de emisiones sobre el $O_3^{(\text{mda}8)}$ en Andalucía (promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH) durante julio de 2019: $O_3^{(\text{mda}8)}$ promedio obtenido con el EB, y diferencias entre los diferentes escenarios específicos y EB. Se incluye el número de superaciones de los valores de 120, 140 y 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ simuladas durante el mes sobre el territorio de la comunidad autónoma (las escalas de colores se adaptan a los valores obtenidos específicamente sobre este territorio).

Tabla H.8: Impacto de los escenarios en el número de superaciones de $O_3^{(d1max)}$ en julio de 2019. N(OBS) corresponde aquí al número de superaciones observadas por encima de distintos niveles de concentración [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]. Los resultados se presentan para toda España y las diferentes CCAA (España: ESP, Andalucía: AND, Aragón: ARA, Cantabria: CAN, Castilla y León: CyL, Castilla-La Mancha: CIM, Cataluña: CAT, Ciudad de Ceuta: CEU, Ciudad de Melilla: MEL, Comunidad Foral de Navarra: NAV, Comunidad de Madrid: MAD, Comunitat Valenciana: VAL, Extremadura: EXT, Galicia: GAL, Illes Balears: BAL, La Rioja: RIO, País Vasco: PV, Melilla: MEL, Ceuta: CEU, Principado de Asturias: AST, Región de Murcia: MUR). N(OBS), aunque solo se enseñan los casos (CCAA y/o niveles de concentración) donde se observan superaciones.

CCAA	Nivel de concentración	N(OBS)	EE_T50	EP	EE_I25	EE_A25_M20	EE_A25_M60
ESP	140	625	-28 %	-51 %	-53 %	-57 %	-66 %
	160	162	-40 %	-62 %	-64 %	-65 %	-73 %
	180	44	-44 %	-77 %	-78 %	-80 %	-85 %
	200	10	-60 %	-60 %	-60 %	-60 %	-65 %
AND	140	59	-47 %	-71 %	-72 %	-81 %	-92 %
	160	2	-50 %	-50 %	-50 %	-75 %	-100 %
ARA	140	8	-69 %	-75 %	-75 %	-75 %	-94 %
AST	140	2	0 %	-50 %	-50 %	-50 %	-75 %
BAL	140	9	-17 %	-22 %	-22 %	-39 %	-50 %
	160	1	0 %	0 %	0 %	0 %	-100 %
CyL	140	31	-29 %	-56 %	-61 %	-61 %	-73 %
	160	6	-42 %	-83 %	-83 %	-83 %	-83 %
	180	1	0 %	-100 %	-100 %	-100 %	-100 %
CIM	140	35	-37 %	-67 %	-67 %	-70 %	-71 %
	160	6	-50 %	-67 %	-67 %	-67 %	-75 %
	180	1	0 %	-100 %	-100 %	-100 %	-100 %
CAT	140	139	-18 %	-29 %	-31 %	-39 %	-55 %
	160	57	-36 %	-54 %	-54 %	-57 %	-65 %
	180	20	-45 %	-62 %	-62 %	-65 %	-78 %
	200	4	-25 %	-25 %	-25 %	-25 %	-38 %
EXT	140	12	-33 %	-42 %	-42 %	-42 %	-54 %
	160	5	-20 %	-20 %	-30 %	-20 %	-30 %
	180	2	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
	200	1	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
GAL	140	5	-80 %	-100 %	-100 %	-100 %	-100 %
MAD	140	253	-24 %	-55 %	-56 %	-59 %	-63 %
	160	75	-46 %	-73 %	-73 %	-77 %	-79 %
	180	17	-50 %	-100 %	-100 %	-100 %	-100 %
	200	5	-100 %	-100 %	-100 %	-100 %	-100 %
MUR	140	2	-75 %	-100 %	-100 %	-100 %	-100 %
PV	140	4	-50 %	-62 %	-62 %	-62 %	-62 %
	160	1	0 %	-50 %	-50 %	-50 %	-50 %
VAL	140	65	-32 %	-48 %	-59 %	-56 %	-74 %
	160	9	-17 %	-50 %	-61 %	-50 %	-83 %
	180	3	-67 %	-83 %	-100 %	-100 %	-100 %

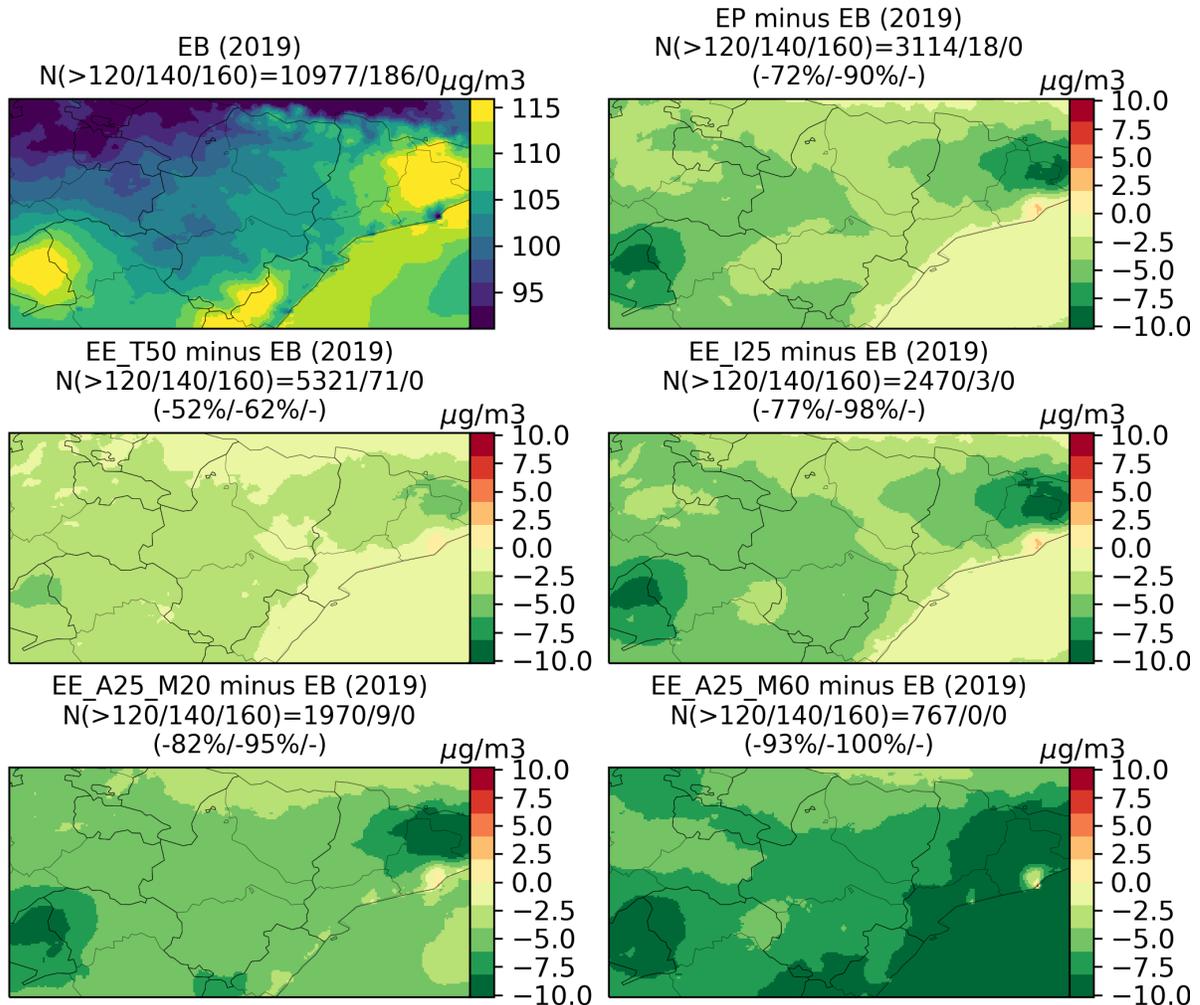


Figura H.11: Impacto de los escenarios de emisiones sobre el $O_3^{(mda8)}$ en Aragón (promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH) durante julio de 2019: $O_3^{(mda8)}$ promedio obtenido con el EB, y diferencias entre los diferentes escenarios específicos y EB. Se incluye el número de superaciones de los valores de 120, 140 y 160 $\mu g/m^3$ simuladas durante el mes sobre el territorio de la comunidad autónoma (las escalas de colores se adaptan a los valores obtenidos específicamente sobre este territorio).

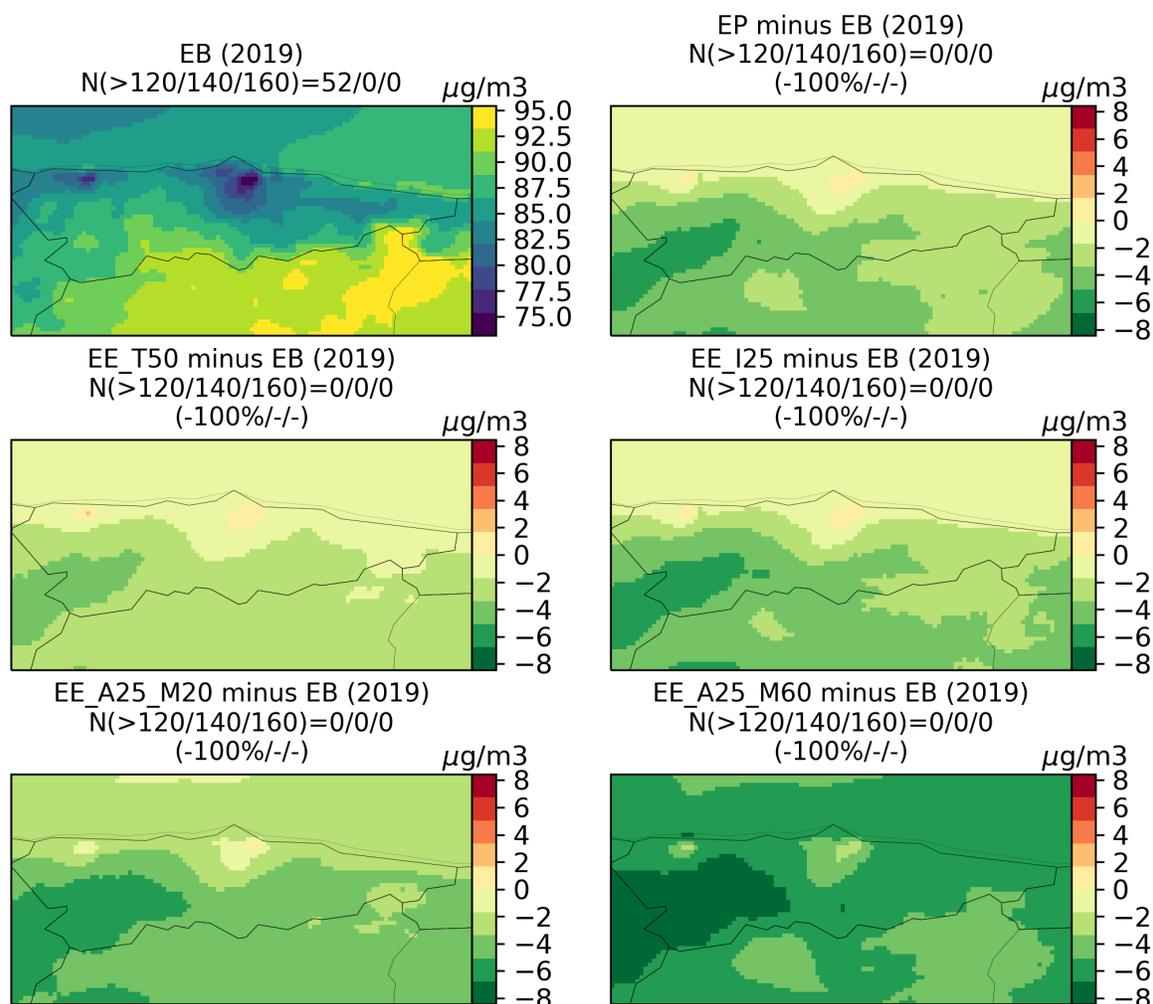


Figura H.12: Impacto de los escenarios de emisiones sobre el $O_3^{(mda8)}$ en el Principado de Asturias (promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH) durante julio de 2019: $O_3^{(mda8)}$ promedio obtenido con el EB, y diferencias entre los diferentes escenarios específicos y EB. Se incluye el número de superaciones de los valores de 120, 140 y 160 $\mu g/m^3$ simuladas durante el mes sobre el territorio de la comunidad autónoma (las escalas de colores se adaptan a los valores obtenidos específicamente sobre este territorio).

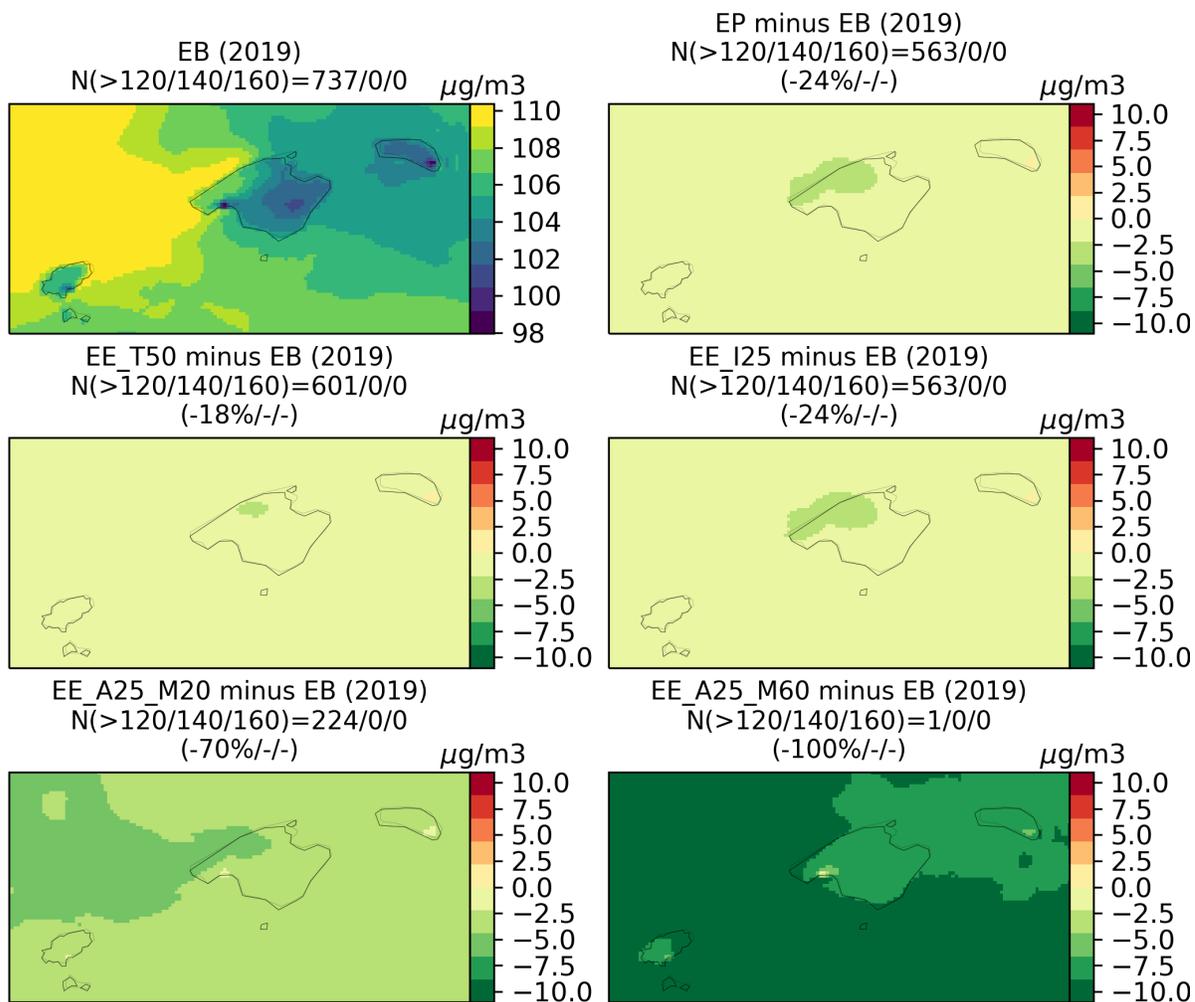


Figura H.13: Impacto de los escenarios de emisiones sobre el $O_3^{(mda8)}$ en los Baleares (promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH) durante julio de 2019: $O_3^{(mda8)}$ promedio obtenido con el EB, y diferencias entre los diferentes escenarios específicos y EB. Se incluye el número de superaciones de los valores de 120, 140 y 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ simuladas durante el mes sobre el territorio de la comunidad autónoma (las escalas de colores se adaptan a los valores obtenidos específicamente sobre este territorio).

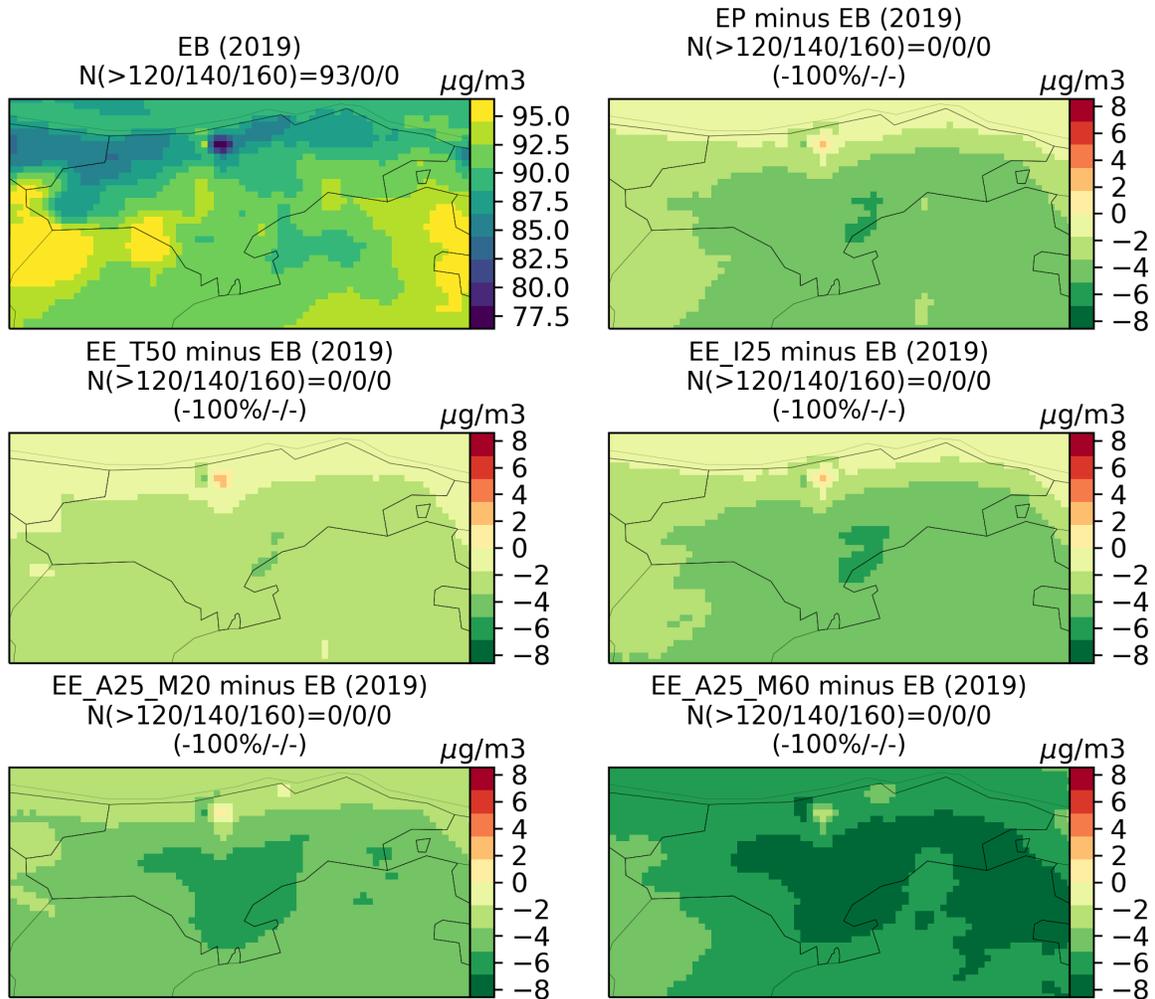


Figura H.14: Impacto de los escenarios de emisiones sobre el $O_3^{(mda8)}$ en Cantabria (promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH) durante julio de 2019: $O_3^{(mda8)}$ promedio obtenido con el EB, y diferencias entre los diferentes escenarios específicos y EB. Se incluye el número de superaciones de los valores de 120, 140 y 160 $\mu g/m^3$ simuladas durante el mes sobre el territorio de la comunidad autónoma (las escalas de colores se adaptan a los valores obtenidos específicamente sobre este territorio).

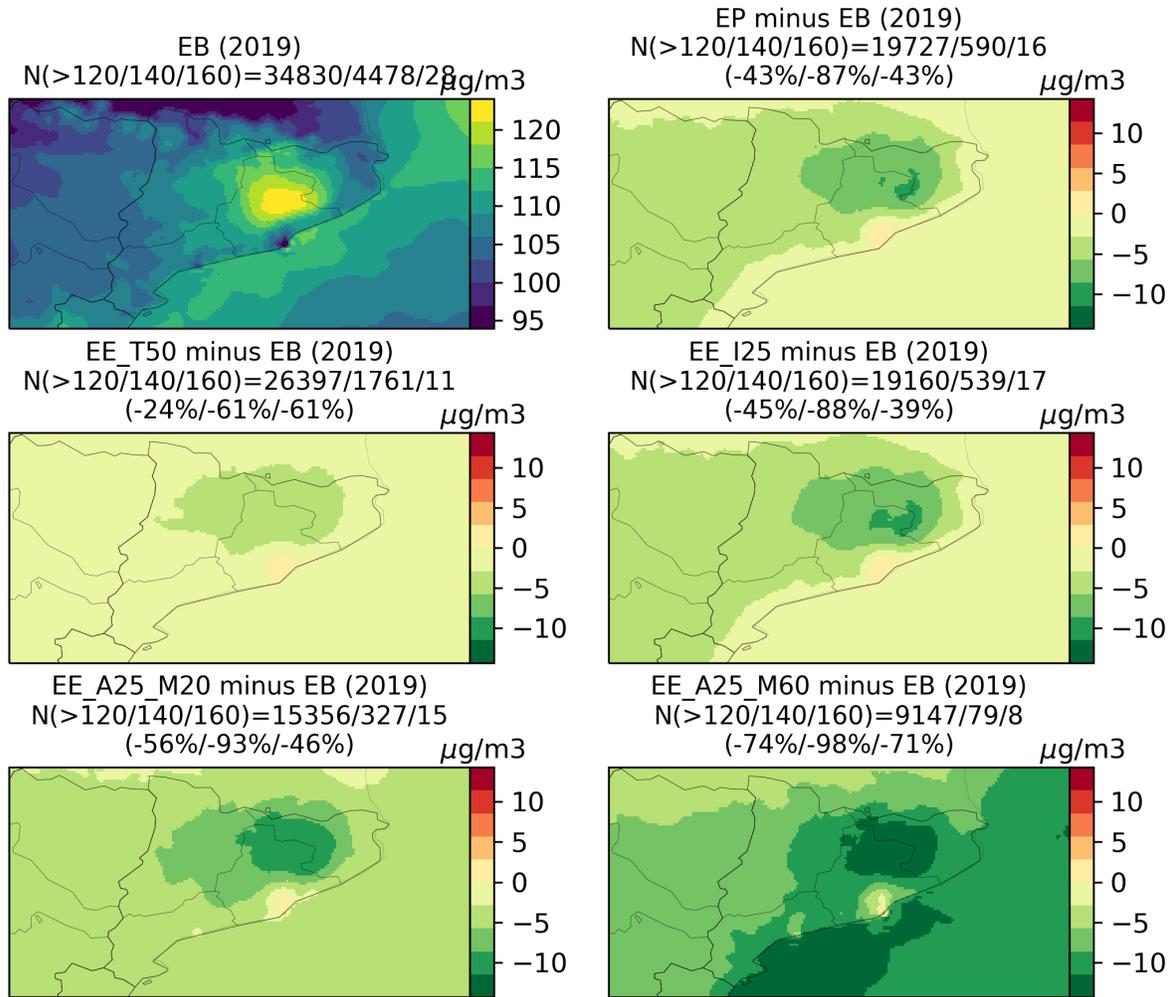


Figura H.15: Impacto de los escenarios de emisiones sobre el $O_3^{(mda8)}$ en Cataluña (promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH) durante julio de 2019: $O_3^{(mda8)}$ promedio obtenido con el EB, y diferencias entre los diferentes escenarios específicos y EB. Se incluye el número de superaciones de los valores de 120, 140 y 160 $\mu g/m^3$ simuladas durante el mes sobre el territorio de la comunidad autónoma (las escalas de colores se adaptan a los valores obtenidos específicamente sobre este territorio).

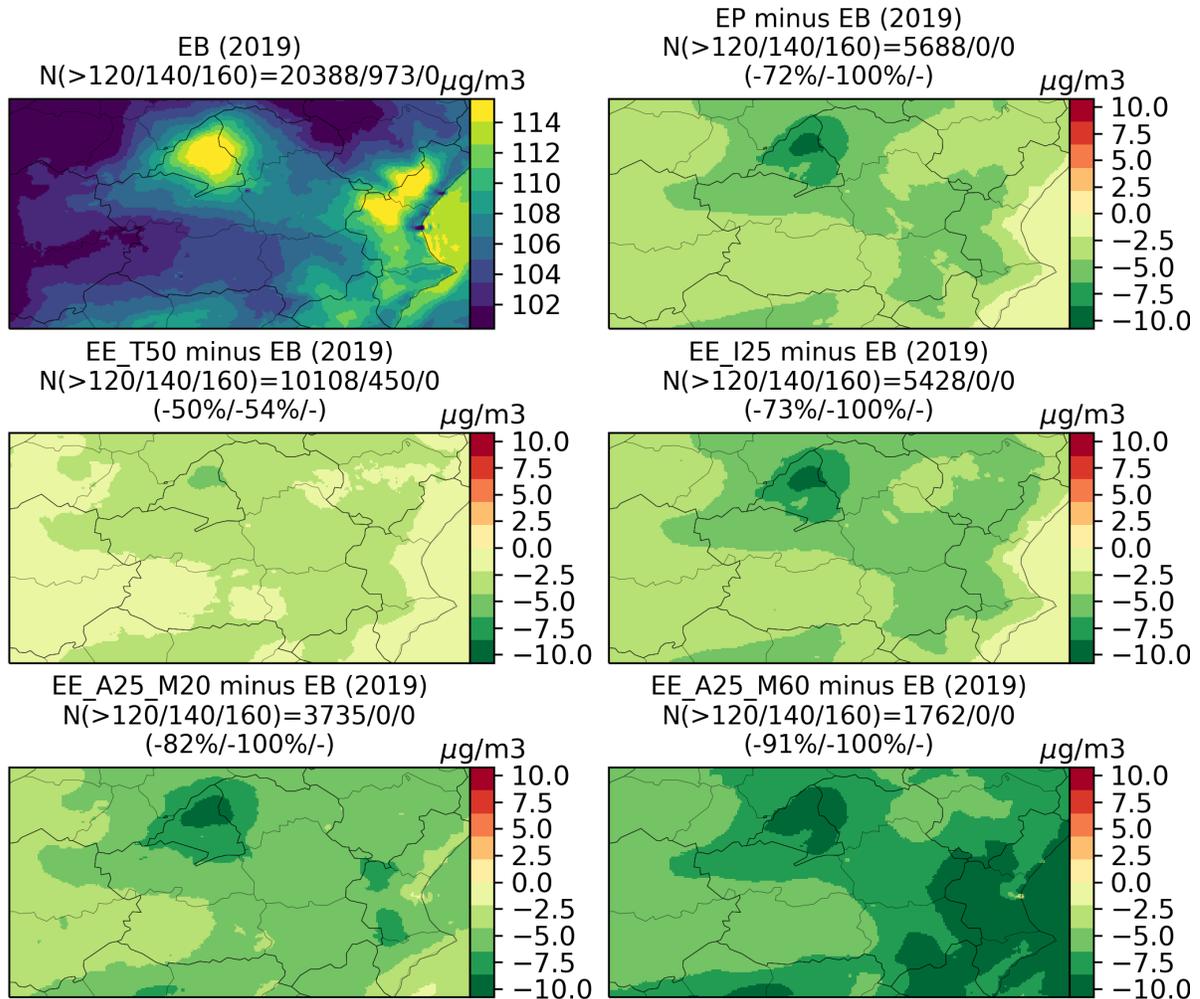


Figura H.16: Impacto de los escenarios de emisiones sobre el O₃^(mda8) en Castilla-la-Mancha (promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH) durante julio de 2019: O₃^(mda8) promedio obtenido con el EB, y diferencias entre los diferentes escenarios específicos y EB. Se incluye el número de superaciones de los valores de 120, 140 y 160 μg/m³ simuladas durante el mes sobre el territorio de la comunidad autónoma (las escalas de colores se adaptan a los valores obtenidos específicamente sobre este territorio).

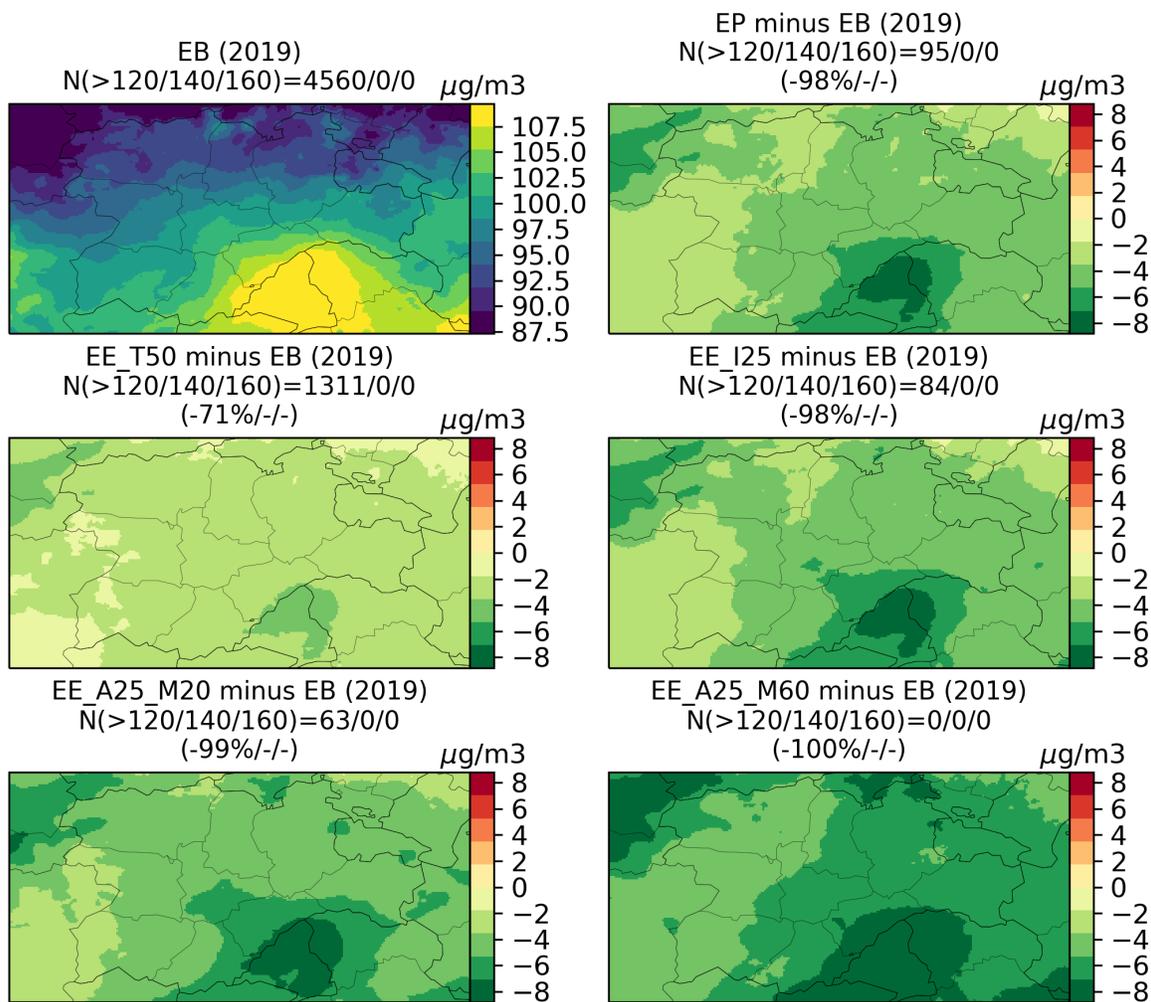


Figura H.17: Impacto de los escenarios de emisiones sobre el $O_3^{(mda8)}$ en Castilla y León (promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH) durante julio de 2019: $O_3^{(mda8)}$ promedio obtenido con el EB, y diferencias entre los diferentes escenarios específicos y EB. Se incluye el número de superaciones de los valores de 120, 140 y 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ simuladas durante el mes sobre el territorio de la comunidad autónoma (las escalas de colores se adaptan a los valores obtenidos específicamente sobre este territorio).

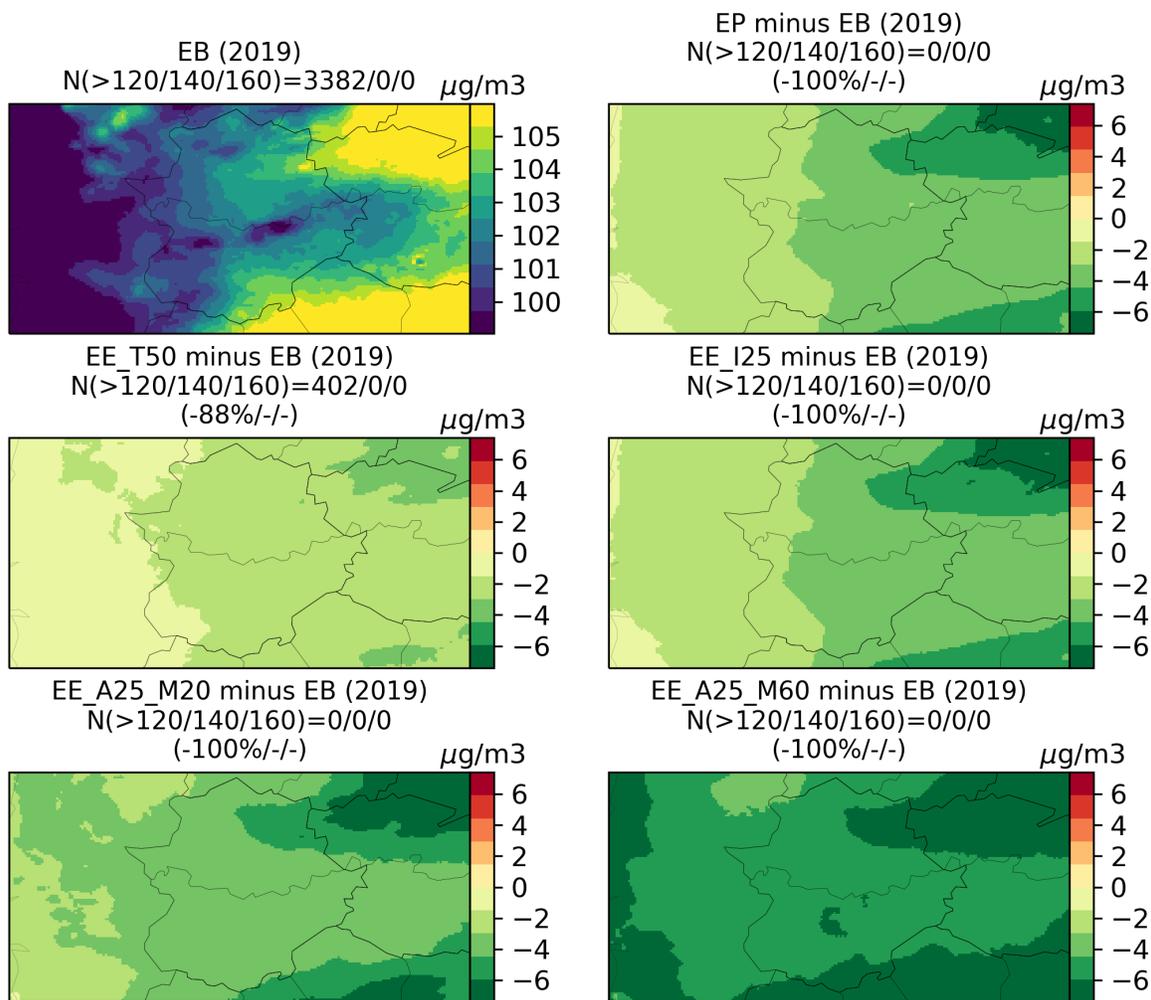


Figura H.18: Impacto de los escenarios de emisiones sobre el $\text{O}_3^{(\text{mda}8)}$ en Extremadura (promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH) durante julio de 2019: $\text{O}_3^{(\text{mda}8)}$ promedio obtenido con el EB, y diferencias entre los diferentes escenarios específicos y EB. Se incluye el número de superaciones de los valores de 120, 140 y 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ simuladas durante el mes sobre el territorio de la comunidad autónoma (las escalas de colores se adaptan a los valores obtenidos específicamente sobre este territorio).

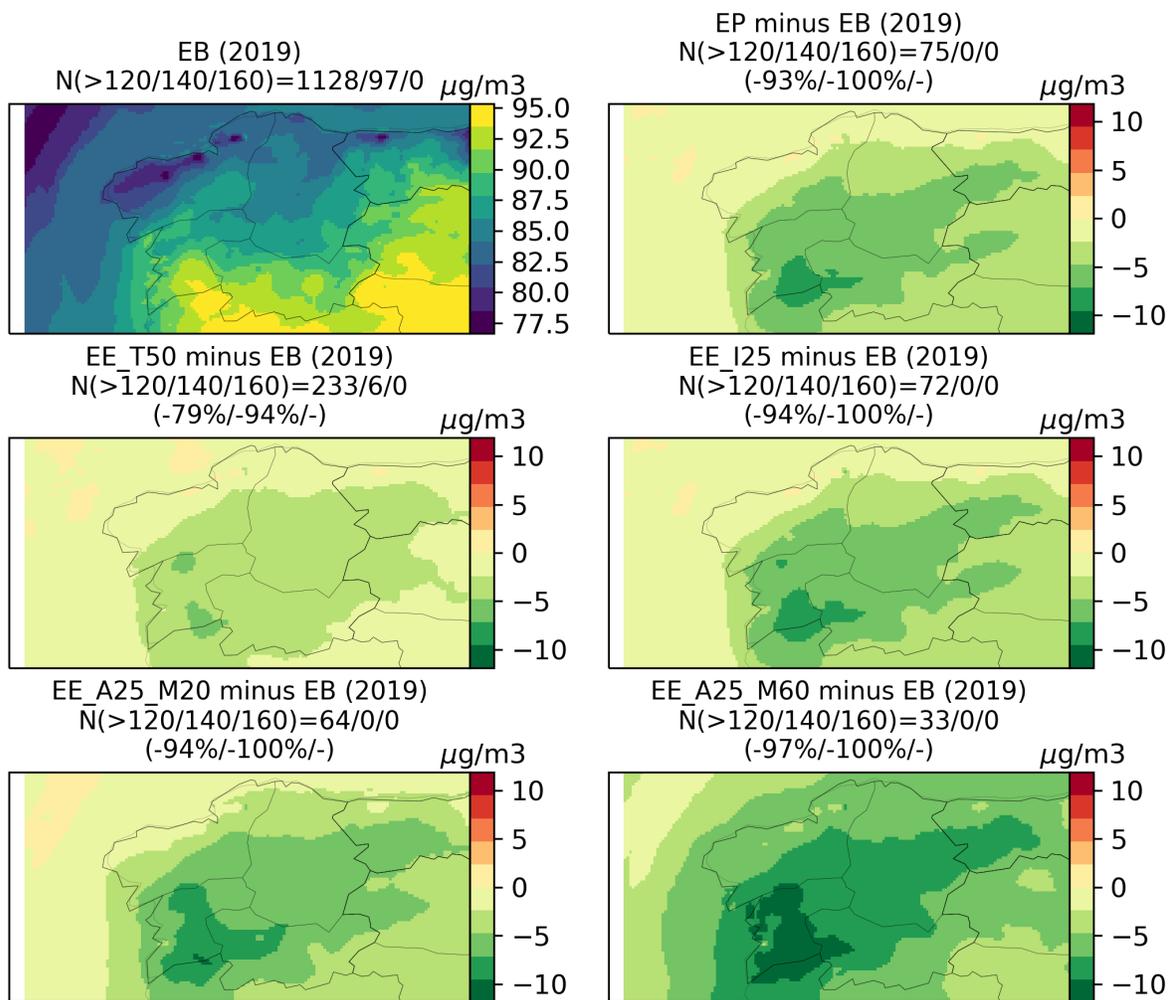


Figura H.19: Impacto de los escenarios de emisiones sobre el $O_3^{(mda8)}$ en Galicia (promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH) durante julio de 2019: $O_3^{(mda8)}$ promedio obtenido con el EB, y diferencias entre los diferentes escenarios específicos y EB. Se incluye el número de superaciones de los valores de 120, 140 y 160 $\mu g/m^3$ simuladas durante el mes sobre el territorio de la comunidad autónoma (las escalas de colores se adaptan a los valores obtenidos específicamente sobre este territorio).

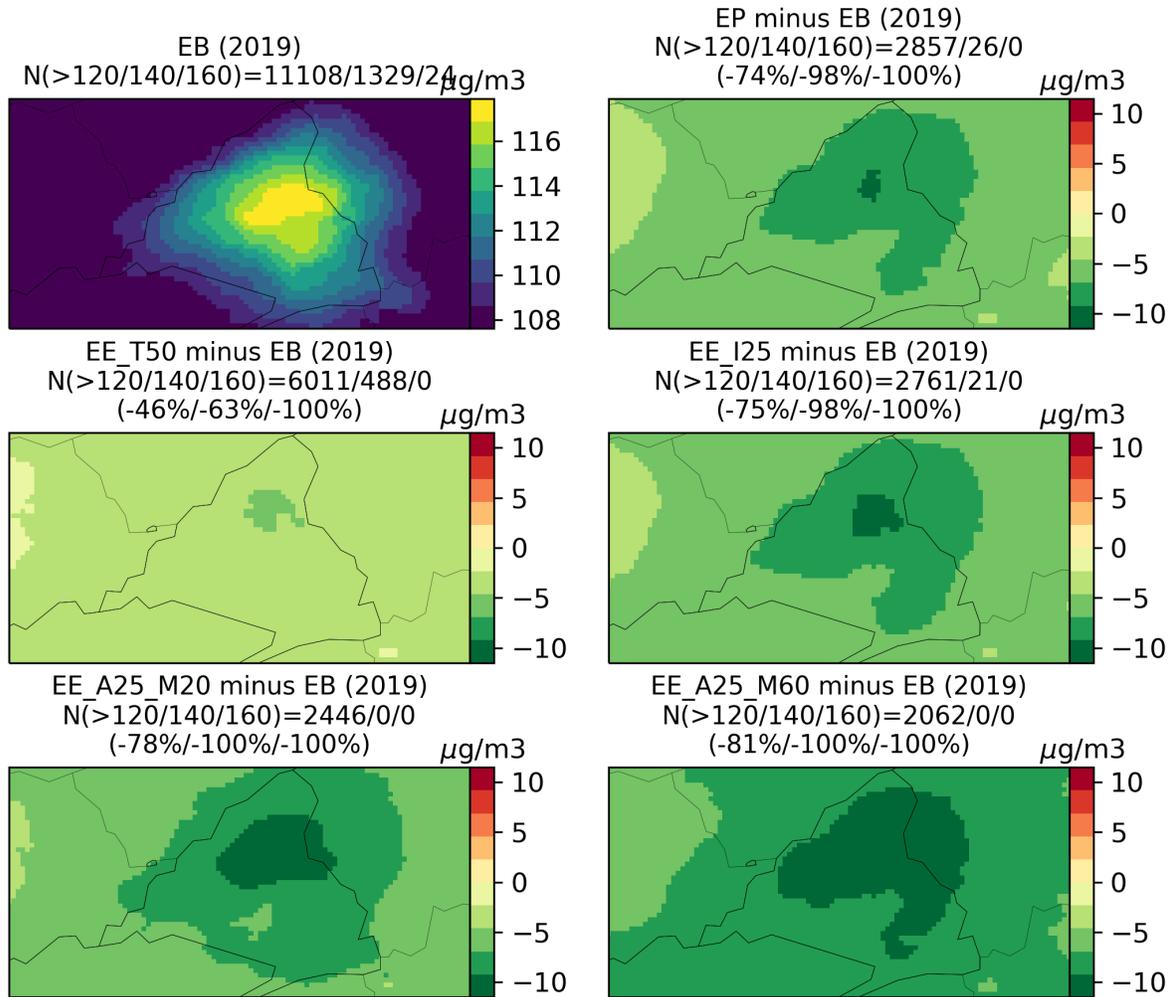


Figura H.20: Impacto de los escenarios de emisiones sobre el $O_3^{(mda8)}$ en la Comunidad de Madrid (promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH) durante julio de 2019: $O_3^{(mda8)}$ promedio obtenido con el EB, y diferencias entre los diferentes escenarios específicos y EB. Se incluye el número de superaciones de los valores de 120, 140 y 160 $\mu g/m^3$ simuladas durante el mes sobre el territorio de la comunidad autónoma (las escalas de colores se adaptan a los valores obtenidos específicamente sobre este territorio).

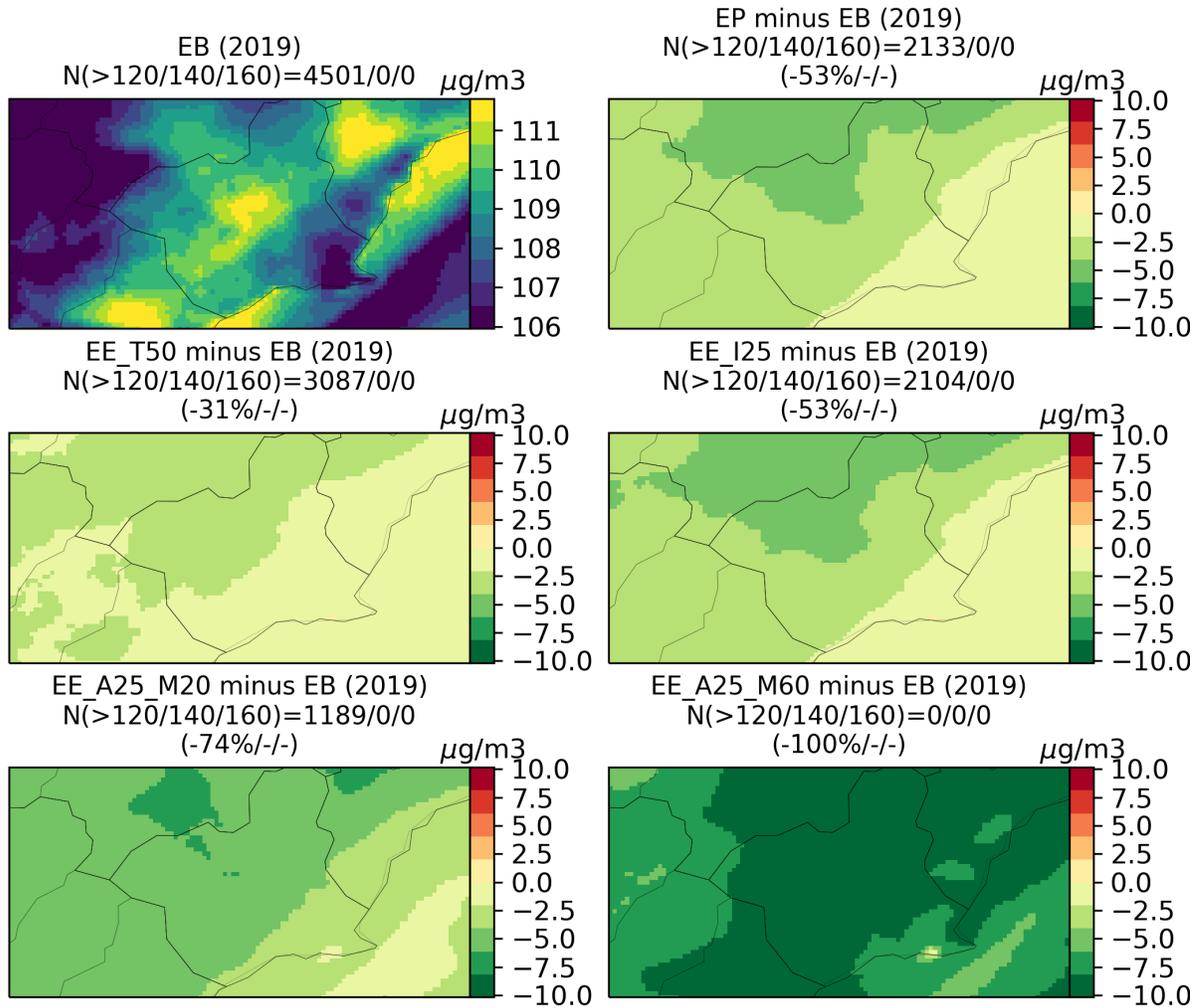


Figura H.21: Impacto de los escenarios de emisiones sobre el $\text{O}_3^{(\text{mda}8)}$ en Murcia (promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH) durante julio de 2019: $\text{O}_3^{(\text{mda}8)}$ promedio obtenido con el EB, y diferencias entre los diferentes escenarios específicos y EB. Se incluye el número de superaciones de los valores de 120, 140 y 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ simuladas durante el mes sobre el territorio de la comunidad autónoma (las escalas de colores se adaptan a los valores obtenidos específicamente sobre este territorio).

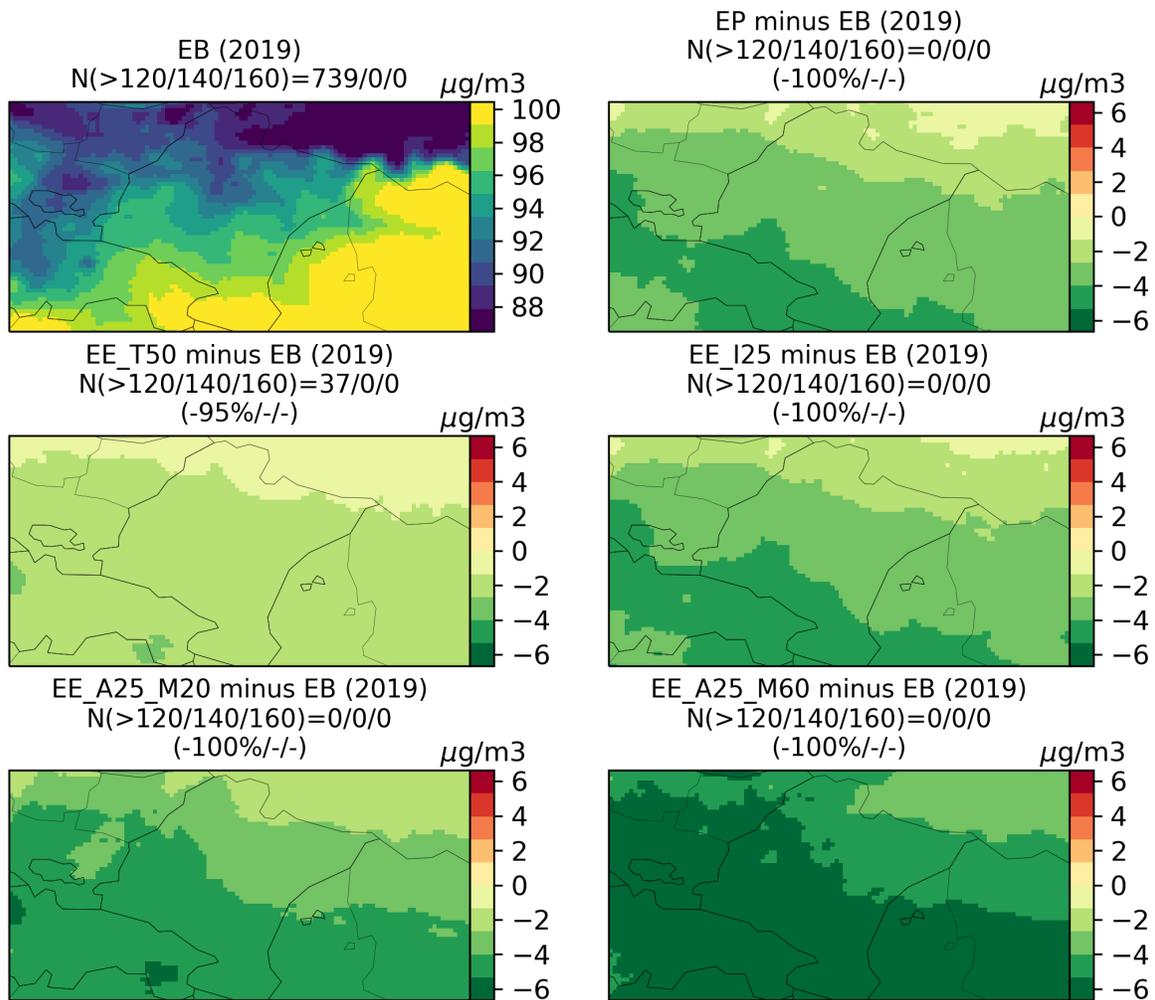


Figura H.22: Impacto de los escenarios de emisiones sobre el $\text{O}_3^{(\text{mda}8)}$ en la Comunidad Foral de Navarra (promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH) durante julio de 2019: $\text{O}_3^{(\text{mda}8)}$ promedio obtenido con el EB, y diferencias entre los diferentes escenarios específicos y EB. Se incluye el número de superaciones de los valores de 120, 140 y 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ simuladas durante el mes sobre el territorio de la comunidad autónoma (las escalas de colores se adaptan a los valores obtenidos específicamente sobre este territorio).

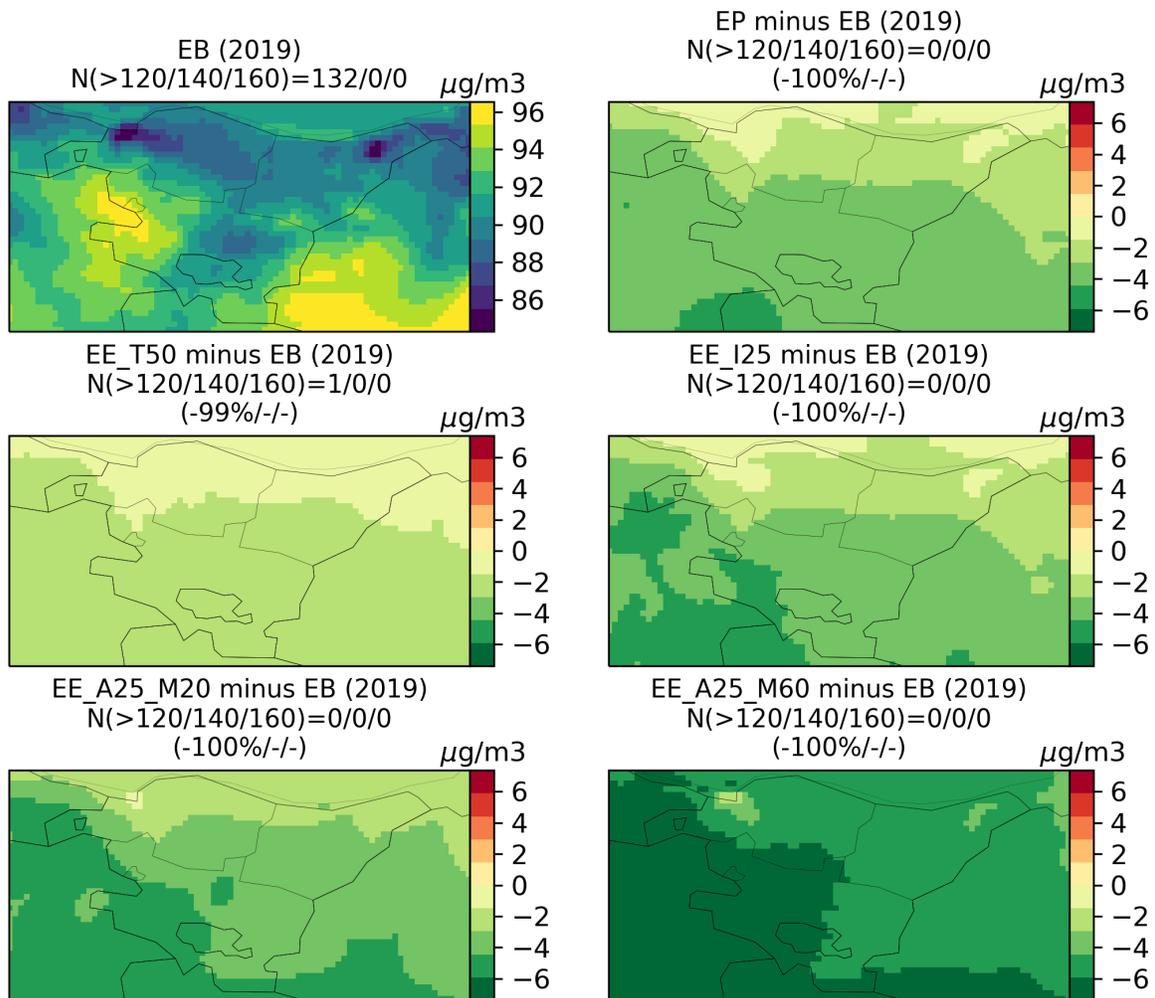


Figura H.23: Impacto de los escenarios de emisiones sobre el $O_3^{(mda8)}$ en País Vasco (promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH) durante julio de 2019: $O_3^{(mda8)}$ promedio obtenido con el EB, y diferencias entre los diferentes escenarios específicos y EB. Se incluye el número de superaciones de los valores de 120, 140 y 160 $\mu g/m^3$ simuladas durante el mes sobre el territorio de la comunidad autónoma (las escalas de colores se adaptan a los valores obtenidos específicamente sobre este territorio).

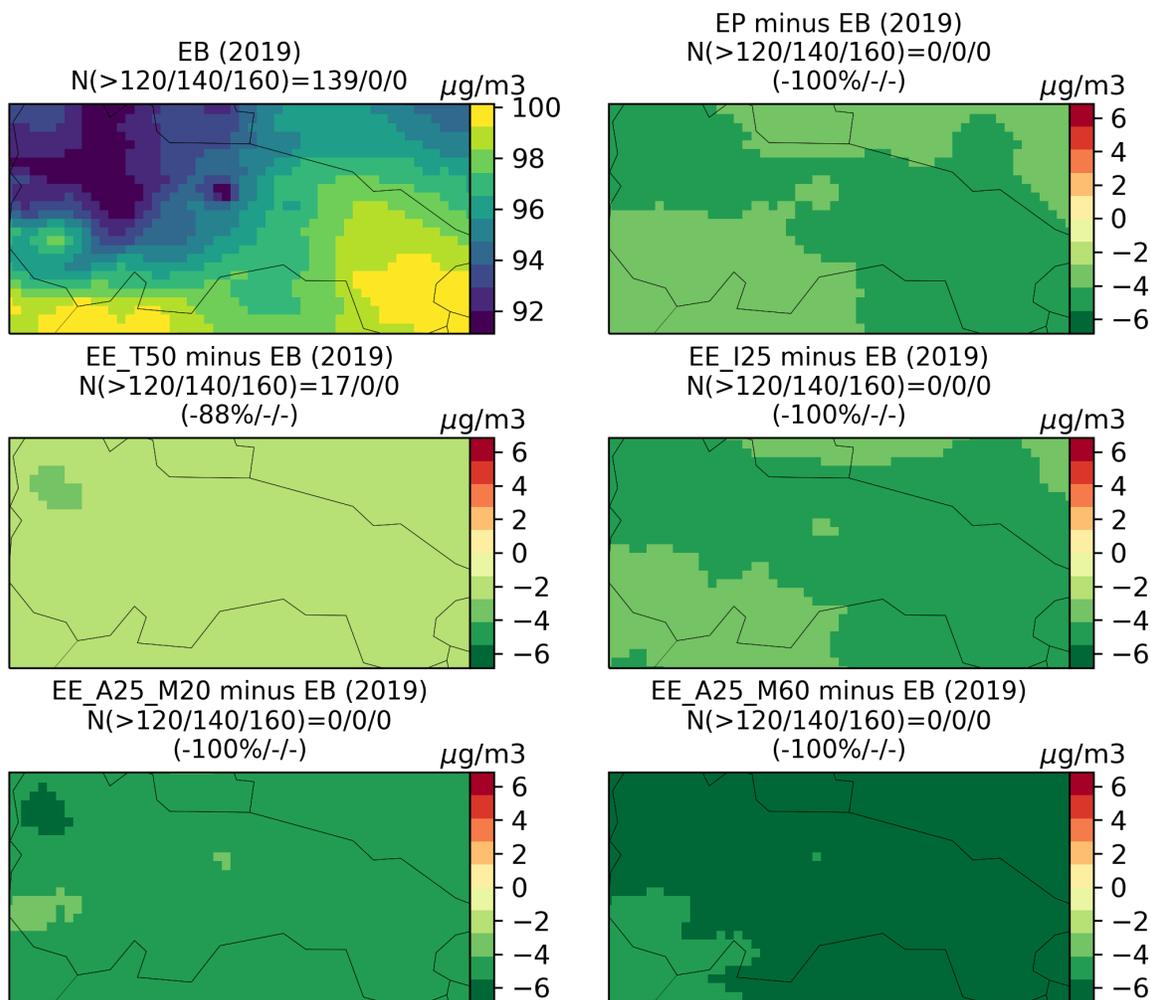


Figura H.24: Impacto de los escenarios de emisiones sobre el $O_3^{(mda8)}$ en la Rioja (promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH) durante julio de 2019: $O_3^{(mda8)}$ promedio obtenido con el EB, y diferencias entre los diferentes escenarios específicos y EB. Se incluye el número de superaciones de los valores de 120, 140 y 160 $\mu g/m^3$ simuladas durante el mes sobre el territorio de la comunidad autónoma (las escalas de colores se adaptan a los valores obtenidos específicamente sobre este territorio).

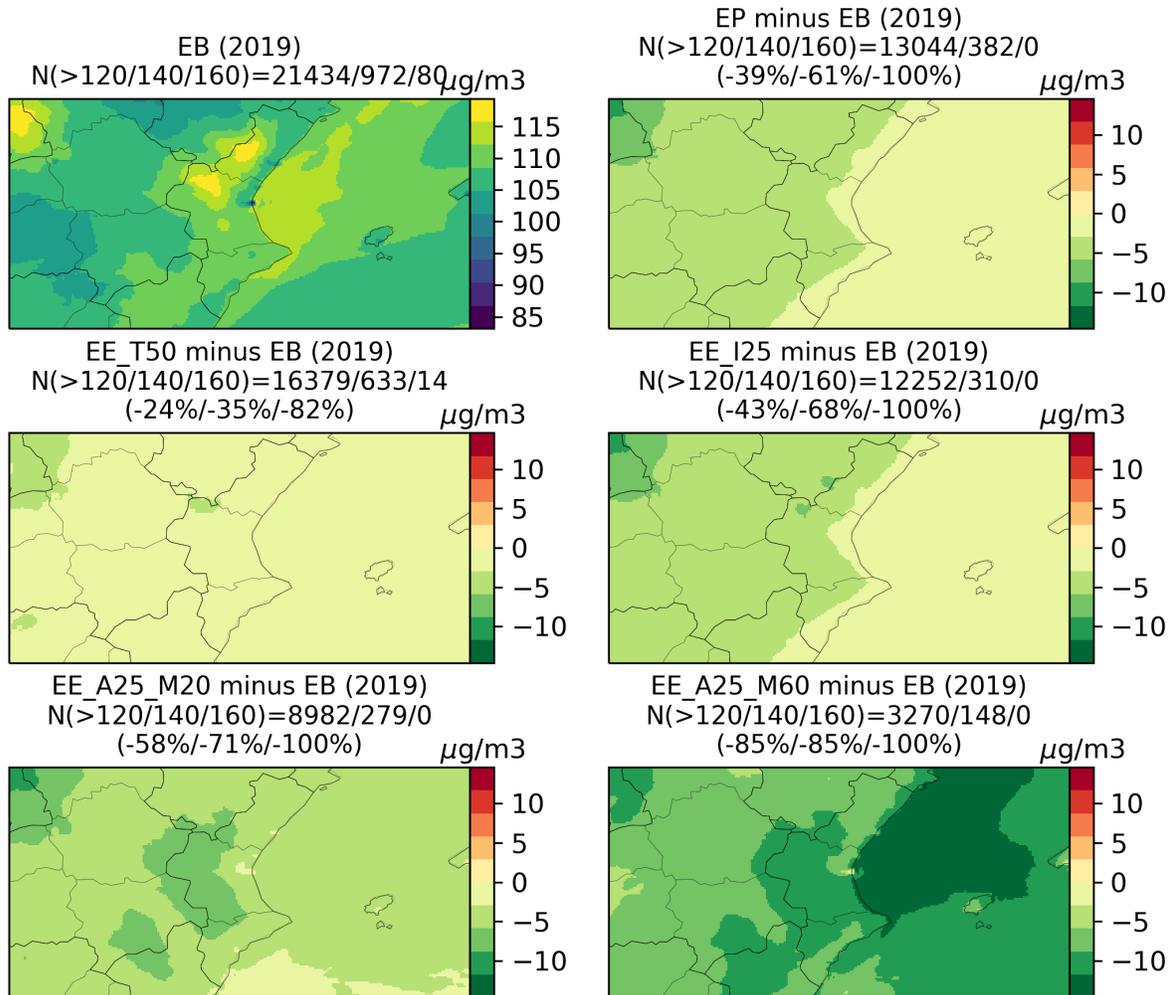


Figura H.25: Impacto de los escenarios de emisiones sobre el O₃^(mda8) la Comunidad Valenciana (promedio entre WRF-CMAQ y MONARCH) durante julio de 2019: O₃^(mda8) promedio obtenido con el EB, y diferencias entre los diferentes escenarios específicos y EB. Se incluye el número de superaciones de los valores de 120, 140 y 160 μg/m³ simuladas durante el mes sobre el territorio de la comunidad autónoma (las escalas de colores se adaptan a los valores obtenidos específicamente sobre este territorio).