



Evaluación del impacto de los inventarios de emisiones en el sistema de predicción de la calidad del aire de AEMET

Autor: Jon Arrizabalaga Ibarzabal

Institución: Agencia Estatal de Meteorología (Aemet)

Otros autores: Alberto Cansado Auría (AEMET); Isabel Martínez Marco (AEMET)

Resumen

El desarrollo del conocimiento científico y técnico y el aumento de la preocupación ambiental a escalas sociales, económicas y políticas exigen la necesidad de evaluar los complejos sistemas de modelización de calidad de aire implementados.

La necesidad de los Modelos de Transporte Químico (CTM, según sus siglas en inglés) de conocer, determinar y caracterizar las fuentes de emisión actuales de los diferentes compuestos atmosféricos conocidos que actúan en los procesos físico-químicos del medio hace que sean esenciales los estudios de sensibilidad que analicen ciertas debilidades y fortalezas de estos modelos.

La Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) dispone actualmente de un sistema de predicción operativa de la calidad del aire basada en el CTM MOCAGE del Servicio Meteorológico francés. Empleando tres diferentes inventarios de emisiones en alta resolución ($0.1^\circ \times 0.1^\circ$) para el dominio centrado en la Península Ibérica, proporcionados por diversos grupos de investigación, se ha evaluado la influencia de las emisiones antropogénicas de varias especies químicas en dicho sistema de modelización. Para estimar el grado de adecuación de la predicción, se han comparado las diferencias entre los resultados obtenidos y las observaciones en las estaciones de vigilancia de la contaminación atmosférica de la red española EMEP/VAG/CAMP.

Siendo conscientes de las limitaciones computacionales y conceptuales del estado actual de la modelización de la contaminación atmosférica, son ineludibles los pasos dados en este tipo de estudios en la búsqueda de la idoneidad y la comprensión de la incertidumbre asociada a estas aplicaciones meteorológicas. Transmitir, compartir y superar las dificultades intrínsecas dará lugar a informaciones más fieles y adecuadas sobre la contaminación atmosférica que sacien las inquietudes y necesidades sociales y ambientales.

Palabras clave: contaminación atmosférica, simulación numérica

1. Introducción

El desarrollo del conocimiento científico y técnico y el aumento de la preocupación ambiental a escalas sociales, económicas y políticas exige la necesidad de evaluar la idoneidad de los complejos sistemas de modelización de calidad de aire implementados.

Estos modelos matemáticos expresan y resuelven de forma aproximada los procesos físico-químicos fundamentales que integran el conocimiento de los elementos y las interacciones que tienen lugar en la atmósfera.

Además de los procesos contenidos en los modelos de predicción numérica del tiempo atmosférico, cuyo conocimiento se ha visto impulsado durante décadas por el interés creciente de amplios sectores de la sociedad, los Modelos de Transporte Químico (CTM, según sus siglas en inglés) requieren una descripción cuidadosa y detallada de los procesos químicos que tienen lugar en la atmósfera (química homogénea y heterogénea, formación de aerosoles, etc.) así como de las interacciones de la radiación y los procesos húmedos (nubosidad y precipitación) con los gases y aerosoles (figura 1).

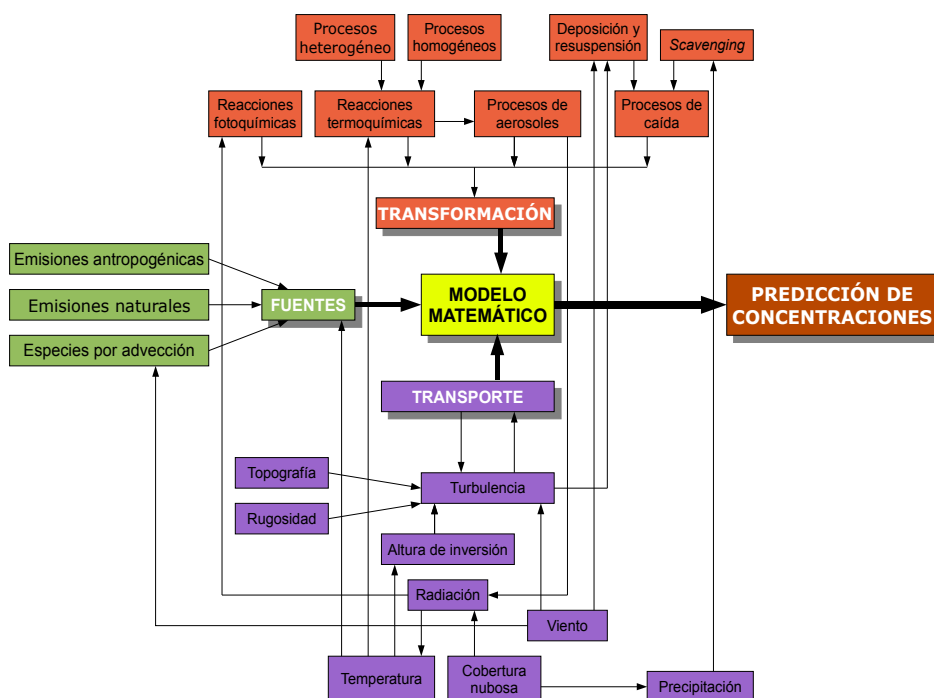


Figura 1.- Ejemplo de los elementos de un Modelo de Transporte Químico y sus interacciones, adaptada de *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change* (Seinfeld & Pandis, 2006).

Resulta igualmente imprescindible determinar y caracterizar las fuentes de emisión de los diferentes compuestos químicos conocidos que actúan en los procesos de dispersión, transporte y transformación en el medio. Dada esta necesidad, múltiples grupos de trabajo han desarrollado metodologías de cálculo que estiman ciertos datos de entrada para estos sistemas de modelización partiendo de los inventarios nacionales

oficiales (realizados con el objeto del control legislativo requerido) y/o planteamientos propios.

Entre las funciones de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET), de acuerdo a su Estatuto aprobado por RD 186/2008 de 14 de febrero de 2008, se encuentra "El mantenimiento de una vigilancia continua, eficaz y sostenible de las condiciones meteorológicas, climáticas y de la estructura y composición física y química de la atmósfera sobre el territorio nacional". Para la labor, no tan tradicional de los servicios meteorológicos nacionales, de monitorizar y predecir el estado químico de la atmósfera se sustenta el acuerdo entre AEMET y Météo-France de cesión del CTM MOCAGE (Josse *et al.*, 2004) para investigación como para aplicaciones operacionales en el campo medioambiental.

Entre otros estudios, para analizar la sensibilidad del sistema MOCAGE-AEMET implementado, se ha evaluado el impacto en el sistema ante el uso de tres diferentes inventarios de emisiones en alta resolución ($0.1^\circ \times 0.1^\circ$) para el dominio centrado en la Península Ibérica, proporcionados por los grupos de los centros de investigación de CIEMAT y TNO.

Para iniciar estos estudios de evaluación y para estimar el grado de adecuación de la predicción obtenida después de implementar la información de cada inventario de emisiones al sistema de predicción, se han comparado las observaciones de las estaciones de vigilancia de la contaminación atmosférica de la red española EMEP/VAG, que gestiona AEMET, con las salidas numéricas obtenidas.

2. Sistema MOCAGE-AEMET

MOCAGE (*Modélisation de la Chimie Atmosphérique Grande Echelle*) es un modelo global con una estructura vertical de 47 niveles híbridos que se extiende desde la superficie hasta 0.1hPa (aproximadamente 60 km) que proporciona simulaciones numéricas de las interacciones entre los procesos dinámicos, físicos y químicos en la troposfera y la baja estratosfera. La resolución horizontal del modelo parte de un dominio global a $2^\circ \times 2^\circ$ y tiene la capacidad para trabajar con hasta 3 dominios anidados adicionales (Dufour *et al.*, 2004).

El sistema MOCAGE-AEMET se ejecuta en modo *offline* forzado por los campos horarios de diversos análisis y predicciones de los modelos numéricos meteorológicos operativos para el día posterior (D+1). Para el dominio global (GLOB22) la información procede del modelo del Centro Europeo de Predicción a Medio Plazo (IFS ECMWF), y en los casos de los dominios anidados (INML05 e INMH01) de salidas operativas a diferentes resoluciones horizontales del modelo HIRLAM (ONR y HNR) (Cansado *et al.*, 2012). Los forzamientos superficiales globales provienen del modelo ARPEGE de Météo-France, mientras que para el dominio continental y regional los datos provienen de las mencionadas salidas del HIRLAM (tabla 1).

Forzamientos y modelos de origen		Dominio		
		Global (GLOB22) 2°x2°	Europa (INML05) [40W-26E, 24N-60N] 0.5°x0.5°	Península Ibérica (INMH01) [15W-10E, 33N-46N] 0.1°x0.1°
D+1 00 – 24 UTC	Meteorológicos	IFS ECMWF	HIRLAM ONR	HIRLAM HNR
	Superficiales	ARPEGE	HIRLAM ONR	HIRLAM HNR
	Emisiones superficiales	IPCC	TNO/GEMS	TNO/GEMS, CIEMAT o TNO/MACC-II

Tabla 1.- Relación del origen de la información meteorológica, superficial y de emisiones para cada dominio del sistema operativo MOCAGE-AEMET. Para el caso de las emisiones, se destacan las opciones empleadas para la evaluación planteada en este estudio.

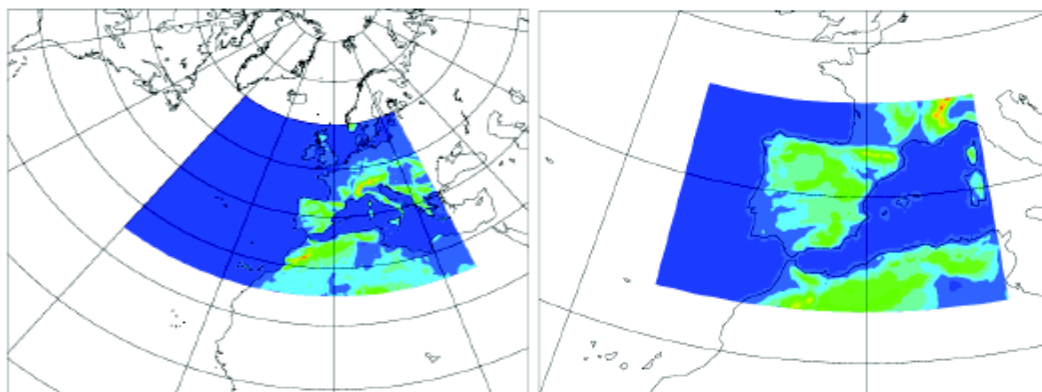


Figura 2.- Dominios europeo (0.5°x0.5°) y peninsular (0.1°x0.1°) de la configuración operativa de MOCAGE en AEMET. Al modelo global a 2° se anida el continental a 0.5°. Al continental se anida el peninsular a 0.1°.

El esquema químico usado es el denominado RACMOBUS que comprende 119 especies y 372 reacciones fotoquímicas. Este esquema es una combinación del esquema de RACM para la química troposférica (Stockwell *et al.*, 1997) y el esquema REPROBUS (Lefèvre *et al.*, 1994) para las reacciones relativas a la química estratosférica. Las parametrizaciones físicas empleadas siguen el esquema de advección semi-lagrangiano (Williamson & Rash, 1989), la difusión turbulenta mediante el esquema de difusión de Louis (Louis, 1979) y los procesos convectivos mediante el esquema KFB (Kain-Fritsch-Bechtold) (Bechtold *et al.*, 2001). También incluye los procesos de eliminación de especies químicas siguiendo el esquema de Wesely para deposiciones secas, basado en un método de resistencias superficiales (Wesely, 1989), y procesos de deposición y eliminación húmeda, tanto para nubes convectivas (Mari *et al.*, 2000) como en nubes estratiformes (Giorgi & Chameides, 1986).

Las emisiones para cada dominio vienen de estimaciones realizadas mediante diversas metodologías por ciertas instituciones de investigación que cuantifican la tasa de emisión anual en mallas horizontales de resolución variada de múltiples compuestos químicos por sectores con actividades económicas y productivas potencialmente

contaminantes (habitualmente agrupados por nomenclatura SNAP (tabla 2)). Estos inventarios de emisiones son tratadas por un sistema de preproceso que acompaña al modelo MOCAGE para dar lugar a valores sobre cada punto de rejilla con una resolución temporal horaria para el D+1 (Arrizabalaga *et al.*, 2012). Para ello se emplean factores horarios, diarios y mensuales que caracterizan la variabilidad de las emisiones en función del sector SNAP, el país y la especie química. Estos perfiles temporales para las emisiones se basan en estudios realizados dentro del proyecto GENEMIS sobre la variabilidad temporal de algunas fuentes de combustión (Friedrich *et al.*, 2004).

SNAP	Nombre de SNAP
1	Combustión en la producción y transformación de la energía
2	Plantas de combustión no industrial
3	Plantas de combustión industrial
4	Procesos industriales sin combustión
5	Extracción y distribución de combustibles fósiles y energía geotérmica
6	Uso de disolventes y otros productos
7	Transporte por carretera
8	Otros modos de transporte y maquinaria móvil
9	Tratamiento y eliminación de residuos
10	Agricultura
11	Naturaleza

Tabla 2.- Nivel 1 de la nomenclatura SNAP (*Selected Nomenclature for Air Pollution*) que clasifica las fuentes.

La información vinculada a las emisiones es un punto crucial a la hora de calcular predicciones de calidad del aire precisas, ya que la falta de precisión en los datos de entrada y las diferencias en criterios de calidad en los procesos de cuantificación pueden conducir a la aparición de incertidumbres por la carencia de información. Para evaluar estos conceptos es recomendable realizar comparaciones entre inventarios y verificar usando ensayos de los sistemas de modelización de calidad del aire (Van Aardenne, 2002). Actualmente se ha comenzado una evaluación sistemática de los inventarios de emisión en la iniciativa GEIA (Global Emissions Inventory Activity) <http://www.geiacenter.org/>

A continuación, se detallan las características principales de los inventarios de emisiones para el dominio de alta resolución empleadas en la evaluación planteada en este estudio (tabla 3). En cambio, la información aplicada al resto de dominios con menor resolución GLOB22 y INML05 es la vinculada a informaciones del IPCC y al inventario TNO/GEMS, respectivamente (tabla 1).

2.1 Inventarios de emisiones: TNO/GEMS, CIEMAT y TNO/MACC-II

Para este estudio se ha partido de la información de emisiones antropogénicas en alta resolución realizadas por diversos grupos de investigación ajustados al dominio centrado en la Península Ibérica (tabla 3).

La información desarrollada por el centro de investigación TNO, bajo la iniciativa europea GEMS y, dentro de ella, los proyectos MACC y MACC-II, es la base de múltiples sistemas de modelización implementados a nivel europeo. Estos se basan en metodologías que parten de informaciones de inventarios nacionales que a lo largo de los años avanzan en la generación de inventarios correspondientes al año 2003 (TNO/GEMS) hasta el 2009 (TNO/MACC-II) útiles para estos sistemas.

Emisiones antropogénicas	Compuestos	Dominio alta resolución	Año de referencia	Fuente
TNO/GEMS	NO _x , COVNM, CO, SO ₂ , NH ₃ , CH ₄ , PM ₁₀ y PM _{2.5}	INMH01	2003	Visschedijk <i>et al.</i> , 2007
CIEMAT	NO _x , COVNM, CO, SO ₂ , NH ₃ , PM ₁₀ y PM _{2.5}	INMH01	2009	Martín <i>et al.</i> , 2012
TNO/MACC-II	NO _x , COVNM, CO, SO ₂ , NH ₃ , CH ₄ , PM ₁₀ y PM _{2.5}	Europa 1/8° x 1/16°	2009	Kuenen <i>et al.</i> , 2014

Tabla 3.- Características de los diversos inventarios de emisiones empleados en esta evaluación.

El inventario proporcionado por el CIEMAT se ha obtenido partiendo del inventario oficial EMEP para el año 2009 representado en una malla 50x50 km² y utilizando las herramientas de cálculo de desagregación elaboradas por el Grupo de Modelización de la Contaminación Atmosférica del centro del mismo nombre. En este caso no se dispone de las emisiones del CH₄ a esta resolución.

En esta comparativa y evaluación se ha obviado el estudio del material particulado, ya que el sistema operativo del MOCAGE-AEMET implementada a fecha de la realización de este estudio no contempla estos componentes sensibles de la calidad del aire y a procesos físico-químicos atmosféricos.

3. Comparativa de emisiones empleadas

Las diferencias principales entre los inventarios obtenidos para el año 2003 (TNO/GEMS) y 2009 (CIEMAT o TNO/MACC-II) son apreciables por la disminución y adecuación que han sufrido múltiples fuentes de compuestos contaminantes a lo largo de la última década.

En concreto, el descenso de la emisiones de SO₂ son especialmente notorias por cambios en políticas ambientales que afectan a las fuentes de combustión en la

producción energética (SNAP1). Especialmente remarcable el caso del SO₂ para España entre la información vinculada a los inventarios del año 2009 y el 2003 (figura 3), el cuál se debe a un brusco descenso en las emisiones inventariadas de este sector después del año 2007. Mientras que en las emisiones de NO_x y COVNM son apreciables en el sector de la industria en su conjunto (SNAP3&4) y en el tráfico rodado SNAP7.

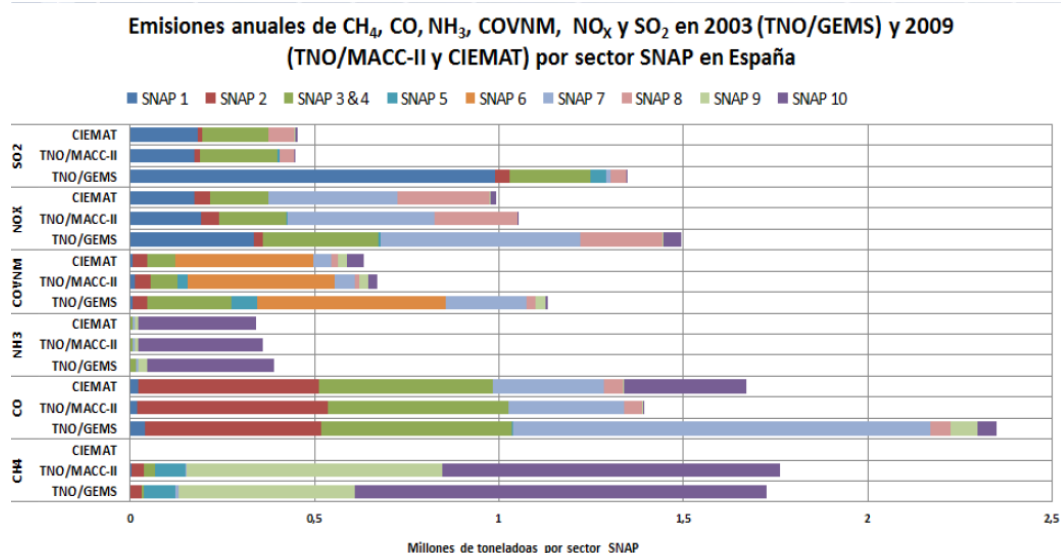


Figura 3.- Emisiones anuales de diversos compuestos por sector SNAP para España correspondiente a la información de cada inventario de alta resolución.

Aún así, atendiendo a la distribución espacial en alta resolución de estas emisiones las discrepancias son destacadas, incluso entre los inventarios que se basan en información relativa al año 2009, debidas a la metodología y las aproximaciones propias empleadas de cada caso. Partiendo de un análisis comparativo usando mapas de emisiones y relaciones de correlación estatales y/o sectoriales, se han constatado diferencias entre los inventarios de emisiones, como muestran los coeficientes de determinación resumidas en la tabla 4. Conocer e interpretar este último aspecto es clave en la aplicación de este tipo de CTM a nivel regional y local (Ferreira *et al.*, 2013).

Coeficiente de determinación (R ²)	TNO/GEMS vs. TNO/MACC-II	TNO/GEMS vs. CIEMAT	CIEMAT vs. TNO/MACC-II
SO₂	0.08	0.10	0.04
NO_x	0.45	0.16	0.21
CO	0.37	0.08	0.05
NH₃	0.23	0.22	0.26
COVNM	0.36	0.15	0.31
CH₄	0.02	-	-

Tabla 4.- Coeficientes de determinación (R²) para las emisiones de cada compuesto químico obtenidas para las tres correlaciones espaciales lineales entre los inventarios de alta resolución disponibles en el dominio INMH01.

Para el caso del SO₂, se observa la nula correlación existente entre los diversos inventarios. Las correlaciones sectoriales dan lugar para el SNAP1 mejores correlaciones (figura 4.a y 4.b), aún así las diferencias son considerables tanto por una reducción desigual de emisiones en las fuentes inventariadas como por ubicaciones diferentes en cada caso. Este tipo de discrepancias también pueden estar asociados a la falta de precisión de ciertas bases de datos de fuentes puntuales del inventario de TNO/MACC-II (Guevara *et al.*, 2014).

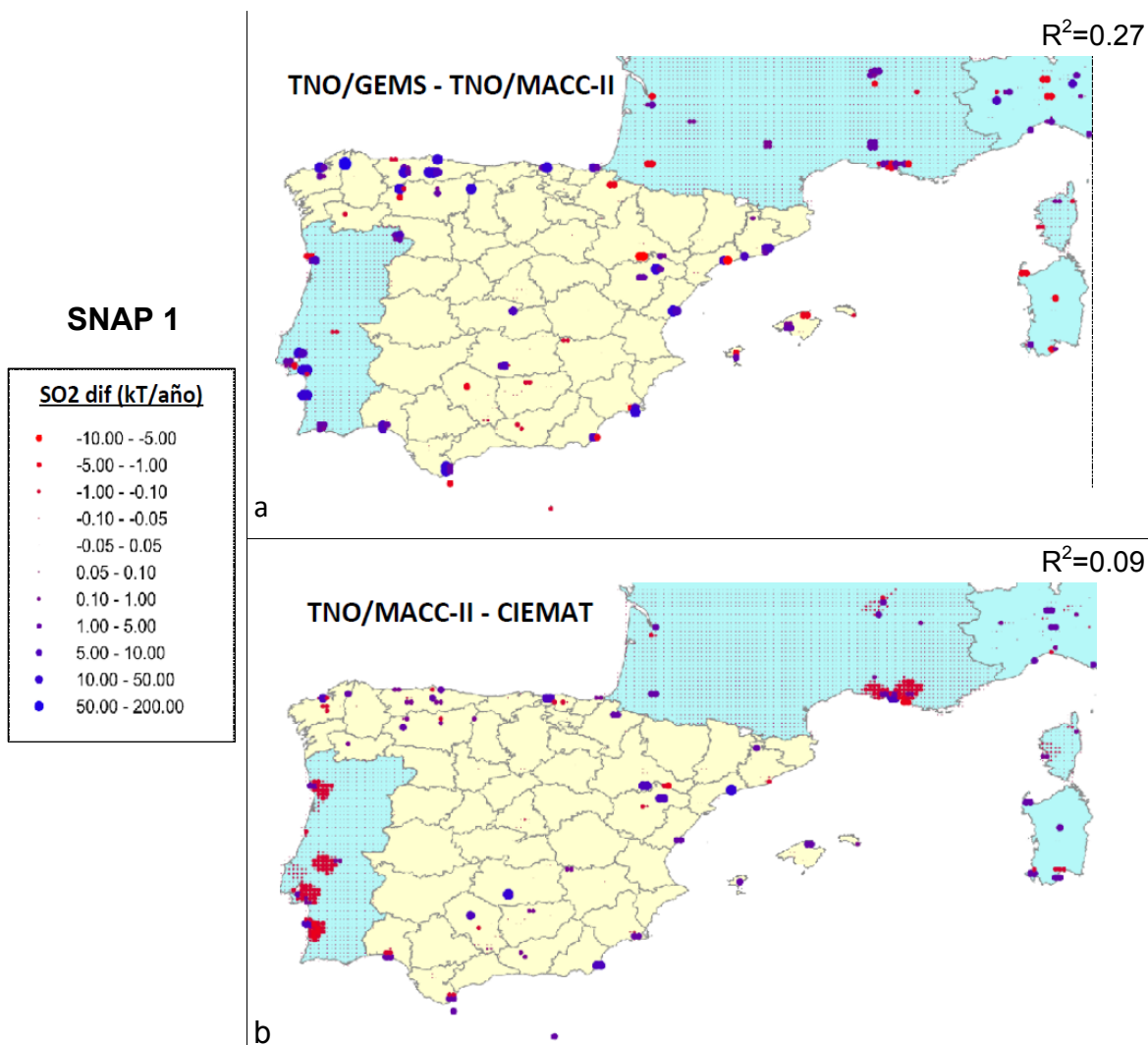


Figura 4.- Diferencias TNO/GEMS – TNO/MACC-II (a) y TNO/MACC-II – CIEMAT (b) para las emisiones de SO₂ asociadas al SNAP1 por rejilla (0.1°x0.1°).

Mientras para las emisiones de NO_x las correlaciones entre inventarios muestran mejores niveles. Entre las emisiones para el sector SNAP7 se observa una mejor correlación entre los inventarios realizados por el TNO, dando a entender la similitud de la metodología aplicada en ambos inventarios (figura 5.a). Mientras que comparando con los datos del inventario de CIEMAT (figura 5.b) se detallan la caracterización dispar de las zonas urbanas y la red de carreteras entre las metodologías aplicadas.

Por tanto, no es de extrañar que las discrepancias entre la información de las emisiones se haga notar en los resultados obtenidos por el sistema de modelización de calidad del aire.

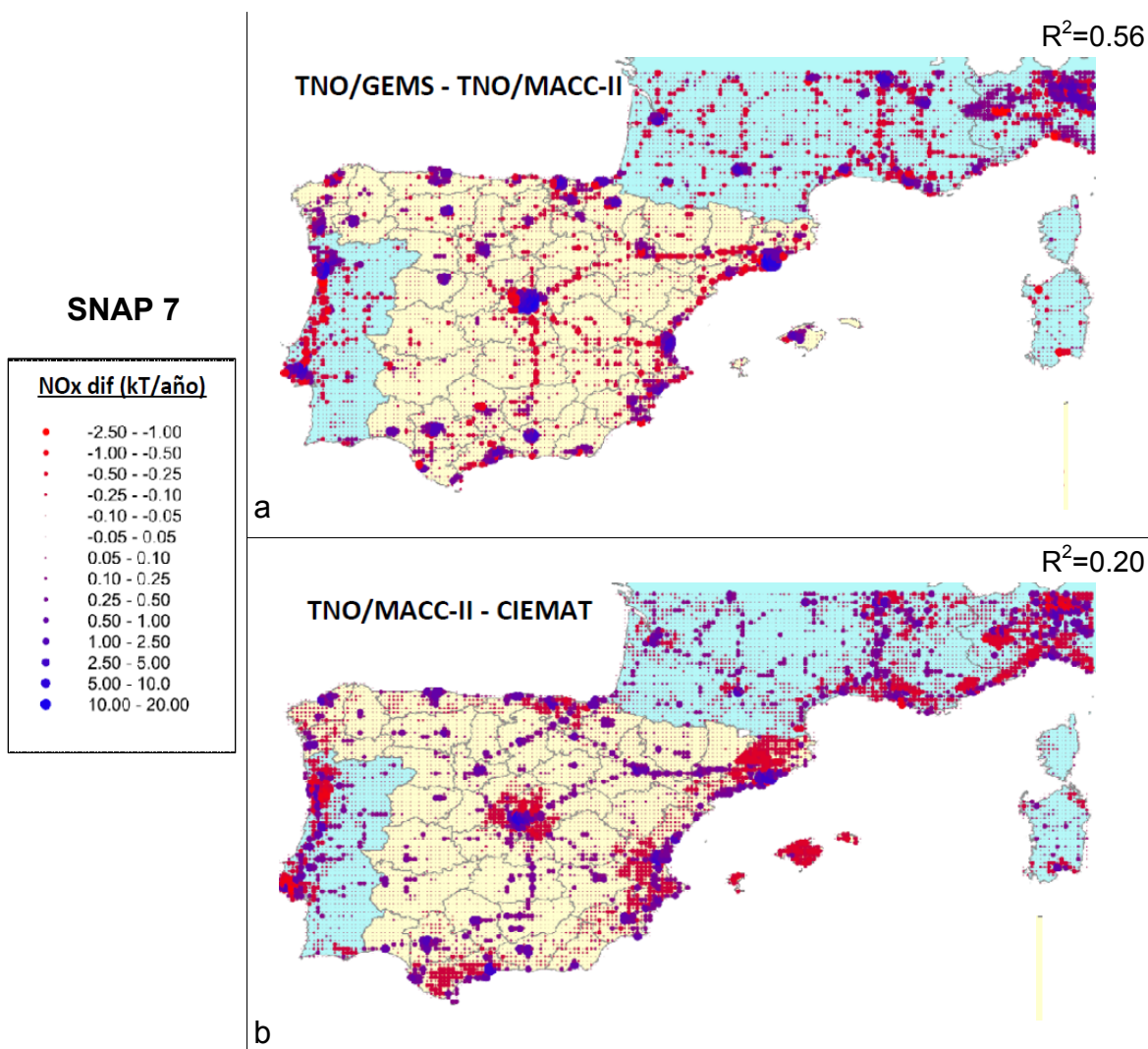


Figura 5.- Diferencias TNO/GEMS – TNO/MACC-II (a) y TNO/MACC-II – CIEMAT (b) para las emisiones de NO_x asociadas al SNAP7 (2) por rejilla (0.1°x0.1°).

4. Sensibilidad del sistema MOCAGE-AEMET

Para analizar los impactos en la modelización se ha reproducido el mencionado procedimiento implementado en AEMET (tabla 1) para los tres casos de emisiones de alta resolución (TNO/GEMS, TNO/MACC-II y CIEMAT). Este ejercicio nos genera tres predicciones de la composición química (denotadas como GEMS, MACC y CIEMAT, respectivamente) hasta H+24 para el dominio INMH01 cada día, con la única diferencia del inventario de emisiones utilizado.

Las diferencias en las emisiones entre los principales contaminantes dan lugar a variaciones en las concentraciones superficiales obtenidas. Mientras para los

contaminantes secundarios como el ozono las desavenencias observadas no son tan notorias.

Mas allá de las diferencias esperadas a lo largo del dominio entre las predicciones de la composición química, para evaluar tanto el sistema de modelización como el inventario de emisiones es esencial contrastar con observaciones de redes de calidad del aire.

Dada la resolución regional del dominio INMH01 y las particularidades de cada localización de las diferentes estaciones de las redes de observación de diversas administraciones, la evaluación solo se centra en comparar con datos observados de la red EMEP/VAG.

4.1 Comparativa con observaciones de la red EMEP/VAG/

El periodo de evaluación corresponde al trimestre invernal del 2013 y 2014, y las concentraciones obtenidas por el sistema MOCAGE-AEMET se ajustan a las ubicaciones de las 13 estaciones de fondo de la red mediante la interpolación bilineal.

Al igual que por lo visto en los mapas de concentraciones (no incluidos en el presente informe), los resultados alcanzados al incluir la información de inventarios de emisiones más actual para el dominio INMH01 son notorios. Como se observa en el sesgo (BIAS) y el error cuadrático medio (RMSE) para las medias diarias la sobrestimación alcanzada en el caso del GEMS es considerable (tabla 5). Mientras que los resultados medios para toda la red comparando los resultados de CIEMAT y de MACC no son tan diferentes.

Medias diarias	SO ₂		O ₃		NO		NO ₂	
	BIAS	RMSE	BIAS	RMSE	BIAS	RMSE	BIAS	RMSE
GEMS	5.8	10.2	31.9	40.0	1.7	5.5	11.4	27.2
CIEMAT	1.1	2.3	-13.3	21.0	0.1	1.7	4.2	5.6
MACC	1.2	2.7	-13.6	21.2	0.7	1.9	2.6	7.9

Tabla 5.- Valores promedio del BIAS y RMSE para los tres sistemas evaluados respecto a las observaciones diarias de SO₂, O₃, NO y NO₂ de la red EMEP/VAG durante diciembre del 2013 y enero y febrero del 2014.

Analizando estos valores estadísticos por alcance de la predicción (figura 6), se observa la mejoría mencionada durante todos los pasos de tiempo para las concentraciones de SO₂, O₃, NO y NO₂. Aún así, para los compuestos activos en las reacciones fotoquímicas (como NO_x y O₃) se observan ciertas particularidades a lo largo de las horas diurnas que pueden estar asociados a particularidades del propio modelo MOCAGE.

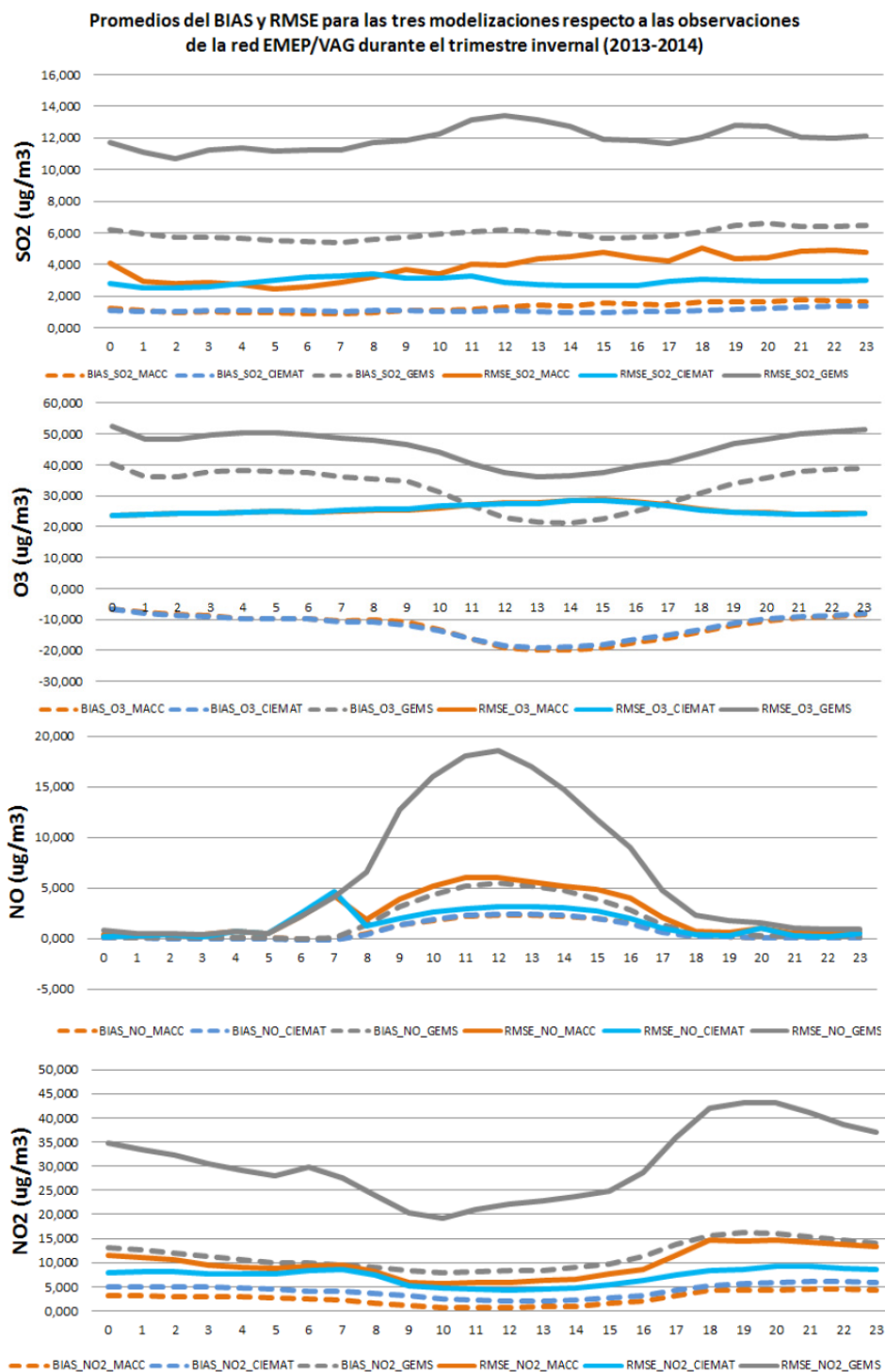


Figura 6.- Valores promedio del BIAS y RMSE por alcance de la predicción (de 0 a 24h) para los tres sistemas evaluados respecto a las observaciones horarias de SO₂, O₃, NO y NO₂ de la red EMEP/VAG durante diciembre del 2013 y enero y febrero del 2014.

5. Conclusiones

Siendo conscientes de las limitaciones computacionales y conceptuales de la modelización de la contaminación atmosférica, son ineludibles los pasos dados en este tipo de estudios en la búsqueda de la idoneidad y la comprensión de la incertidumbre asociada a estas aplicaciones meteorológicas. Transmitir, compartir y superar las dificultades intrínsecas dará lugar a informaciones más fieles y adecuadas sobre la contaminación atmosférica que sacien las inquietudes y necesidades sociales y ambientales.

Este tipo de estudios analizan ciertas discrepancias de distintas estimaciones de emisión, y buscan las causas que generan que las emisiones asociadas a diversas especies químicas que utiliza un CTM puedan no ser tan precisas. En este caso se ha observado que especialmente el grado de adecuación a niveles más actuales de las tasas de emisiones del SO₂ dan lugar a resultados de la predicción más acordes a las observaciones.

Conociendo esto, podremos estar en condiciones de construir una entrada de datos de emisiones en el sistema de predicción de la composición química de la atmósfera coherente al instante y región modelizada.

En lo que respecta al sistema de MOCAGE-AEMET, en futuros estudios más exhaustivos se cuantificarán más detalladamente estas vinculaciones preliminares llevando a cabo análisis de resultados en otros períodos de estudio, e incluyendo nuevos desarrollos del modelo y su implementación, y nueva información mejorada disponible de inventarios de emisiones.

6. Referencias

Arrizabalaga J., Cansado A., 2012. Análisis de la estimación de las emisiones para su uso en modelos de transporte químico, *XXXII Jornadas Científicas de la Asociación Meteorológica Española y 13º Encuentro Hispano – Luso de Meteorología, Madrid*

Bechtold P., Bazile E., Guichard F., Mascart P., Richard E., 2001. A mass flux convection scheme for regional and global models, *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 127, 869-886

Cansado A., Moreta J.R., Arrizabalaga J., Martínez I., 2012. Predicciones operativas de composición química de la atmósfera en AEMET, *XXXII Jornadas Científicas de la Asociación Meteorológica Española y 13º Encuentro Hispano – Luso de Meteorología, Madrid*

Dufour A., Amodei M., Ancellet G., Peuch V.H., 2004, Observed and modelled "chemical weather" during ESCOMPTE, *Atmospheric Research*, 74, 161-189

Ferreira J., Guevara M., Baldasano J.M., Tchepel O., Miranda A. I., Borrego C., 2013. A comparative analysis of two highly spatially resolved European atmospheric emission inventories, *Atmospheric Environment*, 75, 43-57

Friedrich R., Reis S., 2004. Emissions of Air Pollutants Measurements, Calculations and Uncertainties

- Giorgi F., Chameides W.L., 1986. Rainout Lifetimes of Highly Soluble Aerosols and Gases as Inferred from Simulations With a General Circulation Model, *Journal of Geophysical Research*, 91(D13), 367-376
- Guevara M., Pay M.T., Martínez F., Soret A., Denier van der Gon H., Baldasano J.M., 2014. Inter-comparison between HERMESv2.0 and TNO-MACC-II emission data using the CALIOPE air quality system (Spain), *Atmospheric Environment*, 98, 134-145
- Josse B., Simon P., Peuch V.H., 2004 Radon global simulations with the multiscale chemistry and transport model MOCAGE, *Tellus*, 56B, 339-356
- Kuenen J.J.P., Visschedijk A.J.H., Jozwicka M., Denier van der Gon H., TNO-MACC_II emission inventory: a multi.year (2003-2009) consistent high resolution European emission inventory for air quality modellin, 2014. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 14, 5837-5869
- Lefèvre F., Brasseur G.P., Folkins I., Smith A.K., Simon P., 2004. Chemistry of the 1991-1992 stratospheric winter: three-dimensional model simulations, *Journal of Geophysical Research*, 99 (D4), 8183-8195
- Louis J.F., 1979. A parametric model of vertical eddy fluxes in the atmosphere, *Boundary-Layer Meteorology*, 17, 197-202
- Mari C., Jacob D.J., Betchold P., 2000. Transport and scavenging of soluble gases in a deep convective cloud, *Journal of Geophysical Research*, 105, D17 22255-22267
- Martín, F., Palomino, I., Vivanco, M.G., 2012. Combination of measured and modelling data in air quality assessment in Spain, *Int. J. Environment and Pollution*, 49, 36-44
- Seinfeld J.H, Pandis S.P., 2006. Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change
- Stockwell W.R. Kirchner F., Kuhn M., Seefeld S., 1997 A new mechanism for regional atmospheric chemistry modelling, *Journal of Geophysical Research*, 102, 25847-25879
- Van Aardenne, J.A., 2002. Uncertainties in emission inventories. *Thesis (PhD). Wageningen University*
- Visschedijk A.J.H., Zandveld P.Y.J., Denier van der Gon H., 2007. A high resolution Gridded European Emission Database for the EU integrated project GEMS, *TNO-report 2007-A-R0233B*
- Wesely M.L., 1989. Parameterization of surface resistance to gaseous dry deposition in regional numerical models, *Atmospheric Environment*, 16, 1293-1304
- Williamson D.L., Rash P.J., 1989. Two-dimensional semi-lagrangian transport with shape preserving interpolation, *Monthly Weather Review*, 117, 102-129