

**ESTIMACIÓN, ANÁLISIS Y EVALUACIÓN
DE INVENTARIOS DE EMISIONES
ATMOSFÉRICAS ANTROPOGÉNICAS
A ESCALA LOCAL, REGIONAL Y CONTINENTAL**

MARÍA DIOS NOCEDA

**MEMORIA PRESENTADA PARA OPTAR AL GRADO DE
DOCTOR POR LA UNIVERSIDAD DE SANTIAGO DE COMPOSTELA**

**DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA QUÍMICA
SANTIAGO DE COMPOSTELA, MARZO DE 2013**







DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA QUÍMICA
Escuela Técnica Superior de Ingeniería

Juan José Casares Long, Catedrático, y José Antonio Souto González, Profesor Contratado Doctor, ambos del Departamento de Ingeniería Química de la Universidad de Santiago de Compostela, en calidad de Directores del presente trabajo de investigación titulado:

“Estimación, análisis y evaluación de inventarios de emisiones atmosféricas antropogénicas a escala local, regional y continental”

Dan el visto bueno a la presentación de esta memoria por María Dios Noceda, para optar al título de Doctor en Ingeniería Química.

Santiago de Compostela, Marzo de 2013

Juan José Casares Long

José Antonio Souto González

María Dios Noceda



AGRADECIMIENTOS

A mis padres José Francisco y Encarna, y a mi hermana Sara por su cariño, paciencia y apoyo incondicional.

A mis directores de Tesis, *Juan José Casares* y *José Antonio Souto*, por haberme dado la oportunidad de llegar hasta aquí, por la ayuda prestada, su disponibilidad y consejos.

Al profesor *Carlos Borrego*, de la Universidad de Aveiro, por su invitación a permanecer con su grupo de investigación por unos meses, y permitirme ver cómo con recursos y esfuerzo se puede llegar a cualquier parte.

A *David Cartelle* y *José Manuel Vellón*, de Troposfera S.C., por su profesionalidad, y por conseguir dar forma y aplicación a cosas que aparentemente no la tenían, acercando dos mundos que se necesitan tanto como la empresa y la universidad.

A *José Luis Bermúdez*, *Belén Soto* e *Inés Romero* de la C.T. de As Pontes, y el personal del Laboratorio de Medioambiente de Galicia, por su colaboración y amabilidad en el suministro de información.

A todos mis compañeros y amigos que han pasado por el grupo de Modelización Ambiental durante este tiempo, por todos los momentos compartidos. También a mis compañeros de la Universidad de Aveiro, por haberme acogido como una más desde el primer momento.

Y en definitiva, a todas las personas que quizás sin saberlo, han contribuido a la elaboración de este trabajo, gracias.

María Dios Noceda



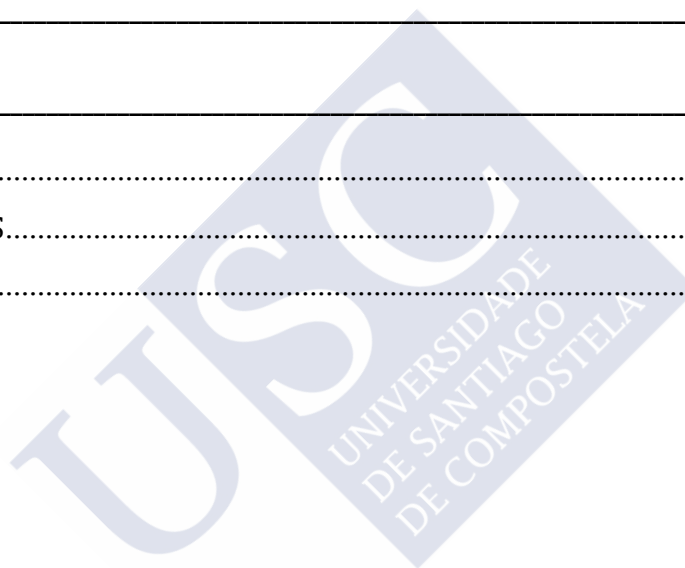
ÍNDICE

RESUMEN	1
SUMMARY	9
OBJETIVO	17
CAPITULO 1. INTRODUCCIÓN	19
1.1. INVENTARIOS DE EMISIONES	21
1.1.1. Fundamentos	21
1.1.2. Focos emisores: Clasificación	24
1.1.3. Metodología de estimación de emisiones	26
1.1.4. Estrategias <i>bottom-up</i> y <i>top-down</i>	28
1.1.5. Marco Legislativo	29
1.2. DISTRIBUCIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL	33
1.2.1. Distribución espacial	33
1.2.2. Aplicación de Sistemas de Información Geográfica, GIS	35
1.2.3. Distribución temporal	36
1.3. ESCALAS CONTINENTAL, REGIONAL Y LOCAL	38
1.3.1. Escala continental/global	39
1.3.2. Escala regional	41
1.3.3. Escala local	42
1.4. MODELIZACIÓN DE LA CALIDAD DEL AIRE	42
CAPITULO 2. ESCALA CONTINENTAL	45
2.1. OBJETIVO	47
2.2. INTRODUCCIÓN	47
2.2.1. Iniciativas de cooperación Europeas	48
2.2.2. Iniciativas de cooperación Norteamericanas	49
2.2.3. Iniciativas de cooperación Intercontinentales	51
2.3. EL EXPERIMENTO AQMEII	51
2.3.1. Definición	51
2.3.2. Alcance	53

2.4. METODOLOGÍA.....	56
2.4.1. Análisis de las emisiones sobre Norteamérica.....	58
2.4.2. Análisis de las emisiones sobre Europa.....	63
2.5. COMPARACIÓN DE LAS EMISIONES PARA NORTEAMÉRICA Y EUROPA	71
2.5.1. Comparación por sectores.....	71
2.5.2. Análisis de la distribución temporal	73
2.6. CONCLUSIONES.....	83
CAPITULO 3. ESCALA REGIONAL (I) _____	85
3.1. OBJETIVO.....	87
3.2. INTRODUCCIÓN.....	87
3.2.1. Registro EPER.....	88
3.2.2. Registro PRTR	90
3.2.3. Registro Galego de Emisións REGADE	94
3.3. METODOLOGÍA.....	94
3.3.1. Metodología de cálculo.....	95
3.3.2. Metodología de evaluación.....	96
3.4. APLICACIÓN DE LAS METODOLOGÍA DE CÁLCULO Y EVALUACIÓN A LAS EMISIONES INDUSTRIALES DE GALICIA	100
3.5. ANÁLISIS DEL REGISTRO EPER/PRTR.....	105
3.5.1. Número de instalaciones	106
3.5.2. Sector industrial.....	107
3.5.3. Método de determinación de emisiones.....	110
3.5.4. Series temporales completas: emisiones 2001 a 2010	112
3.6. EVALUACIÓN DEL REGISTRO EPER/PRTR	115
3.6.1. PRTRval	115
3.6.2. Análisis de errores.....	117
3.7. CONCLUSIONES.....	120
CAPITULO 4. ESCALA REGIONAL (II) _____	121
4.1. OBJETIVO.....	123
4.2. INTRODUCCIÓN.....	123
4.2.1. Alcance	124
4.2.2. Actualización del inventario EMEP.....	126

4.3. METODOLOGÍA.....	126
4.3.1. Descripción de la metodología.....	128
4.3.2. Segregación espacial mediante el uso de GIS	130
4.3.3. Integración del inventario de Portugal	131
4.4. SECTORES INDUSTRIALES (S1, S3, S4).....	132
4.4.1. Estrategia <i>bottom-up</i>	132
4.4.2. Estrategia <i>top-down</i>	134
4.4.3. Evaluación de las emisiones industriales vs EMEP	134
4.5. TRANSPORTE POR CARRETERA (S7)	141
4.5.1. Modelo de emisiones de tráfico: COPERT4.....	142
4.5.2. Estrategia <i>bottom-up</i>	147
4.5.3. Estrategia <i>top-down</i>	148
4.5.4. Evaluación de las emisiones de tráfico vs EMEP	149
4.6. AGRICULTURA (S10)	150
4.6.1. Estrategia <i>bottom-up</i>	151
4.6.2. Estrategia <i>top-down</i>	151
4.7. FOCOS DE ÁREA REFERIDOS A LA POBLACIÓN (S2, S6).....	153
4.7.1. Estrategia <i>top-down</i>	153
4.7.2. Evaluación de las emisiones residenciales vs EMEP	154
4.8. OTROS SECTORES (S5, S8, S9)	155
4.9. APLICACIONES DEL INVENTARIO DE EMISIONES DESARROLLADO	157
4.9.1. Aplicación PRESAXIO.....	158
4.9.2. Proyección de inventarios: Zonificación	159
4.10. ANÁLISIS DE LA ACTUALIZACIÓN DEL INVENTARIO EMEP 2008.....	160
4.11. CONCLUSIONES	164
CHAPTER 5. LOCAL SCALE	167
5.1. OBJECTIVE	169
5.2. INTRODUCTION.....	169
5.3. METHODOLOGY.....	171
5.4. CASE STUDY: AS PONTES POWER PLANT	173
5.4.1. Coal blend: local lignite and foreign subbituminous coal.....	175
5.4.2. Burning technology.....	175
5.4.3. Emission values	176

5.5. RESULTS AND DISCUSSION	177
5.5.1. Carbon dioxide, CO ₂	177
5.5.2. Sulphur dioxide, SO ₂	181
5.5.3. Nitrogen oxides, NO _x	186
5.6. CONCLUSIONS	191
CONCLUSIONES _____	193
CONCLUSIONS _____	197
PUBLICACIONES Y APLICACIONES _____	201
BIBLIOGRAFÍA _____	203
ANEXO _____	221
NOMENCLATURA.....	221
INDICE DE FIGURAS.....	223
INDICE DE TABLAS	229



Resumen

Indudablemente, la calidad de vida ha mejorado en los últimos cincuenta años: ha aumentado el bienestar general, la movilidad tanto individual como colectiva se ha incrementado sustancialmente, y se dispone de más bienes materiales. Sin embargo, otros aspectos fundamentales, como la integridad de los sistemas que permiten la vida en la Tierra tal y como es considerada a día de hoy, han experimentado un deterioro importante en el mismo lapso de tiempo, debido a la cada vez mayor presión sobre el medio natural, causando una serie de consecuencias negativas no sólo sobre el medio ambiente, si no también, sobre la salud humana (UNEP, 2008). Esta degradación está causada, en parte, por las emisiones atmosféricas generadas en el desempeño de las actividades antropogénicas, como las instalaciones industriales, el transporte, etc.

La contaminación atmosférica genera impactos más allá del punto geográfico local donde se producen las emisiones, alcanzando escalas regionales, continentales o incluso globales. De este modo, las emisiones no pueden considerarse como un problema asociado a una escala determinada, ya que existen interacciones entre las distintas escalas y su solución debe enfocarse desde una perspectiva común (WMO-GAW, 2000).

Tradicionalmente, el análisis de estos impactos a nivel atmosférico se basaba en medidas experimentales puntuales en estaciones de monitorización. Sin embargo, no es posible disponer de medidas experimentales en el entorno de todas las fuentes de emisión ni para todos los contaminantes emitidos. Además, estas medidas se corresponden únicamente con la situación ambiental en el punto de medida, sin que sea posible identificar el origen o las causas de dichas emisiones (EEA, 2011a).

Por otro lado, la modelización se plantea como una solución para este tipo de estudios, ya que permite analizar los problemas ambientales asociados a los contaminantes atmosféricos desde un punto de vista determinístico, considerando los focos de emisión, los procesos meteorológicos, los cambios físicos y químicos que se producen en la atmósfera, etc. En este aspecto, los modelos de calidad del aire son el nexo entre las emisiones de contaminantes generadas por las distintas fuentes y las concentraciones en el aire ambiente a nivel del suelo. A través de la modelización es posible plantear escenarios o guías para la implementación de políticas y estrategias de reducción de las emisiones, y verificar el cumplimiento de las mismas (EEA, 2009a). Pero para poder realizar cualquier estudio de modelización o impacto, es necesario caracterizar tanto cualitativa como cuantitativamente las emisiones; por lo que el punto de partida en este tipo de estudios será siempre el establecimiento del inventario de emisiones.

Un inventario de emisiones constituye un instrumento estratégico para la gestión ambiental (Casares et al., 2005), que puede definirse como una recopilación de datos de las fuentes de emisión y los contaminantes emitidos, para una determinada área geográfica y escala temporal. Los inventarios de emisiones son siempre proyectos dinámicos en continuo desarrollo, y de carácter cíclico, que deben ser periódicamente actualizados.

Los inventarios de emisiones son utilizados para una gran cantidad de aplicaciones tanto por instituciones de carácter político como científico. Nacieron como herramientas de control de las políticas de reducción de emisiones con el Convenio sobre Contaminación Transfronteriza a Larga distancia, o LRTAP, en 1979 (UNECE, 1979); del que se derivaron otros protocolos para la reducción de contaminantes específicos. A partir del LRTAP surgió posteriormente en 1984 el Programa de Cooperación para la Vigilancia y Evaluación de los Contaminantes Atmosféricos en Europa, EMEP, que se basa en tres elementos fundamentales: la recogida de datos de emisión; las medición de parámetros de calidad del aire y meteorológicos; y la modelización (UNECE, 1984). En 1985, se establece por primera vez el inventario CORINAIR, cuyo objetivo fue la estimación de las emisiones de todas las fuentes antropogénicas y naturales. A partir de 1993, los programas EMEP y CORINAIR se acoplaron, dando como resultado el programa EMEP/CORINAIR, que incluyó las tareas de cálculo y modelización de las emisiones atmosféricas y su impacto sobre el entorno.

En las últimas décadas se han hecho grandes avances en cuanto a modelización, desarrollándose modelos de calidad del aire cada vez más complejos, capaces de simular con rigor el comportamiento atmosférico, tanto a nivel cualitativo como cuantitativo. Sin embargo, este avance no se ha reflejado del mismo modo en el desarrollo de las campañas de monitorización o los estudios de emisiones, que habitualmente se limitan a grandes urbes, polígonos industriales o incluso focos puntuales específicos; aún cuando la recopilación y estimación de la información relativa a las emisiones es una etapa crítica.

La elaboración de un inventario de emisiones requiere la utilización de metodologías y procedimientos de cálculo definidos en las fuentes de referencia, así como la recopilación de información fiable y realista; garantizando de este modo, que los valores de emisión obtenidos son tan solo un nivel jerárquico inferior a la medida experimental de los mismos (Dios et al., 2010a). En consecuencia, los resultados obtenidos con la modelización del inventario serán reflejo directo de la precisión y calidad de la información de partida, determinando en gran medida su incertidumbre (Monteiro et al., 2007).

En este trabajo se aborda la elaboración de inventarios de emisiones atmosféricas mediante la combinación de diferentes metodologías, su análisis y evaluación para su posterior aplicación en tres escalas espaciales: continental, regional y local. Se han empleado distintas técnicas, pero manteniendo la coherencia entre los inventarios desarrollados en las distintas escalas.

ESCALA CONTINENTAL

La iniciativa AQMEII, *Air Quality Model Evaluation International Initiative*, surgió bajo la premisa de elaborar una estrategia común en el desarrollo de los modelos de calidad del aire, la determinación de las futuras prioridades de investigación y el establecimiento de metodologías de evaluación que incrementasen el conocimiento de los procesos (Rao et al., 2011). Diferentes grupos de investigación han llevado a cabo simulaciones de calidad del aire para Norteamérica y Europa para el año 2006 con los mismos inventarios de emisiones, pero diferentes modelos meteorológicos, de calidad del aire y parametrizaciones empíricas; y, se han comparado y evaluado los resultados.

Con el objetivo de alcanzar una evaluación diagnóstica de la validez de los modelos aplicados, aislando las causas de las desviaciones en la validación de sus resultados, se ha tratado de obtener información relevante sobre los inventarios de emisiones utilizados en la iniciativa AQMEII. Se han analizado y evaluado estadísticamente las emisiones de Norteamérica y Europa del año 2006, de manera individual y conjunta. Esta valoración comparativa se ha realizado desde un punto de vista sectorial, temporal y geográfico:

Análisis sectorial: Se desarrolló a nivel interno, para cada uno de los dos continentes, identificando los sectores con mayor aportación; y comparando las emisiones de ambos continentes, identificándose las similitudes y diferencias más significativas. Destaca la aportación en ambos continentes de los procesos de combustión en prácticamente todos los contaminantes y los sectores relacionados con el transporte. En este último sector, las características diferenciadoras de la flota de vehículos entre ambos continentes resultan en una emisión de monóxido de carbono, CO, muy superior en el caso de Norteamérica.

Análisis temporal: El análisis de la variación de las emisiones en el tiempo se fundamenta en la comparación de los perfiles temporales para ambos continentes, en la medida de lo posible, ya que se dispone de mayor especificidad en el inventario de emisiones de Norteamérica. Así, es posible diferenciar en los perfiles temporales, períodos vacacionales, horarios laborales o comportamientos diferenciadores, por ejemplo, entre las actividades en un día laborable y un fin de semana.

Análisis geográfico (Europa): La emisión segregada por países está disponible únicamente para las emisiones de Europa. Desde esta perspectiva el análisis de las emisiones se realiza a partir de las emisiones por países, tanto en valor absoluto, como referidas a la población. Según este análisis, en términos absolutos España se posiciona como uno de los cinco países más contaminantes para prácticamente todas las especies primarias; aunque al referir la emisión al número de habitantes, únicamente es destacable la emisión española de óxidos de nitrógeno, NO_x.

ESCALA REGIONAL

Las iniciativas Europeas surgidas para la caracterización de las emisiones, EMEP y CORINAIR proponen la utilización de un inventario con una resolución de 50 x 50 km², actualmente. El inventario EMEP se basa en una metodología *top-down*: las emisiones se han calculado para el área total, y posteriormente son redistribuidas atendiendo a diferentes criterios, dependientes de la fuente de emisión. Para propósitos generales, esta aproximación presenta una precisión global satisfactoria, pero a escala regional, puede resultar insuficiente para representar la variabilidad y características específicas de un área, sus instalaciones industriales, núcleos de población, etc. (Butler et al., 2008). Por el contrario, una metodología *bottom-up* requiere el cálculo detallado de cada una de las fuentes de emisión en un área, que posteriormente serán agregadas hasta obtener la emisión total. Esta estrategia mejoraría la precisión del inventario; sin embargo, la caracterización de todas las fuentes de emisión individualmente resulta inabarcable.

De este modo, tratando de combinar ambas metodologías, en este trabajo se propone el desarrollo progresivo y por etapas de un inventario de emisiones antropogénicas para el año 2008, abarcando un área de 390 x 450 km² del Noroeste de la Península Ibérica, dividida en 19500 celdas de 3 x 3 km². Como base del inventario, y tratando de garantizar la reproducibilidad y comparabilidad con otros estudios, se emplea la metodología y nomenclatura CORINAIR, el inventario EMEP y otras fuentes de información pública. Sobre Galicia se ha empleado la metodología combinada *bottom-up* y *top-down*, con especial detalle en el cálculo de las emisiones industriales y de tráfico rodado. Sobre las otras regiones españolas incluidas en el área del inventario, se ha empleado directamente el inventario EMEP, excepto para los principales focos industriales. Para las regiones de Portugal incluidas en dicha área, el inventario utilizado ha sido el desarrollado por el GEMAC, *Grupo de Emissões Modelação e Alterações Climáticas*, de la Universidad de Aveiro, integrado a la misma resolución que el inventario desarrollado para Galicia.

El establecimiento de este inventario se basa en tres etapas fundamentales (Bush et al., 2008; Maes et al., 2008): el cálculo y/o recopilación de las emisiones; la distribución de las emisiones mediante la aplicación de los parámetros de distribución correspondientes; y finalmente, la distribución uniforme sobre la malla regular elegida. La metodología aplicada en la distribución espacial es función de las características de la fuente de emisión: las fuentes puntuales pueden ser localizadas en sus coordenadas geográficas, por lo que no será necesario aplicar ningún otro parámetro; para las fuentes en área o en línea, se aplicará el procedimiento en etapas definido, empleando distintos parámetros geográficos y/o estadísticos, según el tipo de fuente.

El procesado espacial de la información se ha realizado utilizando un Sistema de Información Geográfica, GIS, lo que permite analizar conjuntamente las emisiones y los parámetros geográficos; y también la aplicación directa del inventario desarrollado en la modelización de la calidad del aire (Karvosenoja, 2008).

En el desarrollo de esta metodología se ha priorizado en el cálculo de aquellos sectores que generan mayores emisiones, considerando también la dificultad y el grado de incertidumbre asociado al cálculo y/o a la distribución de las mismas. Por su relevancia, sobre Galicia se han tratado de forma independiente y mediante una estrategia *bottom-up* el cálculo de las emisiones correspondientes a: instalaciones industriales y ganaderas; tráfico en las ciudades con más de 50000 habitantes, y principales autopistas y autovías.

Instalaciones industriales y ganaderas: Se han estimado las emisiones de las instalaciones inventariadas en el inventario PRTR, *Pollutant Release and Transfer Register* (European Commission, 2006a) de manera detallada, y considerando, en la medida de lo posible, valores de emisión medidos y/o factores de emisión específicos (estrategia *bottom-up*). Esta estimación ha conllevado el desarrollo de una metodología específica de cálculo en etapas, que parte del análisis detallado del diagrama de flujo de cada instalación de manera independiente, y su segregación en unidades básicas, para las que se recopilarán los modelos de cálculo, factores de emisión y factores de actividad necesarios para su caracterización.

A su vez, para la incorporación de los valores medidos, y factores de emisión específicos, fue necesario desarrollar una metodología de evaluación de las emisiones, comparando estos valores medidos con un inventario de referencia, obtenido a partir de factores de emisión estándar de fuentes internacionalmente reconocidas. Este proceso se ha implementado posteriormente en la herramienta software PRTRVal.

Tráfico en ciudades y autopistas/autovías: El cálculo de las emisiones de tráfico en las ciudades se basó en la recopilación de información de diversos estudios de tráfico y datos de densidad de tráfico interno y/o flotante. Para las autopistas y autovías se empleó la información recogida en los contadores de tráfico. Por razones de coherencia con otros inventarios europeos (como EMEP), se empleó el software COPERT4 (EMISIA, 2010), desarrollado por la EEA.

Otros sectores: Para los demás sectores, por la dificultad que supondría la aplicación de una metodología *bottom-up* a un elevadísimo número de fuentes para las que la información disponible es muy limitada, no se realizó un cálculo específico de las emisiones. En estos sectores, se emplearon directamente las emisiones EMEP, redistribuidas espacialmente atendiendo a distintos criterios, como la densidad de población o los usos de suelo.

El inventario mixto desarrollado se ha comparado con el inventario EMEP, observándose diferencias significativas tanto en la magnitud como en la distribución de las emisiones. Se han observado incoherencias en la magnitud, por ejemplo en los sectores industriales, en los que EMEP propone emisiones inferiores a aquellas que han sido declaradas al registro PRTR; o en la distribución espacial, en las que EMEP no atribuye las mayores emisiones a las áreas más pobladas en sectores claramente relacionados con la densidad de población, como puede ser la combustión no industrial (doméstica, comercial e institucional). Lo que ha llevado en algunos casos a recomendar la corrección del inventario EMEP.

ESCALA LOCAL

El proceso convencional de estimación de emisiones para cualquier actividad se fundamenta en un modelo de cálculo simple, basado en la multiplicación de un factor de actividad (generalmente anual) por un factor de emisión estándar y, de existir sistemas de control de emisiones, por la fracción de contaminante no retirada por dicho sistema (EEA, 2009a). En caso de existir más de una fuente de emisión en la actividad considerada, la emisión resultante se calcularía como la suma de las emisiones de las distintas unidades productivas integradas en dicha actividad.

Sin embargo, dentro de una misma unidad y para un determinado factor de actividad, el régimen de operación, la carga, etc. pueden variar a lo largo del año, modificándose las condiciones de emisión; y modificándose esta relación lineal entre las emisiones y el factor de actividad (Nazari et al., 2010).

En este trabajo, se propone el desarrollo de factores de emisión específicos para una gran instalación industrial (foco puntual), haciendo uso de información histórica de emisiones medidas; y su ajuste lineal frente a distintos parámetros de operación (Frey & Zheng, 2002). Considerando la magnitud de las emisiones generadas por las plantas de generación de energía eléctrica de carbón, se desarrolló y aplicó una metodología para la obtención de factores de emisión específicos para la central térmica de As Pontes (actualmente, Unidad de Producción Termoeléctrica, U.P.T., As Pontes) para dióxido de carbono, óxidos de azufre y óxidos de nitrógeno (CO_2 , SO_2 y NO_x).

La central térmica de As Pontes (propiedad de Endesa Generación S.A.) es la mayor central térmica de la Península Ibérica, y su chimenea una de las mayores del mundo, con una emisión de aproximadamente 8 millones de m^3 por hora de gases de combustión (en condiciones normales). Esta instalación ha estado utilizando durante el período 1997-2004 una mezcla en proporción variable de lignito pardo, extraído directamente de la mina anexa a la central en el municipio de As Pontes, y carbón subbituminoso de importación de mayor calidad; lo que plantea un caso de estudio idóneo para la comprobación del carácter lineal de sus emisiones.

Los factores específicos obtenidos para esta instalación se compararon con diversos factores de emisión estándar extraídos de las principales fuentes bibliográficas, con el objetivo de cuantificar la incertidumbre asociada al uso de los factores estándar en este tipo de instalaciones. Se han obtenido valores de incertidumbre aceptables para las emisiones de CO₂, y también para el SO₂ al considerar la retención de azufre en las cenizas; pero no así para NO_x. En este último caso, la introducción de aire en exceso en la unidad de combustión y otras prácticas para evitar los procesos de corrosión y/o los episodios de contaminación local pueden explicar la desviación de los valores medidos con respecto a los esperados al utilizar factores de emisión estándar. Para este contaminante, aunque con carácter general el uso de factores de emisión se plantea como una alternativa a la medición, en el caso de los NO_x sería necesario un mayor desarrollo y actualización de los factores de emisión estándar; incluyendo parámetros específicos como, en este caso, los derivados de la mezcla de carbones.

En suma, en esta tesis doctoral se ha tratado de abarcar un estudio en profundidad sobre la elaboración de inventarios emisiones atmosféricas mediante la combinación de diferentes metodologías, su análisis y evaluación para su posterior aplicación, en las tres escalas espaciales: continental, regional y local. Con el objetivo de obtener mejores inventarios de emisiones es necesario combinar los resultados obtenidos en las diferentes escalas, para integrar el nivel de detalle y características específicas de la escala local en la escala regional; y posteriormente agregar la escala regional a la escala continental.

Con los inventarios de emisiones es posible alcanzar una resolución espacial, temporal y de contaminantes que sería inviable con medidas experimentales. No es posible disponer de medidas en cada fuente de emisión individual ni para cada contaminante. Utilizando los parámetros y metodologías de cálculo adecuados, los valores de emisión obtenidos pueden considerarse la mejor aproximación posible a los valores de emisión reales.

Un inventario de emisiones preciso y su aplicación posterior en procesos de modelización proporcionará información esencial para la comprensión de los efectos de la contaminación atmosférica en la salud humana y el medio ambiente, permitiendo identificar aquellas fuentes que necesitan ser controladas o ver reducida su contaminación, así como comprobar si las acciones tomadas para dicha reducción han sido efectivas.



Summary

Unquestionably, the quality of life has improved over the last fifty years: social welfare has been enhanced, both individual and collective mobility have substantially increased, and individual consumption of goods has increased dramatically. However, other basic issues, such as the integrity of natural systems which support life on Earth as it is considered nowadays, have declined significantly in the same period. The pressure over these systems is getting higher and, causing negative effects over the environment and human health (UNEP, 2008). This degradation is partly caused by the atmospheric emissions derived from anthropogenic activities, as industrial plants, traffic, etc.

The impacts generated by atmospheric pollution are caused beyond the local point where emissions are produced, reaching regional, continental or even global scales. From this point of view, the emissions cannot be related to a specific scale, as there are interactions between the different scales and the solution should be approached from a common perspective (WMO-GAW, 2000).

Traditionally, the analysis of these atmospheric impacts was based on specific experimental measurements of monitoring stations. Nevertheless, it is not feasible to get experimental measurements of all the emission sources involved and all the pollutants emitted. Besides, these measurements correspond to the environmental condition at the measuring point, with no possibility of identifying the origin or causes of the mentioned emissions (EEA, 2011a).

On the other hand, modelling is proposed as an alternative solution for these studies, as it enables the analysis of environmental issues related to atmospheric pollutants from a deterministic point of view, considering emission sources, meteorological processes, physical and chemical changes in the atmosphere. Modelling becomes the link between the pollutant emissions from the different activities and the pollutants ground level concentrations. Through modelling it is also possible to establish scenarios and guidelines for the development of environmental policies and strategies to mitigate the emissions; and to verify their achievements (EEA, 2009a). So, in order to set up any environmental impact or modelling study it is necessary to characterize the emissions both qualitative and quantitatively. Thus, the starting point of any study will be to set up an emissions inventory.

An emissions inventory can be defined as a compilation of data from emissions sources, and the pollutants emitted from those sources, limited to a specific area and time scope.

It becomes a strategic tool for environmental management (Casares et al., 2005). Emissions inventories are dynamic projects continuously under development, in a cyclic process, as they should be periodically updated.

Emissions inventories are used for a wide range of applications, both scientific and policy oriented. They were used initially as control tools for pollutant mitigation policies within the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution., LRTAP, in 1979 (UNECE, 1979). Other protocols were issued from this convention, with the purpose of controlling and reducing specific pollutants emissions. LRTAP laid the foundation for the 1984 European Monitoring and Evaluation Programme, EMEP, which is based on three main points: the compilation of emission data, the measurement of air quality and meteorological parameters; and modelling (UNECE, 1984). In 1985, the CORINAIR inventory was first established; whose main objective was the estimation of the atmospheric emissions from all the anthropogenic and natural pollutant sources. Since 1993, CORINAIR and EMEP Programme were coupled and they constituted the EMEP/CORINAIR Programme; which gathered both emissions calculation, air pollutants processes modelling, and their impact over the environment.

Significant progress has been made in modelling issues in the last decades. The models are becoming more complex, and they are able to produce rigorous simulations of the atmospheric behaviour, both qualitative and quantitatively. However, this progress has not been equally reflected in either emissions monitoring campaigns or emissions studies, which are typically limited to large cities or industrial areas; although emissions estimation and compilation is a critical stage in modelling.

Setting up an emissions inventory requires the application of methodologies and calculation procedures defined in reference sources; and also the compilation of reliable and realistic information. This should guarantee that calculated emissions are just one hierarchical level below measured emission data (Dios et al., 2010a). As a consequence, modelling results will reflect forthrightly the quality and accuracy of the emissions inventory, which determine their uncertainty in a large extent (Monteiro et al., 2007).

The main aim of this work is the set up of atmospheric emissions inventories by combination of different methodologies, and also their analysis and evaluation for subsequent application to three spatial scales: continental, regional and local. Different techniques and approaches were applied, but maintaining the coherence between the inventories developed in the different scales.

CONTINENTAL SCALE

The AQMEII initiative, *Air Quality Model Evaluation International Initiative*, comes up from the premise of performing a common strategy on the development of air quality models, the statement of the future research priorities and the establishment of evaluation methodologies to increase the knowledge of the processes (Rao et al., 2011). Thus, different research groups have performed air quality simulations over North America and Europe for year 2006, using the same emissions inventories, but different meteorological and air quality models, and empirical parameterizations. Both results were compared and evaluated.

Taking into account that the aim is to reach a diagnostic evaluation of the atmospheric models performances, isolating the causes of the deviations during the validation procedure, relevant information about emissions inventories applied in AQMEII initiative was obtained. The emissions from North America and Europe were statistically analyzed and evaluated, both specifically and comparatively. This comparative assessment has been carried out considering sectorial, geographical and variations in time,

Sectorial assessment: It was developed internally for each continent, identifying those sectors with major contributions, and also comparing the emissions inventories from both continents. The most significant similarities and differences were emphasized. The contribution of the combustion processes to practically all the pollutants emissions, and the transport related activities can be stressed. With regard to transport emissions and, more specifically, road traffic emissions, the differences in the vehicles fleet characteristics between both continents result in significant higher carbon monoxide, CO, emissions in North America than in Europe.

Time profiles assessment: The analysis of the time aspects of emissions is based on the direct comparison of time profiles for both continents, in a feasible depth, as North American profiles are more specific than those proposed for Europe. Within this analysis, it is possible to identify in the time profiles the vacation periods, business hours, and, for instance, differences in the social behaviour on working and free days.

Geographical assessment (Europe): The allocation of emissions by country are only available for Europe. The analysis of the emissions is based on the comparison of country specific emissions, both globally and referred to the population of each country. As a result, in absolute values Spain is placed as one of fifth most polluting countries in Europe, for most of the primary pollutants. If the emissions are referred to population, only nitrogen oxides, NO_x, emission is remarkable.

REGIONAL SCALE

European initiatives focused in emission characterization, EMEP and CORINAIR, currently proposed the application of an inventory with a 50 x 50 km² resolution. EMEP inventory is based on a top-down methodology: the emissions were calculated for the total area, and then redistributed attending to different downscaling criteria, related to each emission source. For general purposes, this strategy has an acceptable accuracy, but at regional scale it cannot result good enough to represent the variability or specific characteristics of an area, its industrial plants, population patterns, etc. (Butler et al., 2008). On the other hand, a bottom-up methodology requires the calculation in detail of each emission sources in the area, and then the emissions from all these individual sources will be added to obtain the global emission. This strategy improves the accuracy of the inventory; however, the individual characterization of all the emission sources is too extensive.

Trying to combine both methodologies, in this work an anthropogenic emissions inventory for 2008 following a progressive and in stages development is proposed. It covers an area of 390 x 450 km² in the Northwest of the Iberian Peninsula, divided in 19500 cells of 3 x 3 km². The inventory uses the methodology and nomenclature proposed by CORINAIR, the EMEP inventory and other public information sources, in order to guarantee its reproducibility and comparability with other studies. In Galicia, a combination of bottom-up and top-down methodologies is applied, with a detailed calculation for industrial and traffic emissions. For other Spanish regions included in the domain, EMEP inventory was directly applied, except from main industrial point sources. For the Portuguese area included in the domain, the applied inventory has been developed by GEMAC, *Grupo de Emissões Modelação e Alterações Climáticas*, University of Aveiro, segregated to the same resolution of the inventory developed for Galicia.

The set up of this inventory is based on three key stages (Bush et al., 2008; Maes et al., 2008): the calculation and compilation of emissions; the distribution of the emissions by application of downscaling parameters; and, finally, the uniform distribution in the regular grid. The methodology applied for the spatial distribution is related to the characteristics of the emission sources: the point sources can be located in their geographical coordinates, so no distribution parameters are necessary; for line and area sources, the three-stages procedure previously defined is applied, using different geographical and statistical parameters. The spatial processing of all this information is done by means of a Geographical Information System, GIS, which makes possible to jointly analysed emissions and geographical parameters, and also, the direct application of the emissions inventory in air quality modelling (Karvosenoja, 2008).

In the development of this methodology, priority has been given to the calculation of the emissions from those sectors that generate major emissions; also taking into

account the difficulty and uncertainty related to the calculation and distribution of the emissions. Because of their relevance, the emissions over Galicia from industrial plants, farms, urban traffic in cities over 50000 inhabitants, and main highways, were considered independently and calculated by means of a bottom-up strategy.

Industrial plants and farms: The emissions from the registered plants in PRTR inventory, *Pollutant Release and Transfer Register* (European Commission, 2006a), were estimated in detail; considering, when possible, measured emissions and specific emission factors (bottom-up strategy). This estimation required the development of a systematic methodology, based on an independent flowsheeting analysis of every plant, and its disaggregation into basic units. It was necessary to compile calculation models, emission and activity factors for each one of these units.

In turn, an evaluation methodology for the emissions was established in order to integrate the measured emission values and specific emission factors, comparing these values with a reference emission inventory, obtained by means of emission factors from standard references. At the end, this process has been implemented in the software tool PRTRVal.

Traffic in cities and highways: The calculation of traffic emissions in cities was based on the compilation of traffic studies, internal and floating traffic data. For highways, traffic counters information was applied. In order to keep the coherence with other European inventories (as EMEP), COPERT4 software (EMISIA, 2010), developed under EEA support, was used.

Other sectors: For the other sectors, because of the difficulty that arises in the application of a bottom-up methodology to such a high number of emission sources with limited information, a specific calculation of emissions was withdrawn. Instead, EMEP emissions were directly applied and spatially distributed attending to different criteria, such as population density and land use.

This mixed inventory has been compared with EMEP inventory, showing significant differences, and also incoherencies both in magnitude and distribution of the emissions. For instance, for industrial sectors, EMEP proposes lower emissions than those declared in the PRTR register. And for population related activities, such as non industrial combustion (domestic, commercial and institutional combustion), EMEP does not attach the higher emissions to the most populated areas. In some cases, this resulted in suggesting the correction of EMEP inventory.

LOCAL SCALE

The conventional procedure to estimate emissions is based on a simple calculation model, the multiplication of an activity factor (generally annual) by a standard emission factor; and, if emissions control systems are installed, by the fraction of pollutant not removed by the systems (EEA, 2009a). If more than one emission source exists in a plant or activity, the total emissions will be calculated as the sum of the emissions from all the different units. However, for the same unit and, once the annual activity factor has been defined, the operation regime, load, etc. can vary along the year. This modifies the emission rate and, consequently, the lineal relationship between the emissions and the activity factors (Nazari et al., 2010).

Thus, in this work the development of specific emission factors for singular and large point sources is proposed, based in historical emissions measurements; by means of linear regression between these emission measurements and different operation parameters (Frey & Zheng, 2002). Considering the significant emissions produced by large coal-fired power plants, a methodology to calculate specific emission factors in As Pontes Power Plant (UPT As Pontes), covering carbon dioxide, sulphur dioxide and nitrogen oxides (CO₂, SO₂ and NO_x) was developed and applied.

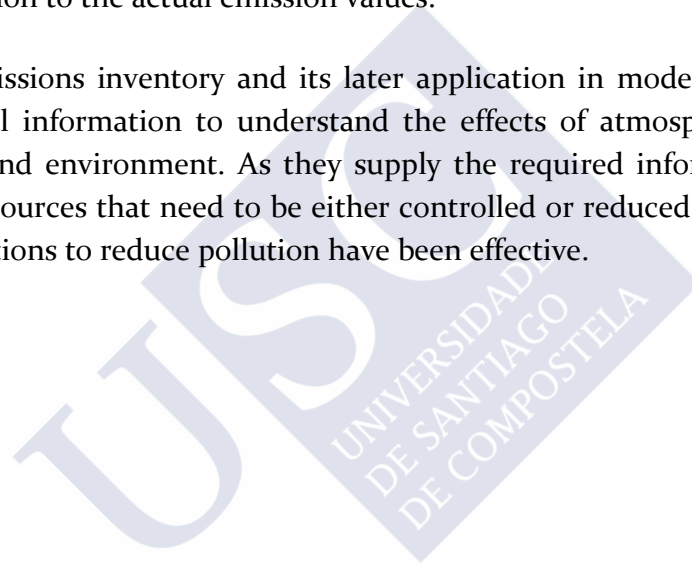
As Pontes Power Plant (property of Endesa Generación S.A. company) is the largest power plant in the Iberian Peninsula, and its stack is one of the tallest all over the world, with an emission flow rate around 8 million m³ per hour (normal conditions). From 1997 to 2004, this plant has fired a blend of coals (in different ratios) of local lignite, directly extracted from its local open-pit mine; and higher quality imported subbituminous coal; providing a suitable case study to test the linear properties of its emissions.

The specific emission factors obtained for this source were also compared with different standard emission factors from main reference sources, with the objective of quantifying the uncertainty related to the use of the standard emission factors in this kind of plants. As a result, acceptable uncertainty values were obtained for the emissions of CO₂ and, also, for SO₂ when the sulphur retention in ash is considered; but not for NO_x. In this latter case, the injection of air in excess inside the combustion chamber, and other operational practices to avoid slagging or local pollution episodes, can explain the deviation of measured values against to estimated values using standard emission factors. So, although the application of emission factors is presented as an alternative to the measured values, for NO_x an in-depth development and updating of standard emission factors will be required; including specific parameters such as, in this case, those related to the coals blending.

In summary, along this PhD Thesis an in-depth study about the procedures to obtain atmospheric emissions inventories has been developed, by the combination of different methodologies and, also, their analysis and evaluation to the subsequent application in three spatial scales: continental, regional and local. As a result, having in mind the establishment of better emissions inventories, it is necessary to combine the results obtained in the different scales to integrate the level of detail and specific characteristics of the local scale into the regional scale; and then to aggregate this regional scale into the continental scale.

With the emissions inventories it is possible to reach a spatial, time and pollutants resolution which will not be feasible with experimental measurements. It is not possible to measure every pollutant in each individual emission source. Using the appropriate parameters and methodologies, the obtained emission values could be considered the best approximation to the actual emission values.

An accurate emissions inventory and its later application in modelling processes will provide essential information to understand the effects of atmospheric emissions to human health and environment. As they supply the required information to identify those emission sources that need to be either controlled or reduced, and also, to check if the applied actions to reduce pollution have been effective.





OBJETIVO

El objetivo general de esta tesis es la elaboración de inventarios de emisiones atmosféricas mediante la combinación de diferentes metodologías, así como su análisis y evaluación para su aplicación en tres escalas espaciales: continental, regional y local.

A escala continental se evaluarán emisiones de Norteamérica y Europa, cuya finalidad es su aplicación en una iniciativa de colaboración intercontinental de calidad del aire: AQMEII. Se analizarán las emisiones desde un punto de vista sectorial, espacial y temporal de manera independiente, y se realizará una valoración comparativa de las mismas; a fin de disponer de información estadística que resulte de utilidad para la interpretación de los resultados de los modelos de calidad del aire ensayados en dicha iniciativa.

A escala regional se desarrollarán y aplicarán metodologías para el establecimiento de un inventario de emisiones para el Noroeste de la Península Ibérica. Se combinarán las metodologías *bottom-up* y *top-down* hasta desarrollar un inventario exhaustivo, adaptable a diferentes escenarios. La evaluación de este inventario se basará en la comparación con los inventarios PRTR, de emisiones industriales, y EMEP, de emisiones antropogénicas globales, para lo que también será necesario establecer metodologías específicas.

A escala local, se tratarán de establecer factores de emisión específicos para una central térmica de carbón mediante el ajuste de datos experimentales de emisión. Estos factores se compararán con los factores de emisión estándar de las principales fuentes bibliográficas, tratando de cuantificar la incertidumbre asociada al cálculo de las emisiones.



Capítulo 1.

INTRODUCCIÓN

1.1. INVENTARIOS DE EMISIONES

- 1.1.1. Fundamentos
- 1.1.2. Focos emisores: Clasificación
- 1.1.3. Metodología de estimación de emisiones
- 1.1.4. Estrategias *top-down* y *bottom-up*
- 1.1.5. Marco Legislativo

1.2. DISTRIBUCIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL

- 1.2.1. Distribución espacial
- 1.2.2. Aplicación de Sistemas de Información Geográfica, GIS
- 1.2.3. Distribución temporal

1.3. ESCALAS CONTINENTAL, REGIONAL Y LOCAL

- 1.3.1. Escala continental/global
- 1.3.2. Escala regional
- 1.3.3. Escala local

1.4. MODELIZACIÓN DE LA CALIDAD DEL AIRE



1.1. INVENTARIOS DE EMISIONES

1.1.1. Fundamentos

La Comisión Mundial de Medio Ambiente y Desarrollo (*World Commission of Environment and Development WCED*) define el desarrollo sostenible como un “proceso global de desarrollo que minimiza el uso de los recursos ambientales y reduce las fuentes de impacto a través de procesos que mejoran, simultáneamente, la economía y la calidad de vida”; o lo que es lo mismo, la sostenibilidad es el mantenimiento de la calidad de vida para las generaciones futuras (Figura 1.1). La calidad de vida es un término muy empleado en la actualidad, y aunque todos están de acuerdo en su importancia, no existe una definición estándar.

La búsqueda individual de una mayor calidad de vida ha supuesto un consumo cada vez mayor de recursos y mayor generación de residuos; y en consecuencia, una mayor presión sobre el medio ambiente. De estas actividades se derivan emisiones a la atmósfera, que están directamente relacionadas con impactos ambientales como el cambio climático o la destrucción de la capa de ozono. Existen modelos que permiten simular el comportamiento de estas emisiones contaminantes, su transporte, deposición y/o transformación química; determinándose de este modo la influencia final que tendrán dichas emisiones en la calidad del aire.

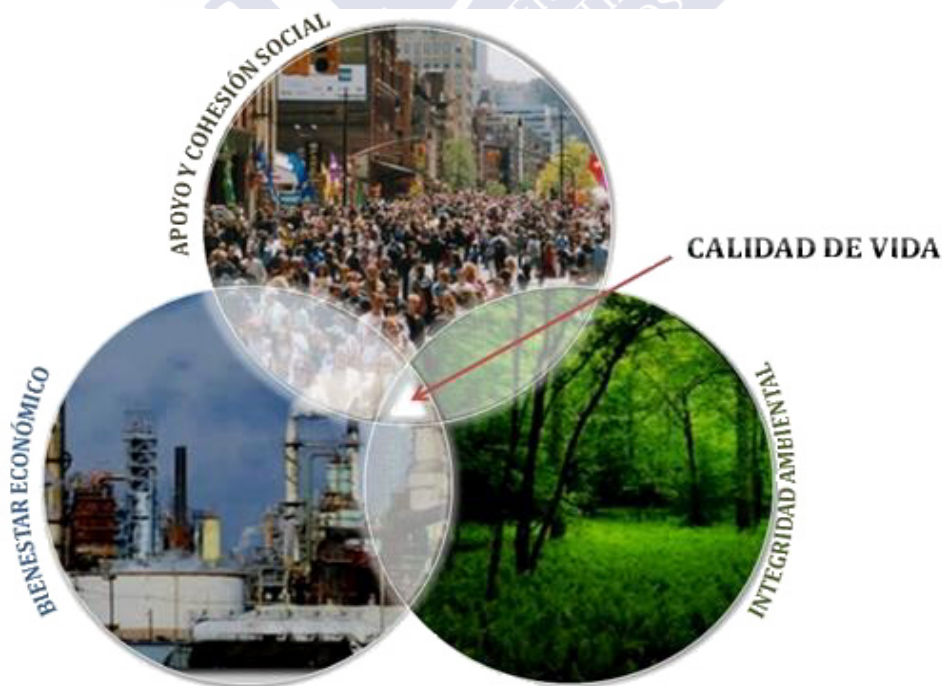


Figura 1.1. Representación de la calidad de vida. Adaptación de WCED (1987)

Para este proceso de modelización, se requiere un conocimiento en profundidad, tanto cualitativa como cuantitativamente de las fuentes de emisión, lo que se organiza a través de los inventarios de emisiones. Un **INVENTARIO DE EMISIONES** es una recopilación de datos de actividades emisoras y los contaminantes que emite cada una de ellas. Es una lista exhaustiva y organizada, que puede incluir además de datos medioambientales, datos de actividad, geográficos e, incluso, económicos.

El alcance de un inventario de emisiones se determina a partir de cuatro dimensiones independientes o W (*What, Why, When and Where*): los contaminantes que son emitidos, las actividades o sectores que generan estas emisiones, la variación temporal de las emisiones, y su localización geográfica (Pulles & Heslinga, 2010).

Los inventarios de emisiones son utilizados para una gran cantidad de aplicaciones tanto por instituciones de carácter político como científico; ya que constituyen la información básica que se requiere para cualquier estudio ambiental sobre contaminación atmosférica, cambio climático o para verificar el cumplimiento de las medidas de reducción adoptadas en políticas y estrategias medioambientales.

La obtención de un inventario de emisiones debe entenderse como un proceso sistemático y organizado a partir del cual podrán obtenerse estimaciones de las emisiones generadas por las actividades objeto de estudio. La aplicación correcta de la metodología asegurará que el cálculo realizado es, no sólo, la mejor aproximación posible a los valores de emisión reales; si no también un proceso transparente, consistente, y comparable. Los inventarios de emisiones son siempre proyectos dinámicos, sujetos a ampliaciones y mejoras.

Hay que tener en cuenta además, que los inventarios de emisiones deben entenderse como un proceso cíclico ya que deben ser actualizados periódicamente, a fin de disponer de una información representativa. Es por ello que el proceso de gestión de la información debe ser muy cuidadoso. En la Figura 1.2, se representa de manera esquemática el proceso de elaboración de un inventario de emisiones, señalándose los intercambios de información y los agentes implicados para el correcto desempeño del mismo.

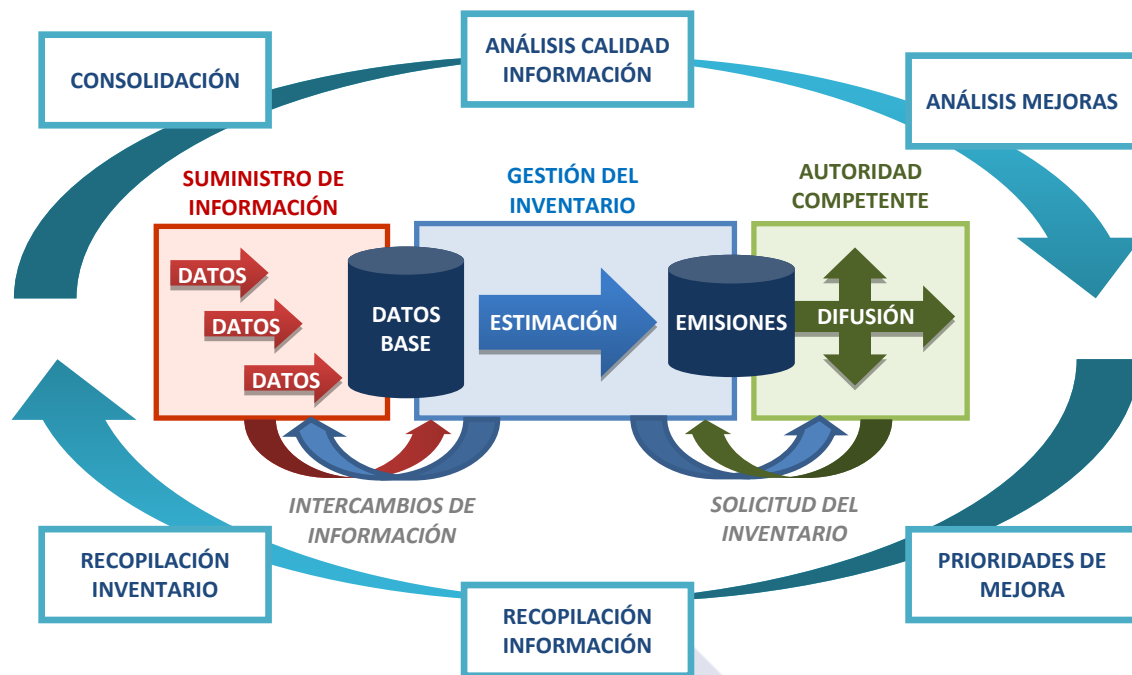


Figura 1.2. Representación del proceso de elaboración de un inventario de emisiones. Elaboración propia a partir de EEA (2009a)

La persona u organismo encargado de la gestión del inventario será responsable de la gestión de los recursos, la solicitud y adquisición de los datos necesarios, así como de los procedimientos de cálculo que permitirán la **ESTIMACIÓN** de las emisiones. En cuanto al suministro de información, existen diversas fuentes que pueden consultarse: observatorios de estadística, organizaciones gubernamentales, institutos de investigación, instalaciones industriales, etc. De ser el caso, las autoridades pertinentes se encargarán de la difusión de los resultados obtenidos.

Durante todo el proceso de elaboración del inventario, es necesario realizar un **ANÁLISIS** tanto de los datos base que son suministrados externamente, como de los resultados de emisiones que se obtienen.

Entendiendo la Figura 1.2 como un ciclo anual, el punto de partida será un plan establecido para la gestión de la información, y terminará en una **EVALUACIÓN** de las emisiones obtenidas, proponiéndose posibles mejoras que faciliten y/o mejoren el desempeño para años posteriores. El inventario de emisiones para el año n debe estar construido sobre la experiencia de los años anteriores. Es importante también destacar, la importancia del establecimiento de los roles y las responsabilidades tanto en los procesos de adquisición de datos como en la difusión de los resultados.

1.1.2. Focos emisores: Clasificación

En los inventarios de emisiones pueden recogerse una gran variedad de actividades emisoras, que pueden clasificarse atendiendo a distintos criterios. Una primera clasificación, atendiendo a si la fuente de emisión tiene un origen natural o no, permitiría distinguir entre fuentes antropogénicas o naturales:

- Fuentes **antropogénicas**: las emisiones son generadas como resultado del desempeño de actividades humanas, como la industria o el transporte.
- Fuentes **naturales**, las emisiones forman parte de los ciclos naturales del planeta, sin influencia directa de las actividades humanas; por lo que no son susceptibles de ser controladas. Son generadas de forma natural a partir de la vegetación, los océanos, los volcanes, etc.

Considerando si existe o no variación en el tiempo, las actividades emisoras pueden clasificarse en fuentes estacionarias o móviles:

- Fuentes **estacionarias**: son fuentes fijas, localizadas en un punto o área.
- Fuentes **no estacionarias** o **móviles**, la fuente de emisión varía su posición en el tiempo. Se aplica fundamentalmente a vehículos, ya sean *on-road* (coches, camiones, motos); u *off-road* (trenes, barcos).

En función de sus características espaciales, las actividades emisoras pueden clasificarse en fuentes puntuales, de área o en línea (Figura 1.3):

- Fuentes **puntuales**: son aquellas que pueden localizarse en un punto geográfico concreto. Se corresponden generalmente con emisiones canalizadas, como en las instalaciones industriales en las que la emisión se realiza a través de una o varias chimeneas.
- Fuentes en **área**: son emisiones difusas, distribuidas homogéneamente en un área geográfica. No pueden asociarse a ningún punto concreto. Pertenecen a esta categoría fuentes de emisión móviles *off-road*, como maquinaria agrícola, o fuentes estáticas, como un incendio forestal (no estacionaria) o una mina a cielo abierto (estacionaria).
- Las fuentes **en línea**, se asocian a elementos como el tráfico rodado o el ferrocarril, cuyas emisiones se generan a lo largo de una trayectoria definida, como una carretera o una vía.

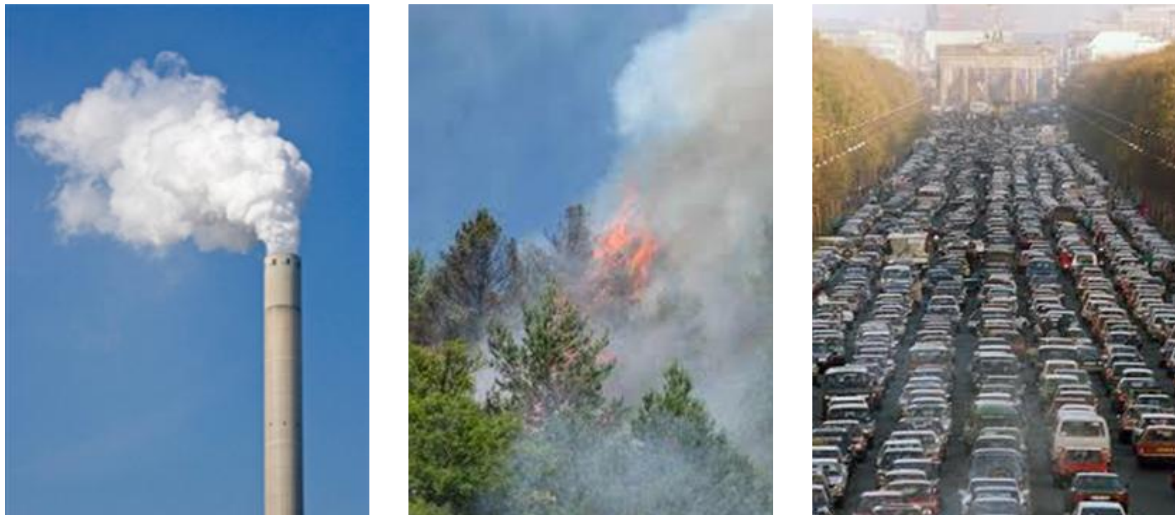


Figura 1.3. Tipos de fuentes de emisión: puntual, en área y en línea

Atendiendo al sector que las origina, las fuentes de emisión pueden establecerse en un gran número de categorías:

- Fuentes **domésticas**: las emisiones tienen su origen en los hogares, por el consumo de combustibles para calefacción, el uso de disolventes orgánicos en los productos de limpieza, etc.
- Fuentes **comerciales o institucionales**: las emisiones tienen su origen en las actividades comerciales o institucionales, como los sistemas de calefacción o el uso de pinturas en la construcción.
- Fuentes **industriales**: las emisiones tienen su origen en los procesos productivos, ya sea de bienes materiales o energía.
- Fuentes relacionadas con el **transporte**: las emisiones tienen su origen en el uso de combustibles fósiles en los vehículos. Se incluyen en este sector el transporte de pasajeros y mercancías por carretera, el transporte aéreo, ferroviario y marítimo.
- Fuentes **biogénicas**: las emisiones son generadas por la vegetación, como consecuencia del proceso de asimilación de carbono de la atmósfera, por la actividad microbiana del suelo o el océano.

Por último, existen otras clasificaciones de las fuentes de emisión, establecidas por organizaciones internacionales, y que permiten establecer un gran número de categorías (Casares et al., 2005):

- Clasificación SNAP, *Selected Nomenclature for Air Pollution*, desarrollada por la Agencia Ambiental Europea EEA, *Environmental European Agency*. Incluye 11 categorías principales (EEA, 1999):
 - S1 Combustión en la producción de energía y transformación de productos
 - S2 Combustión no industrial
 - S3 Combustión industrial
 - S4 Procesos productivos
 - S5 Extracción y distribución de combustibles fósiles y energía geotérmica
 - S6 Uso de disolventes y otros productos
 - S7 Transporte por carretera
 - S8 Fuentes móviles y maquinaria
 - S9 Tratamiento y eliminación de residuos
 - S10 Agricultura
 - S11 Otras fuentes

- Clasificación IPCC, desarrollada por el Panel Intergubernamental del Cambio Climático IPCC, *Intergovernmental Panel on Climate Change*, para la realización de inventarios de gases de efecto invernadero. Incluye 4 categorías principales (IPCC, 2006):
 - Energía
 - Procesos industriales y uso de productos
 - Agricultura, Silvicultura y usos de suelo
 - Residuos

- Clasificación SCC, *Source Classification Codes*, desarrollada por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos U.S. EPA, *Environmental Protection Agency*. Incluye 7 categorías principales (U.S. EPA, 1995):
 - Dispositivos de combustión externa
 - Motores de combustión interna
 - Procesos industriales
 - Petróleo y evaporación de disolventes
 - Eliminación de residuos
 - Fuentes MACT (*Maximum Achievable Control Technology*)
 - Otras fuentes en área

1.1.3. Metodología de estimación de emisiones

Por razones de utilidad práctica, no es posible disponer de medidas experimentales en todas las fuentes emisoras, por lo que será necesario realizar una estimación o cálculo de las emisiones a partir de modelos matemáticos. Esencialmente, estos modelos se

basan en el producto de un factor de actividad de la fuente emisora y un factor de emisión, y la reducción en la emisión debida a los sistemas de control (Ec. 1.1).

$$E_{ij} = FA_j \cdot FE_{ij} \cdot (1 - E_{SCj}) \quad \text{Ec. 1.1}$$

Siendo, E_{ij} la emisión del contaminante i generado en fuente emisora j , FA_j , el factor de actividad de la fuente emisora j ; FE_{ij} , el factor de emisión del contaminante i generado en la fuente j ; y E_{SCj} la eficacia del sistema de control aplicado en la fuente emisora j (si no hay sistemas de control instalados, este parámetro tomará el valor 0).

Los factores de actividad son obtenidos, por lo general, a partir de parámetros de producción o estadísticos; incluyendo balances, consumo energético, datos de población, etc. Los factores de emisión son parámetros empíricos, obtenidos a partir de datos medidos en fuentes de emisión de referencia (EEA, 2009a).

A pesar de la aparente simplicidad del procedimiento, la dificultad en el cálculo de las emisiones radica en la cantidad de información que es necesario recopilar y analizar para obtener un inventario de emisiones detallado y representativo de un área o un sector. Además, cada tipo de fuente de emisión podrá tener sus propios modelos de cálculo, que incluso pueden variar dentro de un mismo sector.

Teniendo en cuenta la cantidad y heterogeneidad de los datos que se manejan, es fundamental disponer de un procedimiento sistemático y estructurado y una organización meticulosa de la información, con el fin de considerar todas las fuentes de emisión. De este modo, se propone un procedimiento general para la obtención de emisiones atmosféricas (Figura 1.4).

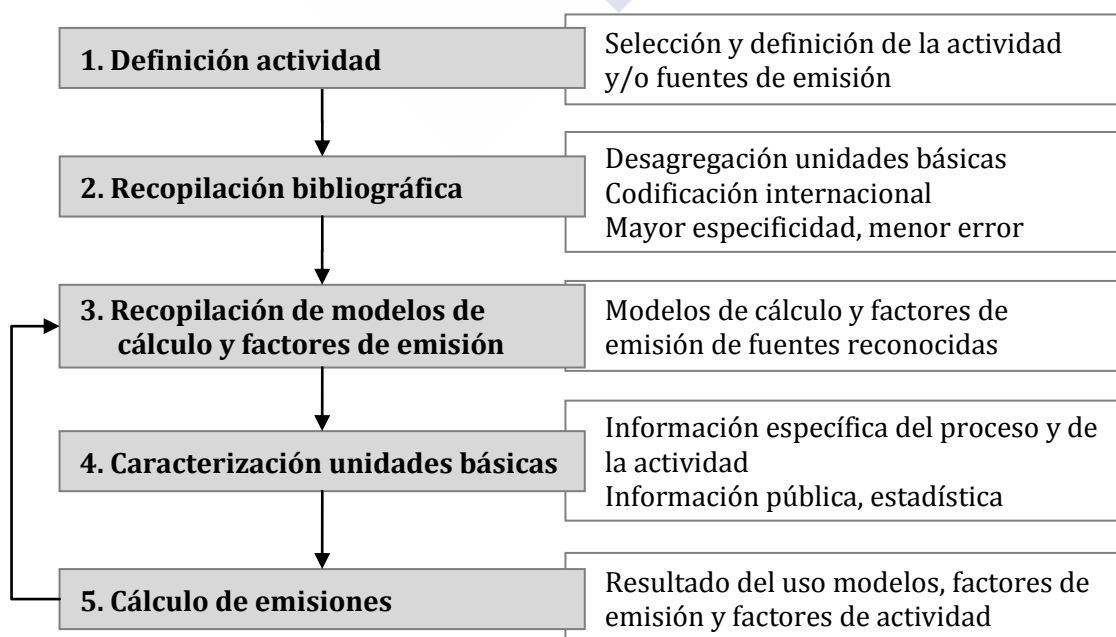


Figura 1.4. Procedimiento de cálculo de emisiones atmosféricas (Dios et al., 2010a)

El procedimiento de cálculo empieza con la definición de la actividad o proceso para los que se quiere realizar el cálculo (etapa 1 en la Figura 1.2). El estudio bibliográfico (etapa 2) permite desagregar dicha actividad o fuente de emisión en unidades individuales; denominadas unidades básicas (Casares et al., 2005), que pueden ser cuantificadas de forma independiente con respecto a sus emisiones. Cuanto más específicas sean estas unidades, más específica podrá ser la recopilación de los modelos y factores de emisión necesarios para el cálculo (etapa 3).

A menudo, existe más de un modelo y factores con diferente nivel de rigor. Cuanto mayor sea la especificidad del cálculo, menor será la incertidumbre y el error cometido en la estimación. La disponibilidad de la información permitirá seleccionar el modelo y los factores más adecuados. Como fuentes bibliográficas generales, cabe citar:

- Guía de cálculo de Emisiones de la EEA (EEA, 2009a)
- Recopilación de factores de emisión de contaminantes atmosféricos AP-42 de U.S. EPA (U.S. EPA, 1997-2012)
- Directivas IPCC para los gases de efecto invernadero (IPCC, 2006).

La caracterización de las unidades básicas (etapa 4) incluirá la recopilación de toda aquella información específica que pueda ser de utilidad para el cálculo: factores de actividad, información estadística, características geográficas, etc. Se obtendrá de las propias instalaciones y/o de organismos de información pública.

Finalmente, las emisiones se obtendrán a partir de los modelos matemáticos, factores de emisión y factores de actividad recopilados en las tareas anteriores.

1.1.4. Estrategias *bottom-up* y *top-down*

La cantidad y diversidad de las fuentes de emisión de las distintas actividades, hacen que sea necesario considerar el modo en que son calculadas las emisiones de manera individual y específica (Winiwarter & Schimak, 2005; Karvosenoja, 2008). Las emisiones de grandes instalaciones industriales pueden calcularse como fuentes puntuales de manera individual, considerando las diferentes características de la planta: capacidad, tecnologías y/o sistemas de control de las emisiones, etc. Este tipo de estrategia se conoce como *bottom-up*.

El concepto *bottom-up* basa la obtención de las emisiones totales para una región en la suma de las emisiones de todas las actividades individuales. Esta aproximación requiere el uso de información detallada de cada una de las fuentes de emisión individuales y permite integrar en el inventario, por ejemplo, valores medidos en continuo. Conocer detalladamente las emisiones de cada una de las actividades implica una gran precisión, pero requiere también un gran volumen de información, que no siempre estará disponible, y un gran esfuerzo de cálculo.

Al contrario que las instalaciones que se citan anteriormente, existen sectores cuyas emisiones son generadas por un gran número de fuentes de pequeño tamaño, como vehículos o calefacciones domésticas. Para estos casos, la elaboración de un modelo que considere las fuentes de emisión de manera individualizada sería demasiado complejo, considerando además que la información disponible para cada una de las fuentes sería muy limitada. Sin embargo, es fácil obtener datos estadísticos que definan la actividad de estas fuentes en una región específica; por ejemplo, el número de vehículos que circulan o el consumo de combustibles en las calefacciones domésticas. Para estas fuentes se aplicará una aproximación *top-down*.

El concepto *top-down* supone calcular las emisiones en total, y luego realizar una distribución espacial de las mismas utilizando patrones de distribución. Esta metodología presenta una precisión global satisfactoria si se usan los parámetros de actividad adecuados, y requiere menos datos de entrada, y menor volumen de cálculo.

Dentro de un inventario de emisiones, estas dos estrategias contrapuestas (Figura 1.5) pueden utilizarse de manera combinada en función de la actividad considerada. Existen muchos inventarios de emisiones en las fuentes de referencia sobre la aplicación de ambas aproximaciones, considerándose generalmente una aproximación *bottom-up* para fuentes puntuales y una aproximación *top-down* para las fuentes de área (Wilson et al., 2007; Bush et al., 2008; Maes et al., 2008; Sidiropulos et al., 2009).

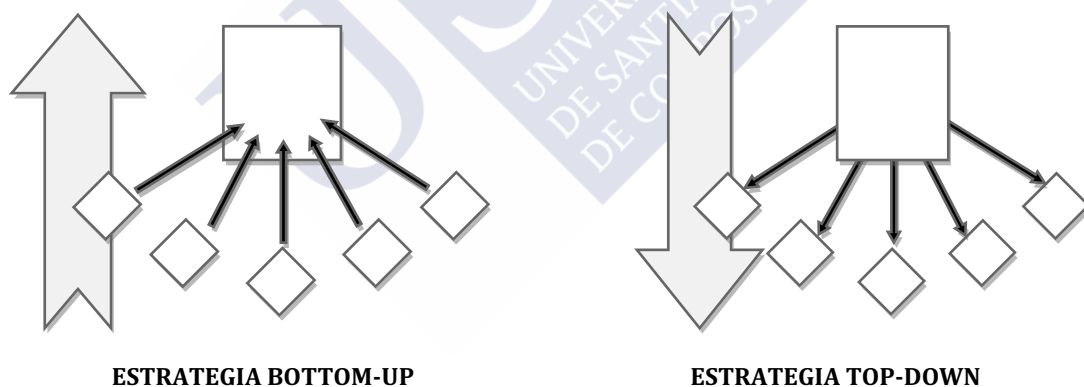


Figura 1.5. Representación esquemática de las aproximaciones *bottom-up* y *top-down*

1.1.5. Marco Legislativo

Los inventarios de emisiones se han convertido en una herramienta imprescindible para la identificación y caracterización de los problemas medioambientales, el diseño de políticas y estrategias de control y reducción de emisiones o impactos; y para la medida de los progresos alcanzados con la implantación de estas políticas y estrategias. España, como miembro de la Unión Europea ha adoptado convenios y protocolos internacionales sobre emisiones y calidad del aire que se evalúan a través de inventarios de emisiones.

i. Convenio sobre Contaminación Transfronteriza a Larga distancia: LRTAP

El Convenio de 1979 sobre Contaminación Transfronteriza a Larga distancia o LRTAP, *Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution*, es uno de los principales ejes para la protección del medio ambiente. Establece un marco legislativo de cooperación para reducir el impacto de la contaminación atmosférica y la negociación de medidas concretas para el control de las emisiones a través de protocolos legalmente blindados (UNECE, 1979). Los países firmantes de este convenio, están obligados a informar periódicamente sobre los datos de emisiones de un gran número de contaminantes:

- Protocolo de Helsinki, relativo a óxidos de azufre SO_x (UNECE, 1985)
- Protocolo de Sofía, relativo a óxidos de nitrógeno NO_x (UNECE, 1988)
- Protocolo de Génova, relativo a compuestos orgánicos volátiles COV (UNECE, 1991)
- Protocolo de Oslo, relativo a reducciones adicionales de SO_x (UNECE, 1994)
- Protocolo de Aarhus, relativo a metales pesados y compuestos orgánicos persistentes COPs (UNECE, 1998a; UNECE, 1998b)
- Protocolo de Gotemburgo, relativo a la reducción de la acidificación, la eutrofización y el ozono troposférico (UNECE, 1999)

ii. Programa de Cooperación para la Vigilancia y Evaluación del Transporte a Larga Distancia de Contaminantes Atmosféricos en Europa: EMEP

LRTAP sentó las bases del programa de Cooperación para la Vigilancia y Evaluación de los contaminantes atmosféricos en Europa: el programa EMEP, *Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe* (UNECE, 1984). El principal objetivo de este programa es proporcionar regularmente a los gobiernos y otros organismos relacionados con LRTAP, información veraz y científicamente contrastada para el desarrollo y posterior evaluación de los protocolos de reducción de emisiones, anteriormente citados. Para llevar a cabo esta tarea, EMEP se basa en tres elementos principales: la gestión de los inventarios de emisiones, la medida de parámetros de calidad del aire y datos meteorológicos, y la modelización del transporte y deposición de los contaminantes.

El programa EMEP es gestionado por una gran red de científicos y expertos, que contribuyen a la recopilación y análisis de los datos de emisión, su integración junto con los valores obtenidos en los modelos, y la evaluación de los resultados de un modo sistemático. Tanto los valores de emisión como los resultados son puestos a disposición del público a través de la página <http://www.ceip.at/>.

Las emisiones EMEP son proporcionadas por sector (SNAP) y geográficamente referenciadas en una malla que divide el territorio europeo. Desde 1984 y hasta 1998 esta malla estaba compuesta por celdas de 150 x 150 km². Posteriormente, se alcanzó una mayor resolución y un dominio geográfico más extenso, utilizando celdas de 50 x

50 km². En septiembre de 2012, se acordó de nuevo la ampliación del dominio; el aumento en la resolución de la malla EMEP a 0.1° x 0.1°, y su reproyección a latitud-longitud (Dore & Vidič, 2012). En la Figura 1.6 se representa la evolución de la resolución de la malla EMEP.

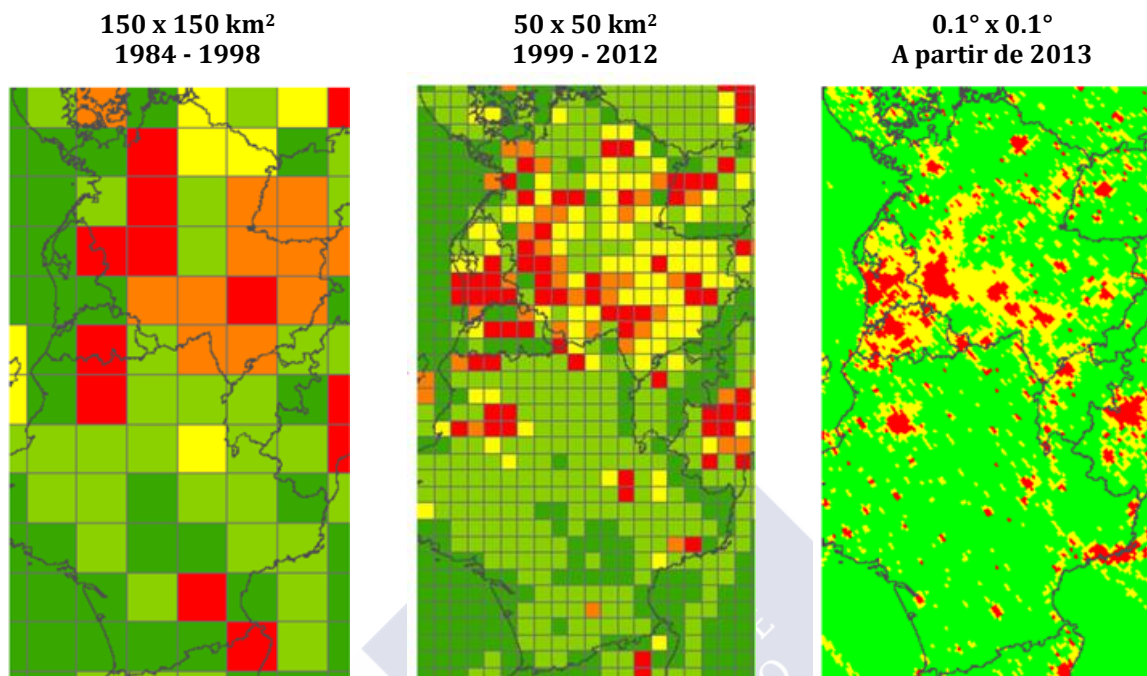


Figura 1.6. Evolución de la resolución de la malla EMEP. Adaptación de CEIP (2012)

iii. Inventario Europeo de Emisiones Atmosféricas: CORINAIR

En 1985 nace en Europa el programa CORINE, *Co-ordination d'Information Environmentale*; un proyecto para el establecimiento de un inventario de emisiones atmosféricas de las principales actividades; a través de la recopilación, coordinación y homogenización de la información sobre el estado del Medio Ambiente y los recursos naturales.

A continuación, en 1995 se estableció el programa CORINAIR, *Core Inventory of Air Emissions*; cuyos objetivos son la recopilación, mantenimiento, gestión y publicación del inventario europeo de emisiones atmosféricas. Contempla todas las fuentes de emisión relevantes para los problemas ambientales como el cambio climático, el ozono troposférico, la calidad del aire; etc. Actualmente en el proyecto CORINAIR, se incluyen los miembros de EU15, Islandia, Liechtenstein, Noruega y otros países del este y el centro de Europa. Desde el año 1993 este inventario se desarrolla en paralelo con EMEP, constituyendo el programa EMEP/CORINAIR; que engloba las tareas de cálculo, evaluación, modelización y validación de las emisiones.

En el seno de este programa, se han desarrollado una serie de guías de cálculo que facilitan a la comunidad científica y a las autoridades y locales, nacionales y de toda la Unión Europea, una metodología estándar para la estimación de las emisiones atmosféricas de los principales sectores socioeconómicos (en nomenclatura SNAP) y los principales contaminantes atmosféricos (excluyendo los gases de efecto invernadero GEI). Su última publicación, en 2009, se corresponde con la sexta versión “2009 EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook” (EEA, 2009a).

iv. Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático: UNFCCC

En 1992 en la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático (UNFCCC, 1992), preludeo del protocolo de Kyoto (UNFCCC, 1997), se acordó la elaboración, actualización y publicación de inventarios de emisiones de GEI de los sectores definidos por la clasificación IPCC. De nuevo, para garantizar la calidad y comparabilidad de los inventarios, se propone una metodología común para la recogida de información y el cálculo de las emisiones para todos los países firmantes (IPCC, 2006; UNFCCC, 2006).

v. Inventarios de emisiones industriales: IPPC, EPER, PRTR (Europa) y TRI, TNI (Estados Unidos)

A partir de los años 80 y 90, comenzaron a surgir iniciativas para recopilar y hacer pública la información sobre las principales fuentes de emisión industriales en Europa. La publicación de estos inventarios trata de contribuir a la prevención y la reducción de la contaminación, y a fomentar la participación pública en las decisiones ambientales.

La Directiva 96/61/CE (European Commission, 1996), derogada posteriormente por la Directiva 2008/1/EC (European Commission, 2008), conocida como Directiva de Prevención y Control Integrados de la Contaminación (*Integrated Pollution Prevention and Control*, IPPC), impuso a las actividades industriales y agrícolas con un alto potencial de contaminación la necesidad de obtener una Autorización Ambiental Integrada, AAI, que sólo sería adjudicada en caso de que se cumplieran ciertas condiciones ambientales. Así, las instalaciones industriales asumen su responsabilidad de prevenir y reducir la contaminación que ellos mismos producen. La IPPC introdujo además la obligación de que las industrias hicieran públicas sus emisiones.

La Decisión EPER, *European Pollutant Emission Register*, basada en IPPC, aprobó la realización de un Inventario Europeo de emisiones industriales, inicialmente, con carácter trianual y, posteriormente, anual (European Commission, 2000). EPER facilitó el acceso público a los datos de emisiones a la atmósfera y al agua de 50 contaminantes: 37 atmosféricos y 26 al agua. El primer inventario fue realizado para el año 2001 e incluyó 9400 instalaciones de EU15, Hungría y Noruega. El siguiente inventario, del año 2004, incluyó ya 12000 instalaciones de EU25 y Noruega.

En 2006, el inventario EPER es sustituido por el Registro de Emisiones y Transferencias de Contaminantes PRTR, *Pollutant Release and Transfer Register* (European Commission, 2006a). Este inventario incluye más sectores, más contaminantes y un área geográfica mayor. Actualmente, recoge información de 91 contaminantes: 68 atmosféricos, 89 al agua y 79 al suelo, de 28000 instalaciones industriales de EU27, Islandia, Liechtenstein, Noruega, Serbia y Suiza.

En Estados Unidos, los primeros inventarios de emisiones industriales se establecieron a partir de la Ley EPCRA, *Emergency Planning and Community Right-to-Know Act*, de 1986 y posteriormente de la Ley PPA, *Pollution Prevention Act*, de 1990. En ellas, se obliga a hacer públicas las emisiones y transferencias de ciertos contaminantes de instalaciones industriales, a través del Inventario TRI, *Toxic Release Inventory*. TRI contiene información de más de 600 contaminantes de miles de instalaciones industriales de Estados Unidos (20797 en 2009), además de información diversa sobre cómo dichas instalaciones gestionan estas sustancias. Esta información debe ser reportada anualmente a las autoridades competentes (U.S. EPA, 2011a).

Desde 1993, y según lo establecido por la CAA, *Clean Air Act*, de 1963 (y sus enmiendas de 1966, 1970 y 1990) en Estados Unidos se recopila el Inventario NTI, *National Toxics Inventory*. La CAA define las responsabilidades de la U.S. EPA en la protección y la mejora de la calidad del aire y la capa de ozono estratosférica. El NTI recoge las emisiones de sustancias peligrosas de las principales fuentes móviles y estacionarias; entendiendo como sustancias peligrosas aquellas de las que se sabe o se sospecha que causan problemas de salud. Se identifican hasta 188 contaminantes. El NTI tiene como finalidad el análisis tendencial de las emisiones en el tiempo, evaluando la consecución de las metas establecidas en los programas CAA (U.S. EPA, 2011b).

1.2. DISTRIBUCIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL

Para calcular y analizar los impactos de la contaminación atmosférica es importante conocer no sólo la magnitud de las emisiones, si no también su localización física y su variación en el tiempo. La resolución espacial y temporal de las emisiones dependerá de la aplicación final a la que se destinen (Karvosenoja, 2008). Como preludeo a la aplicación en modelización, las emisiones recopiladas en el inventario deberán ser segregadas en el espacio, distribuyendo las emisiones en un punto, un área o una malla regular; y en el tiempo, mediante la aplicación de perfiles temporales.

1.2.1. Distribución espacial

El análisis de la distribución espacial de las emisiones atmosféricas se ha enfocado desde varios puntos de vista en distintos estudios (Wilson et al., 2007; Bush et al., 2008; Hamal, 2008; Maes et al., 2008; Sidiropulos et al., 2009;), aunque existe consenso en la realización de la distribución en dos etapas: distribución en el territorio y en la malla.

i. Distribución de emisiones en el territorio

El modo en que las emisiones son distribuidas en el territorio varía, fundamentalmente, en función de las características espaciales de las fuentes de emisión:

- Las fuentes puntuales, pueden ser localizadas exactamente en sus coordenadas geográficas, por lo que no requieren ningún tipo de metodología de distribución.
- Para las fuentes en área o en línea, es necesario introducir parámetros de distribución para segregar las emisiones en el territorio. La elección de estos parámetros dependerá del sector y la información disponible. Por ejemplo, para sectores agrícolas, un parámetro de distribución podría ser el tipo de uso de suelo; o para ciertas emisiones antropogénicas, un parámetro de distribución podría ser la densidad de población (Wilson et al., 2007).

Este procedimiento se recoge en el modelo matemático definido mediante las ecuaciones 1.2. a 1.4 (Pulles & Heslinga, 2010):

$$E_i(L_{x,y}) = \frac{\text{Actividad}(L_{x,y})}{\sum_{x,y} \text{Actividad}(L_{x,y})} \cdot E_i(L) \quad \text{Ec. 1.2}$$

$$\sum_{x,y} L_{x,y} = L \quad \text{Ec. 1.3}$$

$$\sum_{x,y} \text{Actividad}(L_{x,y}) \quad \text{Ec. 1.4}$$

siendo, $E_i(L_{x,y})$ la emisión del contaminante i en el área definida por unas coordenadas x,y ; $\text{Actividad}(L_{x,y})$ el nivel de actividad en el área definida por las coordenadas x,y ; $\sum_{x,y} \text{Actividad}(L_{x,y})$ la suma total de la actividad en el área total considerada, y $E_i(L)$ la emisión total del contaminante i de la actividad considerada.

ii. Distribución en la malla regular

Una segunda etapa será la distribución en una malla regular, para su aplicación en los estudios de modelización. La resolución de estas mallas varía en función del área a modelizar. En general, cuanto mayor sea el dominio, menor será la resolución. Por ejemplo, en estudios a nivel Europeo, se emplea típicamente la malla EMEP de 50 x 50 km² de resolución; y para áreas regionales y/o municipales la resolución puede ser incluso inferior a 1 x 1 km² (Figura 1.7). Así, una resolución de varios km² es válida en el análisis de los impactos de la contaminación con transporte a larga distancia, como acidificación o eutrofización; y sin embargo, no será válida en el estudio de problemas con mayor influencia de las fuentes de emisión locales, como los impactos sobre la salud (Karvosenoja, 2008).

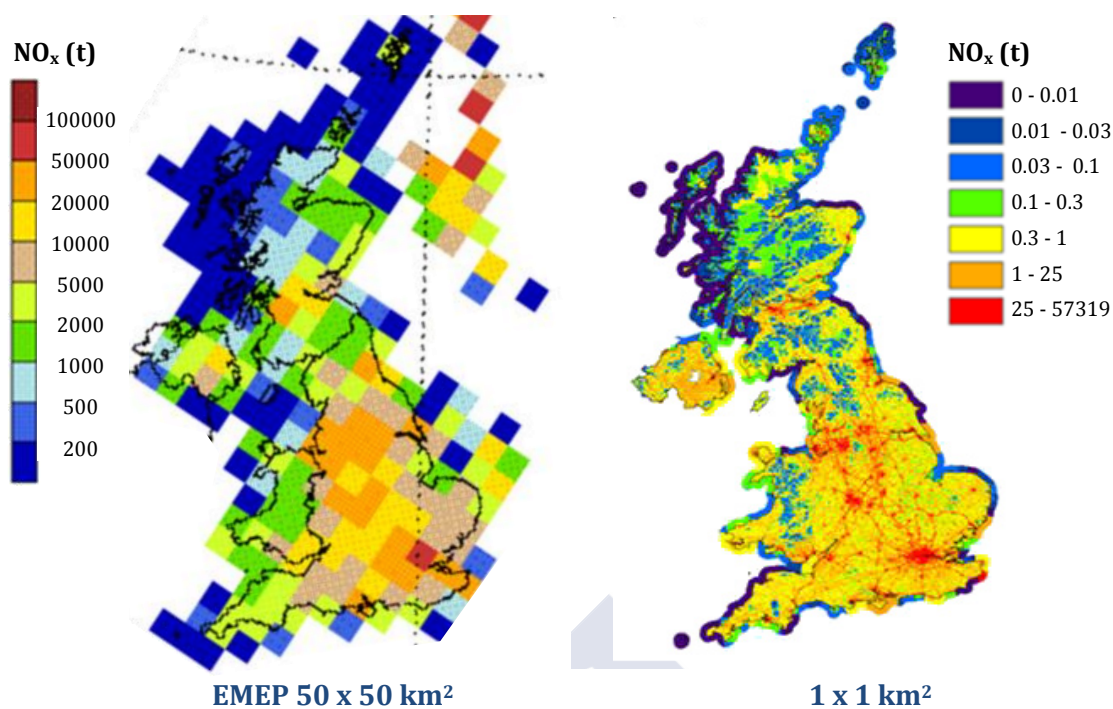


Figura 1.7. Emisiones totales de NO_x (t). Reino Unido, 2005. Representación en mallas de distinta resolución: malla EMEP 50 x 50 km² (CEIP, 2005) y malla de 1 km² (Bush et al., 2008)

1.2.2. Aplicación de Sistemas de Información Geográfica, GIS

La distribución espacial de las emisiones requiere la aplicación de un modelo matemático que distribuya las emisiones en un área concreta. Sin embargo, la cantidad y complejidad de información que es necesario manejar hace que en este proceso sea imprescindible la utilización de herramientas software que permitan la combinación de la información geográfica y la información de las emisiones. Estas herramientas son los Sistemas de Información Geográfica o GIS, *Geographic Information Systems*.

Los GIS pueden definirse como herramientas para capturar, almacenar, manipular y representar datos geográficamente referenciados sobre la superficie terrestre (Maguire et al., 1991). Hoy en día existen multitud de problemas, de planificación y ambientales que se gestionan a través de este tipo de herramientas. Particularmente, para la gestión de un inventario de emisiones pueden destacarse los siguientes aspectos de los GIS que son de especial utilidad (Goodchild et al., 1993):

- La posibilidad de realizar un pre-procesado de una gran cantidad de información al mismo tiempo.
- La capacidad de tratamiento de los datos contenidos, en concreto la posibilidad de asociar la información relativa a emisiones a modelos de capas, puntos o polígonos.

- Las múltiples opciones para el post-procesado de los resultados obtenidos: las herramientas GIS permiten la generación de tablas, informes, mapas, etc. Los mapas de emisión son especialmente útiles en los procesos de toma de decisiones de políticas y estrategias ambientales, permitiendo, identificar sectores o áreas con emisiones muy elevadas o concentradas.
- Las herramientas GIS son válidas tanto para inventarios desarrollados mediante aproximaciones *bottom-up* y *top-down*.

A continuación se realiza una breve descripción del tratamiento que los GIS aplican a los distintos tipos de fuentes de emisión (Hamal, 2008):

- Fuentes puntuales: las fuentes se corresponden con un punto espacial, designado por un par de coordenadas geográficas, al que puede asignarse por ejemplo, el número de celda (coordenadas i, j) de la malla regular donde se sitúa.
- Fuentes en línea: las fuentes estarán situadas en el mapa dibujando una trayectoria lineal, sobre la cual podrán distribuirse las emisiones atendiendo a parámetros de desagregación y/o parámetros geográficos. Por ejemplo, para el caso de una carretera, una primera desagregación podría realizarse empleando el número de vehículos que circulan por dicha vía; y la distribución en la malla se realizará de manera proporcional a la longitud de la vía en cada celda.
- Fuentes en área: las fuentes de emisión están asociadas espacialmente a un polígono georreferenciado. La segregación espacial se realizará atendiendo, en primer lugar, a parámetros relacionados con el nivel de actividad, obteniéndose una emisión espacialmente ponderada. A continuación, esta emisión podrá ser distribuida en la malla regular de manera proporcional al área contenida en cada celda

1.2.3. Distribución temporal

Debido a que la mayoría de los inventarios de emisiones están basados en datos anuales de actividad, otra etapa en el desarrollo de los inventarios de emisiones es la desagregación de las emisiones en el tiempo. Las fuentes de emisión no permanecen en estado estacionario; existen variaciones estacionales, variaciones mensuales, diarias, horarias, etc. Algunas fuentes tienen una mayor actividad en invierno, como las calefacciones domésticas, o en días laborables y horas punta, como el tráfico.

Al igual que para distribución espacial, se propone un modelo matemático, desarrollado en las ecuaciones 1.5 a 1.7, que será aplicado de forma sucesiva sobre la emisión anual, hasta alcanzar el nivel de desagregación deseado (Pulles & Heslinga, 2010).

$$E_i(t_k) = \frac{\text{Actividad}(t_k)}{\sum_k \text{Actividad}(t_k)} \cdot E_i(t) \quad \text{Ec. 1.5}$$

$$\sum_k t_k = t \quad [1 \text{ año}] \quad \text{Ec. 1.6}$$

$$\sum_k \text{Actividad}(t_k) \quad \text{Ec. 1.7}$$

siendo, $E_i(t_k)$ la emisión del contaminante i en el período de tiempo k ; $\text{Actividad}(t_k)$ el nivel de actividad en el período k ; $\sum_{x,y} \text{Actividad}(t_k)$ la suma anual de la actividad, y $E_i(t)$ la emisión anual total del contaminante i .

Esta distribución temporal presenta una gran variabilidad en función del área y el sector responsable de las emisiones; y lo más recomendable es disponer de perfiles temporales específicos (Kühlwein et al., 2002; U.S. EPA, 2007a; Baldasano et al., 2008). Como ejemplos de esta variabilidad se presentan las Figuras 1.8 y 1.9. En la Figura 1.8, se muestra el perfil diario de las emisiones de tráfico de las principales capitales europeas, es decir, la distribución horaria de las emisiones generadas a lo largo de un día. Puede observarse cierto desfase horario en las horas punta entre las capitales del centro y norte de Europa; y capitales del sur, como Atenas o Milán.

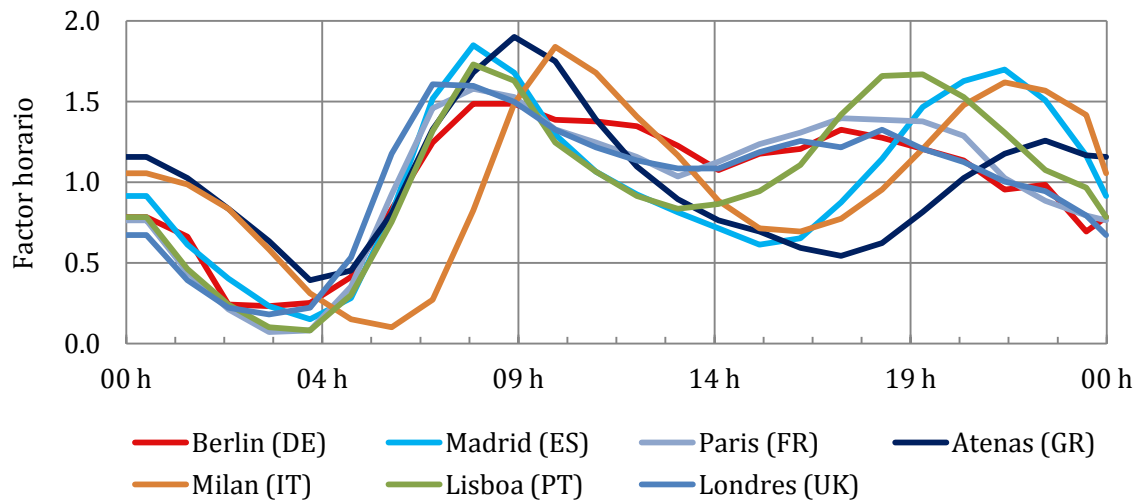


Figura 1.8. Perfil diario para emisiones de tráfico en día laborable de las principales capitales Europeas. Elaboración propia a partir de Menut et al. (2012)

En la Figura 1.9 se muestra un perfil mensual para varios años de las emisiones por combustión de gas natural para los sectores doméstico, industrial y de producción de energía eléctrica. Para las emisiones domésticas se observa un comportamiento claramente estacional, diferenciándose los períodos de invierno y verano, por el uso de los sistemas de calefacción. El comportamiento del sector industrial es más uniforme, aunque se observa cierto descenso en la actividad en los periodos vacacionales (julio y agosto). El sector eléctrico presenta también cierta estacionalidad, por al aumento de la demanda en invierno por los dispositivos de calefacción y en verano, de aire acondicionado.

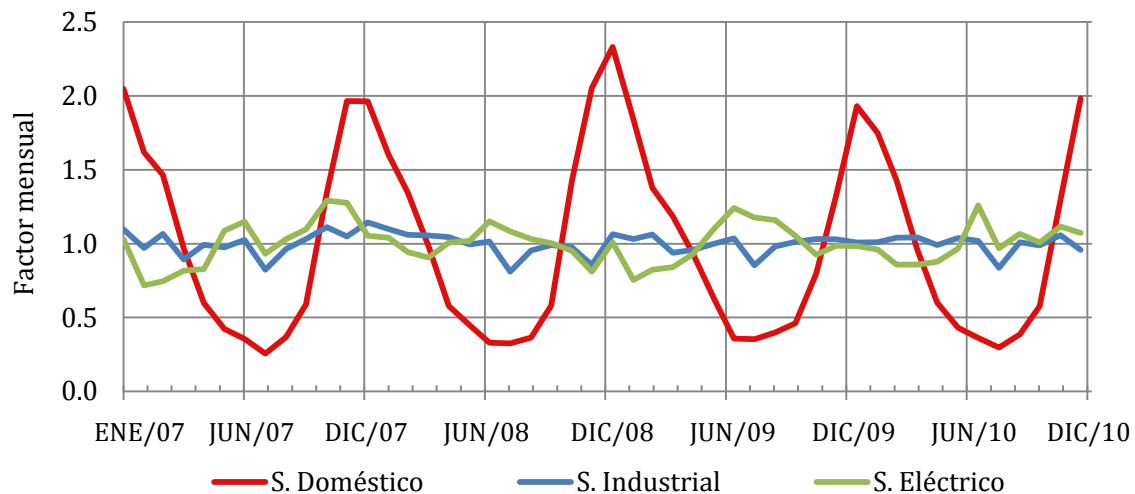


Figura 1.9. Perfil mensual de emisiones por combustión de gas natural: sector doméstico, industrial y eléctrico. España, 2007-2010. Elaboración propia a partir de CNE (2008-2011)

1.3. ESCALAS CONTINENTAL, REGIONAL Y LOCAL

Hay diferentes factores que afectan en cómo se transportan, distribuyen y/o se acumulan las emisiones a la atmósfera, causando impactos que van más allá de donde son generadas. Estas interacciones entre las distintas escalas y los impactos que generan, representados en la Figura 1.10, no pueden abordarse como problemas diferentes, ya que tienen unas causas y unas soluciones comunes (WMO-GAW, 2000).

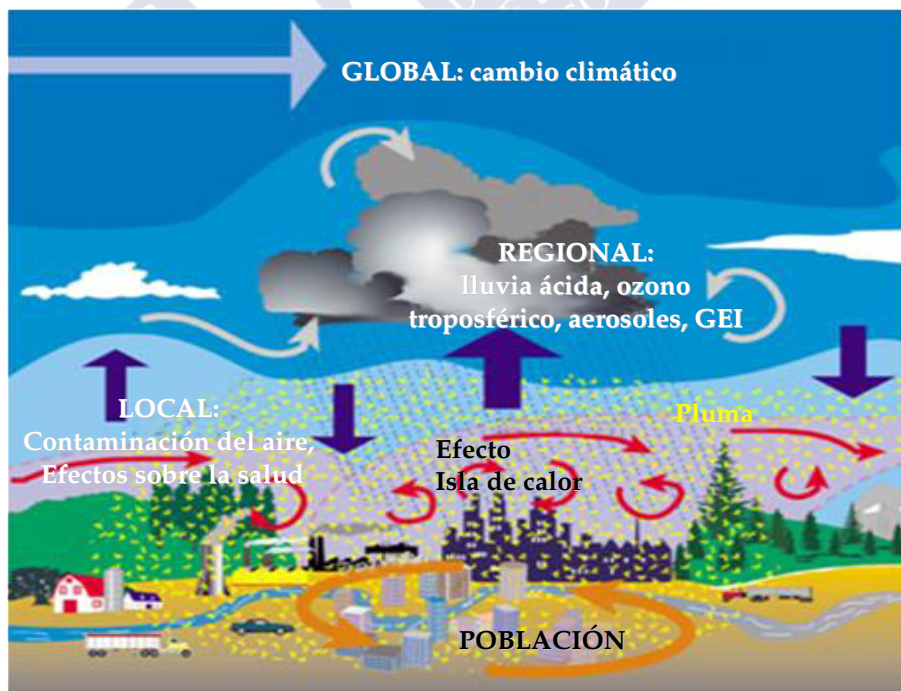


Figura 1.10. Asignación de los impactos ambientales a las diferentes escalas: local, regional y global. Adaptación de WMO-GAW (2000)

Así, fuentes de emisión a escala local, como las instalaciones industriales, tienen un efecto directo en el área donde son liberadas; y también en el área regional a su alrededor, debido a la evolución de esta emisión. De este modo, a nivel local, tendrá mayor importancia el transporte directo de la contaminación y sus productos de oxidación, generando impactos directos en la salud humana o en la calidad del aire. Por el contrario, al considerar las emisiones desde un punto de vista regional o global, tendrán mucha mayor importancia los procesos de transporte, transformación y/o deposición de los contaminantes, generándose impactos como el ozono troposférico o el cambio climático (Mensink et al., 2008; Ohara, 2011).

Por ello, cada vez es más necesario el establecimiento de inventarios de emisiones precisos a escala local, que puedan hacerse extensibles a una escala más global. Aunque desde un punto de vista metodológico esta asignación no varía el modo en que se obtienen las emisiones, el análisis de las mismas es diferente en función de la escala considerada. La principal diferencia entre los inventarios a distintas escalas es el nivel de detalle: en un inventario a escala regional se asumirán una serie de hipótesis y se emplearán datos más genéricos que en un inventario a escala local, para poder incluir un área más extensa y un mayor número de actividades (Ball, 2008).

1.3.1. Escala continental/global

Aunque no existe una definición concreta, suele considerarse una la escala continental o global cuando el dominio de estudio es del orden de los 1000 – 10000 km (Ohara, 2011). La resolución espacial y temporal de este tipo de inventarios suele ser bajo, y por tanto, no se reflejarán las particularidades de las distintas regiones: características socioeconómicas, políticas de transporte, tecnologías, etc.

Para la obtención de inventarios de emisiones a escala global y/o continental, se plantean dos opciones: estimar directamente las emisiones para el área considerada empleando parámetros estadísticos generales; o construir el inventario agrupando las emisiones calculadas a nivel nacional que componen el área de interés. Ésta última opción es la que suele obtener mejores resultados, ya que la información de la que se dispone dentro de cada nación para la construcción del inventario nacional puede no estar disponible a nivel global.

En la Tabla 1.1, se recogen algunos ejemplos de inventarios de emisiones atmosféricas a escala global y continental, y su correspondiente alcance espacial, temporal y de fuentes de emisión (GEIA, 2011).

Tabla 1.1. Inventarios de emisiones atmosféricas a escala global/continental

INVENTARIOS ESCALA GLOBAL	ALCANCE Y RESOLUCIÓN		FUENTES DE EMISIÓN
	ESPACIAL	TEMPORAL	
ACCMIP^a <i>Emissions for Atmospheric Chemistry and Climate Model Intercomparison National Center for Atmospheric Research</i> NCAR, Estados Unidos	0.5° x 0.5°	1850-2000 (10 años)	Antropogénicas Quema biomasa
EDGAR 32FT2000^b <i>Emission Database for Global Atmospheric Research. Netherlands Environmental Assessment Agency</i> MNP, Holanda	1° x 1°	2000 (anual)	Antropogénicas Quema biomasa
MEGAN v2^c <i>Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature.</i> NCAR, Estados Unidos	0.5° x 0.5°	2000 (anual)	Biogénicas Oceánicas
POET^d <i>Precursors of Ozone and their Effects in the Troposphere. Laboratoire Atmosphères, Milieux, Observations Spatiales.</i> CNRS LATMOS, Francia	1° x 1°	1990-2000 (mensual)	Antropogénicas Biogénicas Oceánicas
RETRO^e <i>Reanalysis of the Tropospheric chemical composition. Max Planck Institute for Meteorology</i> MPI-M, Alemania	0.5° x 0.5°	1960-2000 (mensual)	Antropogénicas Quema biomasa
INVENTARIOS ESCALA CONTINENTAL	ALCANCE Y RESOLUCIÓN		FUENTES DE EMISIÓN
	ESPACIAL	TEMPORAL	
EMEP^f <i>Centre on Emission Inventories and Projections</i> CEIP, Austria	Europa 0.5° x 0.5°	1980-2020	Antropogénicas
GENEMIS^g <i>Generation and Evaluation of Emission Data Energy Economics and the Rational Use of Energy</i> IER, Alemania	Europa 50 x 50 km ²	1998 (anual)	Antropogénicas Biogénicas
REAS^h <i>Regional Emission inventory in Asia. Research Institute for Global Change</i> RIGC, Japón	Asia 0.5° x 0.5°	1980-2020 (anual)	Antropogénicas
TNO-MACCⁱ <i>High resolution European emission inventory - Monitoring Atmospheric Composition and Climate. Netherlands Organization for Applied Scientific Research,</i> TNO, Holanda	Europa 1/16°x1/8° ≈ 7 x 7 km	2003-2007 (anual)	Antropogénicas

^a Lamarque et al. (2010)

^b van Aardenne et al. (2005) y Olivier et al. (2011)

^c Müller et al. (2008)

^d Granier et al. (2005)

^e Schultz et al. (2009)

^f CEIP (2011)

^g ISS (2002)

^h Ohara et al. (2007)

ⁱ Denier van der Gon et al. (2009a)

1.3.2. Escala regional

La escala regional suele abarcar un dominio de entre cientos a miles de kilómetros, típicamente un país o una parte del mismo (Karvosenoja, 2008). La caracterización de las emisiones a esta escala requiere la recopilación de información específica, como perfiles energéticos, características de la flota de vehículos en circulación, densidad de población, etc. En la Tabla 1.2, se recogen algunos ejemplos de inventarios a escala regional y su correspondiente alcance.

Tabla 1.2. Inventarios de emisiones atmosféricas a escala regional

INVENTARIO	ALCANCE Y RESOLUCIÓN		FUENTES DE EMISIÓN
	ESPACIAL	TEMPORAL	
NEI^h <i>National Emissions Inventory</i> . U.S. EPA, Estados Unidos	Estados Unidos	1980-2011	Antropogénicas
NAEIⁱ <i>UK's National Atmospheric Emissions Inventory</i> . EAE Group, Reino Unido	Reino Unido 1 x 1 km ²	1990-2009	Antropogénicas Naturales
EAGrid 2000^j <i>East Asia Grid basis Emissions Inventory</i> . National Institute for Environmental Studies, Japón	China, Taiwan, Japón, Korea Mongolia	1995, 2000	Antropogénicas Naturales
EMICAT-EMIVAL^k Modelo para la estimación de emisiones de contaminantes del aire en Cataluña y en la Comunidad Valenciana. Univ. Politécnica de Cataluña, España	NE Península Ibérica 1 x 1 km ²	2000 (horario)	Antropogénicas Naturales
ESCOMPTE^l <i>Field Experiments to Constrain Models of Atmospheric Pollution and Transport of Emissions</i> . Laboratoire de Physico-Chimie de l'Atmosphère LPCA, France	SE Francia 1 x 1 km ²	1999-2001 (horario)	Antropogénicas Naturales
BSC-HERMES^m Barcelona Supercomputing Center, High-Reselective resolution modelling emissions system. Universidad Politécnica de Cataluña, España	Península Ibérica 1 x 1 km ²	2004 (horario)	Antropogénicas Naturales

^h U.S. EPA (2011c)

ⁱ MacCarthy et al. (2011)

^j Kannari et al. (2004)

^k Parra (2004)

^l François et al. (2004)

^m Baldasano et al. (2008)

A pesar de este aumento de precisión, los inventarios regionales no siempre consiguen representar correctamente la contribución de áreas donde las emisiones presentan fuertes gradientes espaciales, como ciudades o polígonos industriales. Se estima que estas diferencias pueden ser de más de un orden de magnitud, aún cuando las emisiones de toda la región no varían; es decir, en último término, el problema radica en la distribución espacial de dichas emisiones (Butler et al., 2008).

1.3.3. Escala local

La escala local puede referirse a un área específica en una ciudad o una zona rural, o incluso una instalación industrial individual (Ball, 2008). Cada área local tendrá sus características específicas; observándose las mayores discrepancias para los sectores industriales y residenciales. Cada instalación industrial tendrá características específicas de tecnología, sistemas de control, etc.; y con respecto a los sectores residenciales cabe destacar la diferente distribución y uso de los combustibles domésticos (MEGAPOLI, 2009).

En general, los inventarios a escala local pueden ser considerados más precisos que los inventarios regionales o globales, ya que utilizan factores de emisión, datos de actividad e información más específica sobre la localización geográfica y características de las fuentes de emisión (Butler et al., 2008; Denier van der Gon et al., 2009b). A esta escala se emplearán estrategias *bottom-up*, caracterizando las fuentes de emisión de manera individual y/o desarrollando factores de emisión específicos.

No obstante, incluso a escala local es necesario hacer generalizaciones, basadas en datos a mayor escala, p. ej., la distribución y antigüedad del parque de vehículos en circulación para el área local se supone equivalente a la media regional o nacional simplemente porque la información a escala local no está disponible (Derwent et al., 2010). Por este motivo, numerosos estudios como Butler et al. (2008); Gurjar et al. (2008) o Alonso et al. (2010), indican la necesidad de combinar los resultados obtenidos en las diferentes escalas para conseguir integrar la casuística local en los inventarios de emisiones a escala regional y/o global; consiguiendo de este modo, analizar cómo las presiones globales afectan a las locales y cómo las locales pueden afectar al panorama global.

1.4. MODELIZACIÓN DE LA CALIDAD DEL AIRE

Tradicionalmente, el análisis de los impactos causados por las emisiones generadas por las actividades antropogénicas, ya sea ozono troposférico, acidificación, eutrofización, o calidad del aire, se basaba en datos medidos en estaciones de monitorización. Sin embargo, estas medidas experimentales sólo describen la composición del aire en una localización y un tiempo específicos, sin identificar claramente las causas de los valores observados. Es por ello que hoy en día se utiliza la modelización de la calidad del aire.

La modelización de la calidad del aire puede definirse como una herramienta numérica, diseñada para describir las relaciones causales entre las emisiones, la meteorología, la concentración de contaminantes en la atmósfera, la deposición y otros factores. Se cubren todos los aspectos relacionados con el ciclo de vida de los contaminantes, desde el momento de generación de la emisión, su liberación en la atmósfera, el transporte, la dispersión, las transformaciones físicas y químicas; y los impactos generados (Daly & Zannetti, 2007; Derwent et al., 2010). Esto convierte a los modelos de calidad del aire en herramientas indispensables en aplicaciones tanto legislativas como de investigación e incluso, forenses.

En este proceso de modelización es necesario implicar información sobre las fuentes de emisión, los procesos meteorológicos, los cambios físicos y químicos, etc. Se engloba de este modo un área científica muy extensa y multidisciplinar, mezclando aspectos de política ambiental, usos del suelo, técnicas de medida, eficiencia computacional, meteorología, predicción, análisis de sensibilidad, etc. (San José et al., 2006).

El establecimiento del inventario de emisiones es el primer paso para hacer posible la modelización ambiental. Ésta es la principal aplicación de los inventarios de emisiones, cuyo alcance y estructura dependerán de los objetivos de las simulaciones. A partir de un inventario de emisiones y mediante su modelización (Figura 1.11), podrá obtenerse la concentración de cada contaminante en la superficie, o lo que es lo mismo, la cantidad de contaminante que realmente puede repercutir en la salud humana y/o el medio natural.

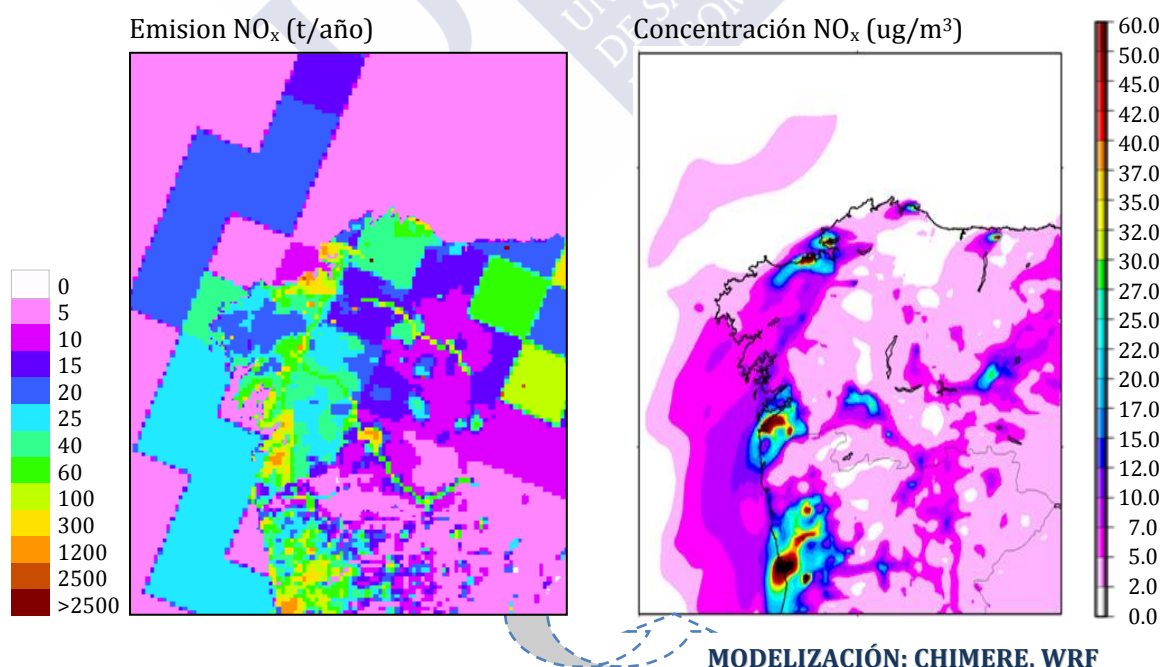


Figura 1.11. Resultados de la modelización y emisiones anuales de NO_x para el área noroeste de la Península Ibérica. Simulación realizada con CHIMERE (calidad del aire) y WRF (meteorología), 2 de agosto de 2007. Concentración en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y emisión en $\text{t}/\text{año}$

Numerosos autores, como Monteiro et al. (2007); Samaali et al. (2007); o Denier van der Gon et al. (2009a), apuntan al inventario de emisiones como la principal fuente de incertidumbre dentro de los estudios de calidad del aire. No obstante, los modelos de calidad del aire no proporcionan todas las respuestas y es necesario verificarlos y validarlos.

El proceso de verificación hace referencia a las actividades y procedimientos que se llevan a cabo durante el desarrollo de la modelización, y que pueden ayudar a establecer su fiabilidad, comparabilidad o idoneidad para una aplicación considerada.

El objetivo del proceso de validación es conseguir reproducir en la medida de lo posible, el comportamiento del sistema físico real modelizado. Es decir, que las predicciones del modelo sean consistentes con los valores de concentración observados en las estaciones de monitorización, tanto espacial como temporalmente (EEA, 2009a). La validación del modelo de calidad del aire es, en parte, también un proceso de validación del inventario de emisiones empleado: a través de la comparación con los valores medidos podrán identificarse aquellos contaminantes o sectores que no están suministrando buenos resultados y priorizar su mejora. En el proceso de validación debe incluirse también la evaluación y análisis de la capacidad del modelo para reproducir y predecir los cambios en la calidad del aire, cuando se produzcan variaciones en las emisiones o la meteorología: es lo que se conoce como validación dinámica del modelo (Dennis et al., 2009; Denby et al., 2010; Derwent et al., 2010).

A pesar del gran desarrollo de la modelización ambiental, en general, y de la modelización de la calidad del aire, en particular, no existe un criterio unificado para desarrollar esta modelización; lo que resulta en la utilización de varios modelos, distintas versiones, modelos no validados, distintas fuentes de datos de emisión, etc. (Monteiro et al., 2007). En muchas ocasiones, esto se traduce en la imposibilidad de comparar los resultados de la modelización. Desde la EEA, y a través de iniciativas de colaboración como AQMEII, *Air Quality Modelling Evaluation International Initiative*, se están tratando de establecer unos criterios unificados para la modelización de la calidad del aire (EEA, 2011a).

Capítulo 2.

ESCALA CONTINENTAL

Evaluación sobre Norteamérica y Europa: Experimento AQMEII

2.1. OBJETIVO

2.2. INTRODUCCIÓN

- 2.2.1. Iniciativas de cooperación europeas
- 2.2.2. Iniciativas de cooperación norteamericanas
- 2.2.3. Iniciativas de cooperación internacionales

2.3. EL EXPERIMENTO AQMEII

- 2.3.1. Definición
- 2.3.2. Alcance

2.4. METODOLOGIA

- 2.4.1. Análisis de las emisiones sobre Norteamérica
- 2.4.1. Análisis de las emisiones sobre Europa

2.5. COMPARACIÓN DE LAS EMISIONES PARA NORTEAMÉRICA Y EUROPA

- 2.5.1. Comparación por sectores
- 2.5.2. Análisis de la distribución temporal

2.6. CONCLUSIONES



2.1. OBJETIVO

Durante este capítulo se tratarán de analizar estadística, espacial y temporalmente, las emisiones utilizadas en el experimento AQMEII para Norteamérica y Europa, de modo que esta evaluación sirva como base para la posterior modelización de dichas emisiones y la justificación de los resultados obtenidos. El análisis se centrará en el año 2006, pues se dispone de los inventarios de emisiones de los dos continentes. Debido a su contribución diferenciada y a que las emisiones biogénicas dependen de factores meteorológicos, el estudio se limitará a las emisiones antropogénicas.

2.2. INTRODUCCIÓN

La concienciación política y social de los problemas ambientales nace en los años 60, con el *smog* fotoquímico (contaminación por ozono originado por reacciones fotoquímicas que implican NO_x y COV). Se consideró un problema de carácter urbano y local. Como resultado, las medidas de control se centraron exclusivamente en las emisiones generadas a esta escala local. Obviamente, el problema no fue solucionado, y empezaron a detectarse altas concentraciones de ozono en áreas rurales alejadas de los focos emisores. Así, este problema ambiental se extendió a la escala regional.

Desde las autoridades correspondientes se trató de desarrollar políticas regionales para el control de las emisiones. La comunidad científica, por su parte, trató de establecer las causas de este transporte, reevaluando las estrategias de control, las campañas de medición y los modelos utilizados. Esta reevaluación proporcionó una mayor comprensión de los mecanismos y agentes implicados en el transporte de las emisiones, y como éstos evolucionan en el tiempo y el espacio. Hoy en día hay evidencias suficientes que sugieren que este transporte, se extiende mucho más allá de la escala regional (NARSTO, 2000; NARSTO, 2005).

Décadas de investigación han conseguido establecer los factores locales, regionales, continentales e incluso globales que controlan la calidad del aire; e identificar las acciones de mejora más efectivas, gracias a los resultados obtenidos mediante la modelización. Estos modelos se emplean en el desarrollo de políticas de control de emisiones, predicciones de la calidad del aire y campañas de medición, en la cada vez más extensa red de monitorización de calidad del aire.

Los mayores esfuerzos se han concentrado en Norteamérica y en Europa, donde existen varias iniciativas que tratan de desarrollar y mejorar la modelización de la calidad del aire, analizando las capacidades y deficiencias de los modelos actuales y, cuando sea posible, rellenar estos huecos (Galmarini et al., 2010). Las iniciativas más relevantes y un breve resumen de las mismas se presentan a continuación.

2.2.1. Iniciativas de cooperación Europeas

- **CAFE**, *Clean Air For Europe* (European Commission, 2001a).

El programa CAFE surgió en 2001 con el objetivo de desarrollar políticas y estrategias integradas a largo plazo para la protección de los efectos negativos de la contaminación atmosférica en la salud humana y el medio ambiente. Se basa fundamentalmente en los siguientes principios y medidas:

- Desarrollo, recopilación y validación de la información relacionada con los efectos de la contaminación, inventarios de emisiones, análisis de la calidad del aire, proyecciones de emisiones y calidad de aire, estudios coste-eficacia y modelización integrada para el desarrollo y actualización de los objetivos, y de las medidas necesarias para la reducción de las emisiones.
 - Soporte, revisión y actualización de la implementación y efectividad de las actuales directivas y programas de calidad de aire, valores límites y techos nacionales de emisión.
 - Desarrollo de mejores sistemas de monitorización, gestión de información, modelización y predicción.
 - Determinación de una estrategia global e integrada que defina los objetivos de calidad de aire a largo plazo y las medidas necesarias para alcanzar dichos objetivos; fomentando el acceso público a la información.
- **COST, Action 728**, *European Cooperation in the field of Scientific and Technical Research: Enhancing Mesoscale Meteorological Modelling Capabilities for Air Pollution and Dispersion Applications* (Baklanov et al., 2007)

El programa COST es uno de los programas de cooperación más amplios y antiguos de investigación de la Unión Europea (se estableció en 1971). COST728 se estableció en 2004, con el objetivo principal de desarrollar la modelización a escala regional de la contaminación atmosférica. En concreto, se desarrollaron los esquemas de parametrización, las metodologías de evaluación de los modelos y la investigación de las influencias meteorológicas en la química atmosférica y las emisiones. Las principales acciones desarrolladas se organizan en cuatro grupos de trabajo:

- Grupo 1. Aplicaciones y parametrizaciones meteorológicas.
- Grupo 2. Integración de los modelos meteorológicos y los modelos químicos de transporte: estrategias, interfaces y unificación de módulos.
- Grupo 3. Desarrollo de modelos integrados para contaminación atmosférica y aplicaciones de dispersión.
- Grupo 4. Desarrollo de metodologías y herramientas de validación.

- **ENSEMBLE** *Real-time multi-model ensemble dispersion forecasting* (Galmarini, 2006; JRC, 2012).

El programa ENSEMBLE tiene como objetivo principal proporcionar los canales, procedimientos y herramientas más efectivas para la comunicación y armonización de los resultados, análisis y predicciones realizadas en las distintas regiones mediante modelización. Permite además a los usuarios de los modelos comparar sus resultados con otros modelos, utilizando los mismos estándares de validación, estudios de casos o información de las estaciones de monitorización.

El programa ENSEMBLE se ha desarrollado a través de una plataforma web para la intercomparación de los modelos de dispersión y transporte químico. Aunque originalmente fue desarrollado para emergencias nucleares (año 2000) ha evolucionado y, en la actualidad, puede ser utilizado con cualquier modelo atmosférico, cubriendo desde la escala local hasta la global. Fue aplicado por primera vez en modelos de calidad de aire en el contexto del programa COST728.

- **EUROTRAC**, *European Experiment on the Transport and Transformation of Environmentally Relevant Trace Constituents over Europe* (ISS, 2012).

Este programa se estableció en 1986 en su primera fase, EUROTRAC-1, con el objetivo de identificar los procesos químicos y de transporte de ozono y otros fotooxidantes en la troposfera, así como los procesos en los que se ven involucrados los aerosoles. Se diferenciaron seis áreas de trabajo:

- Estudios de campo.
- Estudios de laboratorio.
- Análisis de los procesos de intercambio atmósfera-biosfera.
- Desarrollo de modelos.
- Desarrollo de instrumentación.
- Desarrollo de políticas.

La segunda fase del programa, EUROTRAC-2 se establece en 1996, y trató de mejorar y desarrollar las estrategias de reducción y control de contaminantes más efectivas, tanto a nivel nacional como a escala europea. Este proyecto incluyó más de 300 grupos de 30 países diferentes.

2.2.2. Iniciativas de cooperación Norteamericanas

En Norteamérica, la mayoría de las iniciativas centraron sus esfuerzos en realizar campañas intensivas de medición. A continuación se resumen los principales programas desarrollados:

- **SOS**, *Southern Oxidants Study* (Cowling & Furiness, 2004).

SOS supuso un nuevo paradigma en la investigación cooperativa en Estados Unidos para compuestos oxidantes que, posteriormente, amplió su alcance para incluir las emisiones de partículas de tamaño inferior a 2.5 micras, PM_{2.5}. Este programa, que abarcó el período de 1999 a 2003, incluyó a 83 centros de investigación, tanto gubernamentales como privados, destacando 41 centros universitarios. Algunos de estos centros participaron también en las actividades del programa NARSTO.

Los principales elementos en los que se basó el programa SOS fueron el establecimiento de redes de monitorización rurales, campañas intensivas de medición en entornos urbanos y estudios de caracterización de ozono, O₃ y material particulado, específicamente, PM_{2.5}. Los mayores avances se alcanzaron en:

- La demostración del carácter regional de las emisiones de O₃ y material particulado, y el intercambio de entorno urbano a rural de dichos contaminantes y sus precursores.
- La importancia de los precursores de origen biogénico y natural, tanto de O₃ como PM_{2.5}, y la necesidad de que estas emisiones fuesen caracterizadas y/o medidas experimentalmente.
- La eficacia relativa de los instrumentos de medida y las predicciones, tanto de contaminantes como de parámetros meteorológicos.

A partir de de estos avances, la iniciativa SOS confirmó que los esfuerzos para la reducción del ozono existentes hasta ese momento habían sido un fracaso; que se requería el establecimiento de unos estándares de calidad de aire más restrictivos; y que era prioritario mejorar los inventarios de emisiones y los modelos de calidad del aire, empleando métodos basados en la observación.

- **TexAQS-II** *Texas Air Quality Study II* 2005-2006 (Cowling et al., 2006).

Este programa es la segunda fase del TexAQS-I o TexAQS2000, que consistió en una campaña intensiva de medición durante el verano del año 2000, realizándose medidas desde aeronaves, torres elevadas y en superficie. Este estudio de campo demostró que para el área de Texas, las medidas de reducción, en particular de óxidos de nitrógeno, propuestas por los planes estatales no estaban dando los resultados esperados; ya que no se estaban considerando las emisiones de compuestos orgánicos volátiles, y en particular aquellos de menor peso molecular y altamente reactivos, generados en las industrias cercanas.

En 2005, surgió la iniciativa TexAQS-II o TexAQS 2006, que incluyó más campañas de medición: medidas desde satélite, aeronaves, barcos, torres elevadas, radiosondeo y medidas en superficie. Estas campañas de medición fueron las más extensas realizadas en los Estados Unidos. Este programa se complementó, además, con la modelización de los procesos fotoquímicos y meteorológicos implicados en la formación, acumulación y transporte de contaminación por ozono y material particulado en Texas.

Aunque todos los estudios derivados de estas iniciativas habían sido establecidos con un fin científico, varias organizaciones federales, estatales e incluso privadas, desarrollaron la información con propósitos políticos para el establecimiento e implementación de medidas concretas para la reducción de las emisiones.

2.2.3. Iniciativas de cooperación Intercontinentales

En comparación con otras disciplinas, como el clima, el carácter regional de la calidad de aire no suele desembocar en grandes colaboraciones. Tanto los modelos como su validación, se han llevado a cabo de forma independiente en los distintos continentes y en distintos equipos de investigación, desarrollándose en paralelo decenas de modelos (Rao et al., 2011).

Así, el mayor reto es conseguir una cooperación internacional e intercontinental efectiva, que sólo será posible desarrollando un marco común de criterios en los modelos utilizados, los inventarios de emisiones, las parametrizaciones empleadas, etc. Nace de esta idea la iniciativa AQMEII, *Air Quality Model Evaluation International Initiative*, cuya finalidad es la coordinación de los progresos en investigación en modelización de calidad de aire para Norteamérica y Europa. El AQMEII trata de beneficiarse de las iniciativas recogidas en los apartados anteriores, y de la celebración de *workshops* de modelización de calidad del aire (Nopmongkol et al., 2012).

2.3. EL EXPERIMENTO AQMEII

2.3.1. Definición

AQMEII es una iniciativa, surgida en el año 2009, para la cooperación en la evaluación de la modelización de la calidad del aire. Sus principales objetivos son: promocionar la investigación en la validación y modelización de la calidad del aire tanto en Europa como Norteamérica, a través del intercambio práctico y efectivo de información; una estrategia común para el desarrollo de metodologías de validación y evaluación de la incertidumbre en la modelización; y la identificación de las prioridades de investigación. Todo ello, sin perder de vista que la modelización tiene como fin el desarrollo de políticas medioambientales.

Con esta colaboración se persigue, fundamentalmente, mejorar el estado actual de desarrollo y conocimiento de los modelos y las metodologías de evaluación. Se ha prestado especial interés a la modelización de O₃, NO_x, y partículas PM_{2.5} y PM₁₀ (partículas de tamaño inferior a 10 micras), incluyendo la especiación y la deposición en superficie de ciertos contaminantes (Galmarini & Rao, 2011; Rao et al., 2011).

El AQMEII se desarrolla en dos fases:

- Fase 1. Evaluación *offline* de modelos (2010 a 2012). Su objetivo es la comparación de modelos y su validación en simulaciones de carácter anual sobre Norteamérica y Europa.
- Fase 2. Evaluación *online* de modelos acoplados (2012 a 2014-2015). Su objetivo es la aplicación de modelos meteorológicos y químicos acoplados para analizar cómo los actuales modelos pueden simular la variabilidad espacio-temporal de las características ópticas y radiativas de los aerosoles atmosféricos, y las relaciones entre los aerosoles, la radiación, la nubosidad y las precipitaciones.

En la iniciativa AQMEII participan 25 grupos de modelización de 15 países (Austria, Canadá, Suiza, Dinamarca, Alemania, España, Finlandia, Francia, Grecia, Holanda, Noruega, Portugal, Suecia, Reino Unido, Estados Unidos), con 8 modelos meteorológicos y 10 modelos de transporte de contaminantes atmosféricos (Roselle et al., 2010).

Está coordinado por dos comisiones, una en Norteamérica y otra en Europa, y está avalado por el *Institute for Environment and Sustainability* del *Joint Research Centre JRC/IES*, centro de referencia en materia científica y tecnológica de la Unión Europea, la U.S. EPA y la *Canadian Environmental Assessment Agency* CEAA.

Todo el experimento está organizado a partir del concepto de evaluación operacional, diagnóstica, dinámica y probabilística definido por Dennis et al. (2010), que conlleva un análisis en profundidad de los parámetros de entrada (emisiones e información meteorológica) y los resultados obtenidos a través de la modelización. Este procedimiento se recoge en la Figura 2.1.



Figura 2.1. Descripción del concepto de evaluación operacional, diagnóstica, dinámica y probabilística. Adaptación de Dennis et al. (2010)

2.3.2. Alcance

Con la Fase 1 del AQMEII se inician las simulaciones utilizando los distintos modelos a escala continental con la misma información de partida. En todo el experimento, se promueve el uso de información consistente o “de referencia”, para minimizar la incertidumbre asociada con el uso de distintas fuentes de datos, tanto para las emisiones como para la información meteorológica. Todos los modelos utilizarán el mismo inventario de emisiones base y las mismas condiciones de contorno, que han sido desarrolladas específicamente para el experimento AQMEII. Para facilitar la posterior comparación de los resultados, se ha desarrollado también una malla de análisis común para cada continente. Para la validación de los resultados, se utilizará la información de las redes de monitorización. De este modo, se analizará la influencia de los datos de entrada, las suposiciones o simplificaciones realizadas; asilando la incertidumbre asociada a los propios modelos (JRC, 2009).

Alcance espacial

Los dominios considerados en el experimento AQMEII se muestran en la Figura 2.2.



Figura 2.2. Dominios de simulación para el experimento AQMEII para Norteamérica y Europa. Adaptación de Galmarini et al. (2009)

Alcance temporal

Inicialmente, en los protocolos del AQMEII se acordó la modelización de dos años diferentes, de modo que pudiera compararse el desempeño de los modelos ante los cambios en las emisiones causados por los programas de control y reducción desarrollados en el citado período (Schere et al., 2012). La elección de los años de simulación se realizó tratando de obtener las condiciones más representativas en cada uno de los continentes entre los años 2001 a 2008 (Galmarini et al., 2009). Finalmente, el estudio se limitó a un único año, y se estableció la comparación de las simulaciones para el año 2006 en ambos dominios.

Para Norteamérica, se seleccionaron inicialmente los años 2002 y 2006. El año 2006 fue el segundo año más cálido desde que existen registros, tanto en los Estados Unidos como en Canadá. Por otro lado, en 2003 y 2004 se desarrollaron planes para la renovación de los vehículos más antiguos, y entró en vigor el *NO_x Budget Trading Program* NBP, un programa creado para la reducción de emisiones de NO_x en plantas de generación de energía y otras grandes instalaciones de combustión; lo que supuso una drástica reducción de las emisiones de este contaminante.

Para Europa, se seleccionaron inicialmente los años 2003 y 2006 por su meteorología. En 2003, el invierno se caracterizó por un fuerte estancamiento atmosférico en el centro y norte de Europa, por lo que se detectaron concentraciones de material particulado muy elevadas; y el verano fue, probablemente, el más cálido en cientos de años, detectándose altas concentraciones de ozono y aerosoles. En 2006, la primavera fue seca y calurosa; y el verano se caracterizó por una fuerte ola de calor.

Modelos meteorológicos y de calidad del aire

Para AQMEII se asume que cada modelo de calidad del aire tendrá asociado el correspondiente modelo meteorológico. En la Tabla 2.1 se relacionan los distintos modelos meteorológicos y de calidad del aire, así como los parámetros de resolución empleados (Solazzo et al., 2012).

Tabla 2.1. Características y modelos de los participantes del AQMEII

DOMINIO	MODELO		RESOLUCIÓN (km ²)	CAPAS VERTICALES
	METEOROLÓGICO	CALIDAD DEL AIRE		
EUROPA	MM5	DEHM	50	24
	MM5	Polyphemus	24	9
	PARLAM-PS	EMEP	50	20
	WRF	CMAQ	18	34
	WRF	WRF/Chem	22.5	36
	ECMWF	SILAM	24	9
	MM5	Chimere	25	9
	LOTOS	EUROS	25	4
	COSMO	Muscat	24	40
	MM5	CAMx	15	20
NORTEAMÉRICA	GEM	AURAMS	45	28
	WRF	Chimere	36	9
	MM5	CAMx	24	15
	WRF	CMAQ	12	34
	WRF	CAMx	12	26
	WRF	Chimere	36	9
	MM5	DEHM	50	29

Inventarios de emisiones

Este es uno de los retos más importantes del experimento AQMEII, debido a la gran diferencia en el desarrollo de los inventarios de emisiones en los dos continentes; y a que la estructura, tamaño y formato de esta información debían hacerla fácilmente distribuible a todos los grupos participantes del AQMEII, con el mínimo pre-procesamiento posible (Pouliot et al., 2012b). La descripción de los inventarios utilizados se realiza en los apartados 2.4.1 para Norteamérica y 2.4.2 para Europa.

Medidas experimentales de calidad de aire

En términos de las medidas de calidad de aire disponibles, se hizo uso de las extensas redes de monitorización, que incluyen aproximadamente entre 1500-2000 instalaciones en Norteamérica y cerca de 400 en Europa (Figura 2.3). Se dispone además de la información obtenida en campañas de monitorización, como TexAQS-II para Norteamérica (Cowling et al., 2006) o las campañas realizadas durante la ola de calor de 2003 en Inglaterra para Europa (Vieno et al., 2010).

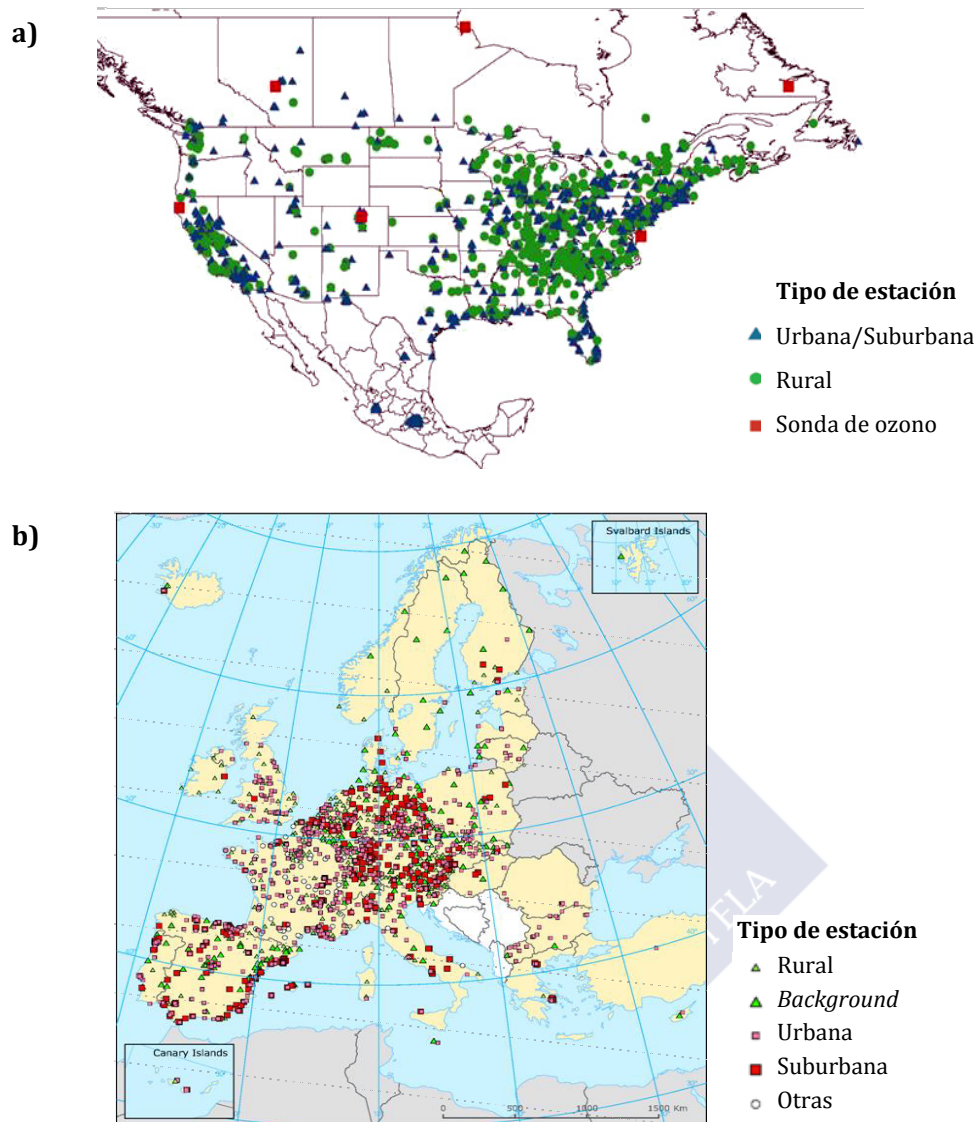


Figura 2.3. Redes de estaciones de monitorización de ozono en (a) Norteamérica, año 2000 (NARSTO, 2000) y (b) Europa, año 2005 (EEA, 2005)

2.4. METODOLOGÍA

La evaluación de los resultados de modelización de la calidad del aire se realiza generalmente a través de la comparación con medidas experimentales, o, en caso de validación dinámica a través del análisis de los cambios producidos al introducir cambios en las emisiones o los datos meteorológicos. Aunque lo que se trata de evaluar son los resultados del modelo, es evidente que tanto las entradas meteorológicas como las emisiones deben ser también evaluadas. La información meteorológica se evalúa por comparación de los resultados del modelo con medidas en superficie, mediante procedimientos claramente establecidos. La evaluación del inventario de emisiones es un procedimiento más complejo.

El análisis de la calidad de la información y la incertidumbre asociada al inventario de emisiones puede evaluarse con distintas metodologías (Miller et al., 2006; Dennis et al., 2009; Galmarini et al., 2010):

- Medida directa de las emisiones en los focos emisores.
- Evaluación de las emisiones utilizando las aproximaciones *top-down* y *bottom-up* para una misma área y/o sector/es.
- Comparación de los valores medidos en las estaciones de monitorización, ante cambios definidos en las emisiones de las fuentes más próximas. Esta técnica es especialmente útil para contaminantes que no sufren transformación química. De este modo, podrían identificarse, por ejemplo, sectores que no están correctamente definidos temporalmente, al no corresponderse los perfiles temporales de la emisión en la fuente y en la estación de monitorización.
- Ratios entre contaminantes: esta técnica se utiliza para estimar qué aportación realiza un sector a la emisión de un contaminante empleado como indicador, con respecto a otro; como el ratio NO_x/CO , óxidos de nitrógeno/monóxido de carbono, en emisiones de tráfico.
- Modelos orientados al receptor: estiman la contribución de ciertas fuentes de emisión a los valores medidos, ajustando las concentraciones medidas como una combinación lineal de las emisiones generadas en las fuentes cercanas. Este tipo de métodos son muy útiles a la hora de identificar huecos en el inventario; es decir, focos que no están siendo considerados. Los mejores resultados se obtendrán en caso de fuentes de emisión con perfiles de contaminantes muy diferenciados, como para $\text{PM}_{2.5}$ o COV.
- Evaluación mediante modelización inversa: esta técnica consiste en realizar medidas de inmisión en puntos cercanos a la fuente, y usar modelos de calidad del aire inversos para estimar qué emisiones están generando ese valor medido. La modelización inversa supone la reformulación de las ecuaciones utilizadas en los modelos, expresándose la emisión en términos de las concentraciones observadas. Se aplica fundamentalmente a escala global y continental.

La mayoría de estas técnicas, que pueden combinarse entre sí, se basan en valores medidos. Esto es aceptable en dominios limitados, pero no a nivel continental. En dominios muy extensos, las medidas sólo pueden realizarse en períodos limitados de tiempo y localizaciones muy específicas. En contraposición con estas técnicas basadas en la observación, para esta escala se plantea el uso de las técnicas de diagnóstico (Dennis et al., 2010).

Las técnicas de diagnóstico se basan en el análisis en detalle de las emisiones, y su comparación con otros inventarios establecidos, con información estadística, socioeconómica, etc., para identificar aquellos valores de emisión que sean sospechosos o requieran de un estudio más pormenorizado. Este conocimiento en detalle de las emisiones va a permitir además el análisis de los resultados obtenidos mediante la modelización (Nopmongcol et al., 2012).

2.4.1. Análisis de las emisiones sobre Norteamérica

Descripción del inventario

El inventario de emisiones de Norteamérica para AQMEII fue suministrado por la U.S. EPA, en colaboración con la CEAA, y está basado en los inventarios para Estados Unidos (disponible para 2002 y 2005) y el inventario nacional de Canadá (para 2002 y 2006), con una resolución de 12 x 12 km². Las emisiones están distribuidas en 14 categorías, resumidas en la Tabla 2.2, donde se muestra la denominación asignada, las características de la fuente de emisión y los contaminantes implicados. Los contaminantes incluidos en este inventario son: CO, NO_x, SO₂, COV, NH₃, PM₁₀ y PM_{2.5}.

Tabla 2.2. Categorías del inventario de emisiones antropogénicas de Norteamérica en la iniciativa AQMEII

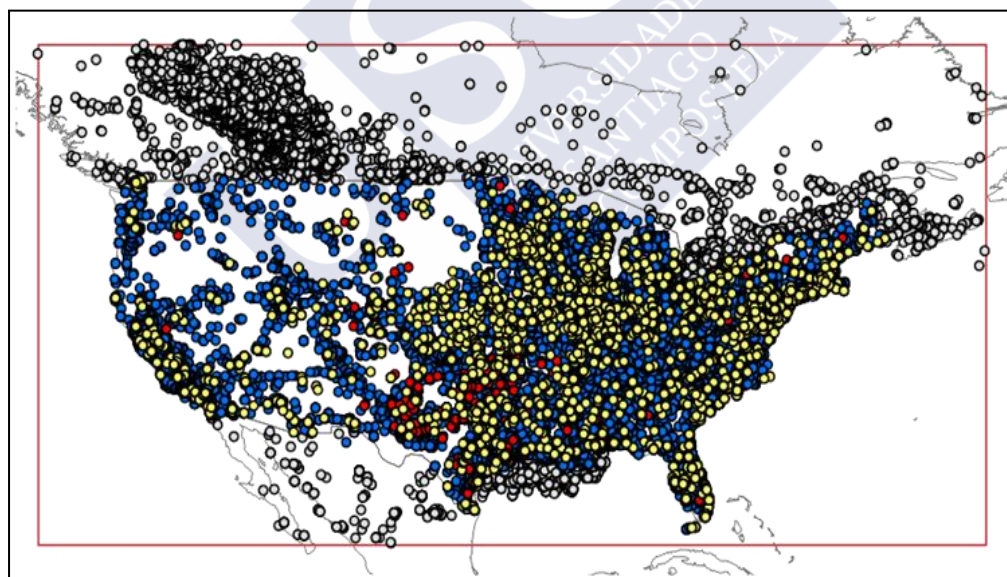
FUENTE	TIPO	CONT.	DESCRIPCIÓN
AFDUST	Area	PM ₁₀ , PM _{2.5}	Emisiones fugitivas fuentes antropogénicas
AG	Area	NH ₃	Actividades agrícolas
ALM_NO_C3	Área/Línea	TODOS	Transporte aéreo, ferroviario y marítimo
NONPT	Area	TODOS	Otras fuentes (incluye quema agrícola)
NONROAD	Area	TODOS	Vehículos <i>off-road</i> (inventario NMIM*)
ONROAD	Area	TODOS	Vehículos <i>on-road</i> (inventario NMIM*)
PTIPM	Puntuales	TODOS	Sector eléctrico ^c
PTNONIPM	Puntuales	TODOS	Sectores industriales
PTFIRE	Puntuales	TODOS	Incendios identificados como puntuales
NONPTFIRE	Area	TODOS	Incendios identificados en área
OTHAR	Area	TODOS	Emisiones en área: Canada y México
OTHON	Area	TODOS	Fuentes móviles: Canada y México
OTHPT	Puntuales	TODOS	Emisiones puntuales: Canada y México
SECA_C3	Área/Línea	TODOS	Transporte marítimo portuario e interportuario

* NMIM: National Mobile Inventory Model

Para las fuentes puntuales, se dispone de información específica de la localización geográfica y altura. En el caso del sector eléctrico, *PTIPM*, se dispone además de datos medidos de emisiones de NO_x y SO_x de los sistemas de medida en continuo en chimenea (CEM, *Continuous Emission Monitoring Systems*). En cuanto a las fuentes en área, la información se suministra en valores horarios, empleando más de 60 parámetros de distribución dependiendo del tipo de fuente: población, carreteras, etc.

En la Figura 2.4 se representan los focos puntuales considerados, hasta un total de 77657, diferenciados según la nomenclatura de la Tabla 2.2. Al lado de cada símbolo se representa también el número de focos asignados a cada categoría. Es importante indicar que algunas instalaciones podrán estar representadas por varios focos en distintas categorías. Por ejemplo, parte de las emisiones incluidos en el sector industrial, *PTNONIPM*, pueden estar generadas en una instalación de producción de energía. El número de instalaciones independientes se estima en 49721.

Es importante observar el mayor desarrollo industrial en toda la costa sureste y la zona oeste de Norteamérica, que son también las áreas de mayor densidad de población y más núcleos urbanos (Ferreira et al., 2012); y donde existe también mayor desarrollo de la red de monitorización (Figura 2.3).



SECTOR (n° instalaciones)

- PTIPM - Fuentes sector electrico U.S. (3639)
- PTNONIPM - Fuentes sector industrial U.S. (46643)
- PTFIRE - Incendios puntuales U.S. (186)
- OTHPT - Puntuales México y Canadá (27189)

Figura 2.4. Focos puntuales identificados en Norteamérica para el AQMEII por categorías. Elaboración propia a partir de las emisiones suministradas para AQMEII (Pouliot et al., 2012b)

Distribución sectorial

El análisis sectorial del inventario permitirá comparar las diferencias y semejanzas más significativas entre las fuentes de emisión a nivel interno. La clasificación de la Tabla 2.2 no hace distinción entre los distintos sectores, por lo que se redefinirá esta clasificación asociando las fuentes de emisión a cinco grupos (Pouliot et al., 2012b):

- Combustión.
- No combustión: incluye procesos industriales y uso de disolventes.
- Fuentes móviles: *on-road* y *off-road*.
- Tratamiento de residuos.
- Varios: fundamentalmente agricultura.

Atendiendo a esta nueva clasificación, en la Tabla 2.3 se muestra la aportación de cada uno de los sectores a los principales contaminantes incluidos en el experimento AQMEII; y en la Tabla 2.4 la aportación de cada contaminante a las emisiones de cada sector. Se han destacado los porcentajes máximos.

Tabla 2.3. Aportación porcentual de cada uno de los sectores AQMEII a cada contaminante en el inventario para Norteamérica. Elaboración propia a partir de las emisiones suministradas para AQMEII (Pouliot et al., 2012b)

SECTOR	CO	NO _x	SO ₂	VOC	PM _{2.5}	NH ₃
Combustión	6.88%	32.78%	78.70%	5.08%	31.32%	1.48%
No combustión	3.68%	9.11%	17.72%	47.99%	20.64%	4.81%
Fuentes móviles	85.33%	57.10%	3.27%	41.68%	26.20%	6.83%
Trat. de residuos	1.73%	0.69%	0.18%	2.26%	6.56%	0.59%
Varios	2.38%	0.32%	0.13%	2.98%	15.28%	86.30%

La extensión del sombreado es proporcional al valor en la celda.

Tabla 2.4. Aportación porcentual de cada contaminante a cada uno de los sectores en el inventario para Norteamérica. Elaboración propia a partir de las emisiones suministradas para AQMEII (Pouliot et al., 2012b)

CONT.	COMBUSTION	NO COMBUSTION	FUENTES MÓVILES	TRAT. RESIDUOS	VARIOS
CO	21.69%	18.39%	78.17%	63.93%	28.81%
NO _x	23.95%	10.54%	12.12%	5.91%	0.90%
SO ₂	46.42%	16.55%	0.56%	1.22%	0.30%
VOC	3.25%	48.64%	7.75%	16.93%	7.32%
PM _{2.5}	4.44%	4.63%	1.08%	10.88%	8.29%
NH ₃	0.24%	1.25%	0.33%	1.13%	54.38%

La extensión del sombreado es proporcional al valor en la celda.

A partir de esta información pueden extraerse las siguientes observaciones:

- Los procesos de combustión son responsables de porcentajes muy significativos de emisiones de NO_x , $\text{PM}_{2.5}$, o SO_2 , representando el 33%, 31% y 79%, respectivamente.
- Las fuentes móviles generan porcentajes muy significativos de emisiones para prácticamente todos los contaminantes, destacando su aportación a contaminantes como CO, NO_x , COV o $\text{PM}_{2.5}$.
- Dentro del sector “No combustión”, el uso de disolventes orgánicos, aporta la mayor contribución a las emisiones antropogénicas de COV, comparable en magnitud a las emisiones de las fuentes móviles.
- El sector “Varios” es responsable de más del 86% de las emisiones de NH_3 , derivadas fundamentalmente de los procesos de fermentación entérica y gestión de residuos de la ganadería.

Distribución temporal

En cuanto a la distribución temporal, para fuentes puntuales se dispone de la información a nivel horario; y para las fuentes en área, las emisiones se distribuyen hasta nivel horario aplicando perfiles mensuales, semanales y diarios específicos para cada tipo de fuente, definidos por el procesador de emisiones *Sparse Matrix Operational Kernel for Emissions* SMOKE (UNC-CH, 2011); que, a su vez, se basa en los perfiles temporales definidos por la U.S. EPA para los distintos códigos SCC (U.S. EPA, 2005a).

Con el objetivo de realizar comparaciones entre los perfiles temporales utilizados para Norteamérica y Europa, se ha tratado de asignar a las distintas fuentes de emisión definidas la categoría equivalente SNAP, basándose en la clasificación definida por Pouliot et al. (2012b). En la Figura 2.5 se muestran los perfiles generales, armonizados a la nomenclatura SNAP. El análisis pormenorizado sector a sector que se realizará en el apartado 2.5.2., reflejará mejor la especificidad de estos perfiles.

Para una mayor comprensión de la Figura 2.5, es necesario indicar:

- En el perfil mensual, las emisiones de los sectores S1, S3, S4, S5 y S9 son equivalentes y completamente uniformes a lo largo del año (perfil plano).
- En el perfil semanal, las emisiones de S3, S4, S5, S6, S8, S9 y S10 son uniformes (perfil plano); y los perfiles de emisiones de S1 y S2, equivalentes.
- En el perfil diario, las emisiones de S3, S4 y S5 son uniformes; y los perfiles de emisiones de S2, S6, S8, S9 y S10, equivalentes.

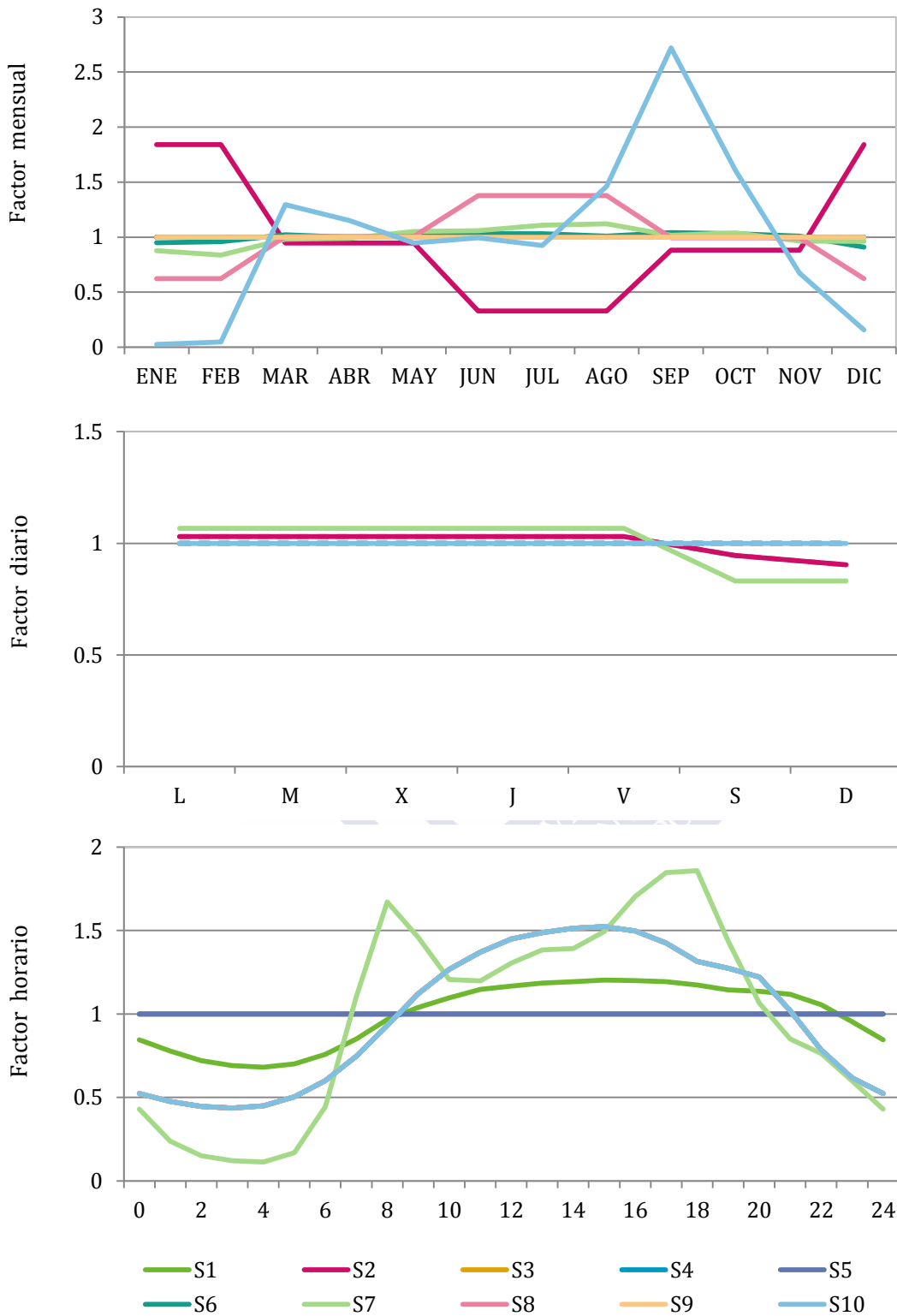


Figura 2.5. Perfiles temporales por sector SNAP para emisiones antropogénicas AQMEII sobre Norteamérica. Elaboración propia a partir de U.S. EPA (2005a) y U.S. EPA (2010a)

2.4.2. Análisis de las emisiones sobre Europa

Descripción del inventario

El inventario de emisiones para Europa para el experimento AQMEII fue desarrollado por el TNO, *Netherlands Organization for Applied Scientific Research*, basándose en el inventario del año 2005. Las emisiones tienen una resolución de $0.0625^\circ \times 0.125^\circ$ en latitud/longitud, aproximadamente $7 \times 7 \text{ km}^2$.

Las emisiones están distribuidas en las 10 categorías definidas por la nomenclatura SNAP (apartado 1.1.2., p. 24) (EEA, 1999). Los contaminantes incluidos en este inventario son: CO, NO_x, SO₂, NH₃, PM₁₀, PM_{2.5} y COV, desagregados como metano CH₄, y compuestos orgánicos volátiles distintos del metano, NMVOC. También se ha determinado la contribución en las partículas totales del *Black carbón*, BC, y el carbono orgánico, OC, empleando factores de especiación.

Para las fuentes puntuales, se dispone de información específica de la localización geográfica y altura de las chimeneas. En cuanto a las fuentes en área, el procedimiento de distribución emplea parámetros como la densidad de población o la intensidad de tráfico, dependiendo de la categoría SNAP a la que esté asociado cada foco.

En la Figura 2.6 se representan los focos puntuales considerados, hasta un total de 7056, diferenciados por código SNAP. Al lado de cada símbolo se representa también el número de focos asignados a dicho SNAP. Es importante indicar que algunas instalaciones pueden ser representadas con distintos SNAP. Así, a una misma instalación industrial manufacturera, pueden asignársele los sectores S3 y S4 a las emisiones por combustión y por proceso, respectivamente; o a alguna de las numerosas instalaciones de extracción petrolífera distribuidas en el Mar del Norte asignarles el sector S5, de extracción y distribución de combustibles fósiles, el sector S3 por los procesos de combustión; e incluso S9, por los tratamientos y eliminación de residuos. El número de instalaciones independientes se estima en 4371.

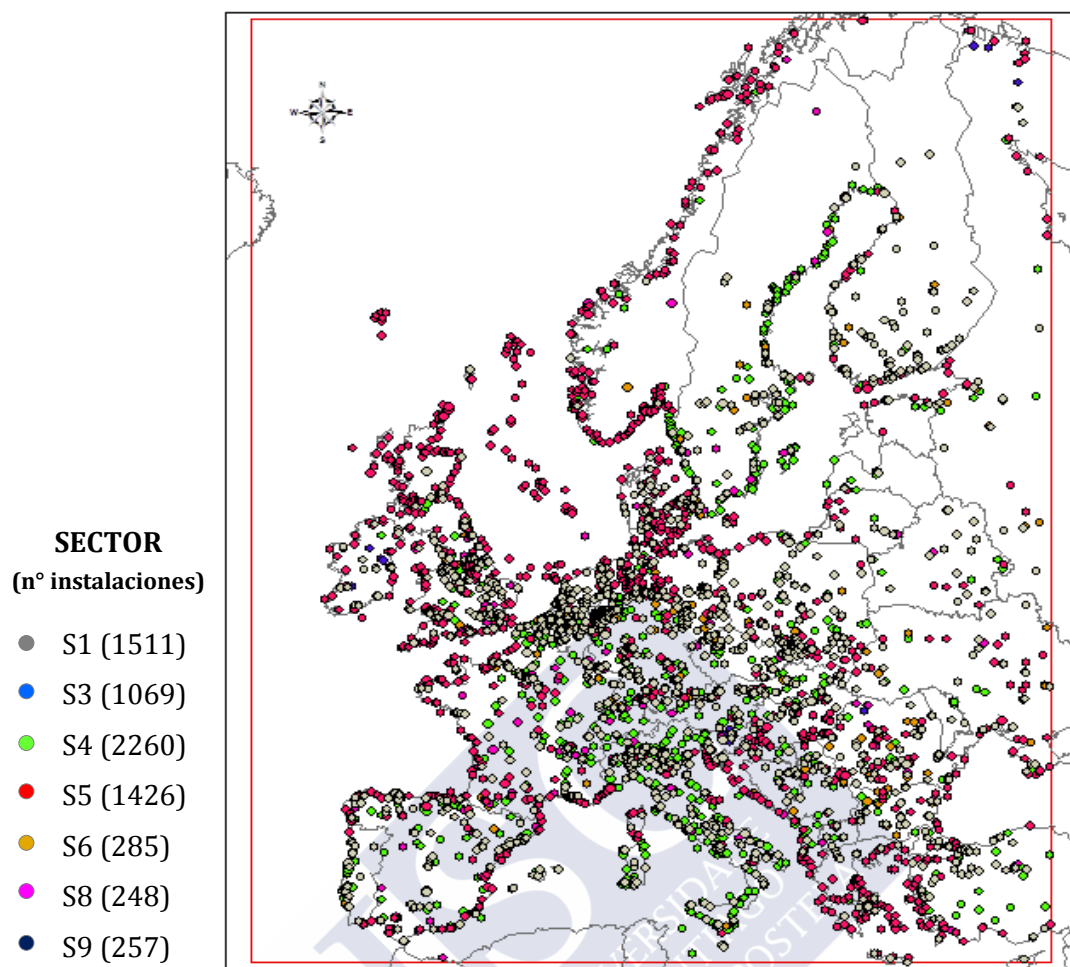


Figura 2.6. Focos puntuales identificados en Europa para el AQMEII por sector SNAP. Elaboración propia a partir de las emisiones suministradas para AQMEII (Pouliot et al., 2012b)

Distribución sectorial

El análisis sectorial del inventario permitirá comparar las diferencias y semejanzas más significativas entre las fuentes de emisión a nivel interno. Atendiendo a la clasificación SNAP, en la Tabla 2.5 se muestra la aportación de cada uno de los sectores a los principales contaminantes incluidos en el experimento AQMEII; y en la Tabla 2.6, la aportación de cada contaminante a las emisiones de cada sector. Se han destacado los máximos porcentajes para cada uno de los casos considerados, diferenciándose en las aportaciones a cada sector las emisiones generadas en los focos puntuales y en las fuentes en área.

Tabla 2.5. Aportación porcentual de cada uno de los sectores SNAP a cada contaminante en el inventario para Europa. Elaboración propia a partir de las emisiones suministradas para AQMEII (Pouliot et al., 2012b)

SNAP	CO	NO _x	SO ₂	NMVOC	PM ₁₀	NH ₃	CH ₄
S1	1.96%	17.36%	56.07%	1.00%	11.71%	0.11%	2.68%
S2	29.16%	4.98%	5.70%	9.47%	23.49%	0.21%	2.35%
S3	10.29%	11.06%	13.69%	1.48%	8.51%	0.11%	0.97%
S4	8.44%	2.26%	3.55%	9.02%	14.52%	2.29%	0.21%
S5	0.38%	0.25%	1.73%	7.84%	1.81%	0.02%	19.38%
S6	0.07%	0.00%	0.05%	37.45%	1.62%	0.19%	0.00%
S7	36.67%	30.41%	0.65%	21.96%	10.90%	1.56%	0.39%
S8	8.46%	32.34%	18.48%	6.30%	13.45%	0.06%	0.02%
S9	4.07%	0.18%	0.06%	0.99%	2.79%	2.31%	29.83%
S10	0.49%	1.16%	0.02%	4.48%	11.19%	93.15%	44.17%

La extensión del sombreado es proporcional al valor en la celda.

Tabla 2.6. Aportación porcentual de cada contaminante a cada sector SNAP, distribuido en focos en área y puntuales en el inventario para Europa. Elaboración propia a partir de las emisiones suministradas para AQMEII (Pouliot et al., 2012b)

SNAP	FUENTE	CO	NO _x	SO ₂	NMVOC	PM ₁₀	NH ₃	CH ₄
S1	Puntual	1.96%	17.21%	54.91%	0.98%	11.40%	0.10%	2.74%
	Area	0.00%	0.15%	1.16%	0.03%	0.31%	0.00%	0.00%
S2	Puntual	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
	Area	29.16%	4.98%	5.70%	9.47%	23.49%	11.45%	0.00%
S3	Puntual	3.50%	8.08%	9.81%	0.45%	6.53%	0.05%	0.38%
	Area	6.80%	2.98%	3.88%	1.02%	1.98%	0.05%	0.61%
S4	Puntual	3.37%	1.13%	2.58%	4.28%	9.57%	1.85%	0.22%
	Area	5.07%	1.13%	0.97%	4.74%	4.95%	0.18%	0.00%
S5	Puntual	0.00%	0.00%	0.00%	2.21%	1.67%	0.00%	9.46%
	Area	0.38%	0.25%	1.73%	5.63%	0.13%	0.02%	10.39%
S6	Puntual	0.00%	0.00%	0.00%	0.46%	0.00%	0.00%	0.00%
	Area	0.07%	0.00%	0.05%	36.99%	1.62%	0.16%	0.00%
S7	Puntual	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
	Area	36.67%	30.41%	0.65%	21.96%	10.90%	1.38%	0.40%
S8	Puntual	5.29%	0.35%	0.05%	0.42%	0.00%	0.00%	0.00%
	Area	3.16%	31.98%	18.42%	5.88%	13.45%	0.05%	0.02%
S9	Puntual	0.00%	0.01%	0.01%	0.00%	0.03%	0.18%	0.00%
	Area	4.07%	0.17%	0.05%	0.99%	2.76%	1.87%	30.54%
S10	Puntual	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
	Area	0.49%	1.16%	0.02%	4.48%	11.19%	82.66%	45.23%

La extensión del sombreado es proporcional al valor en la celda.

A partir de esta información pueden extraerse las siguientes observaciones:

- Los sectores relacionados con la combustión (S1, S2 y S3) son responsables de porcentajes de emisiones muy significativos de CO, NO_x, PM₁₀, o SO₂, representando el 37%, 44%, 44% y el 90% del total, respectivamente.
- Atendiendo al SO₂, es importante indicar que la mayor parte de estas emisiones generadas por combustión se asignan a los sectores S1 y S3, que se corresponden con fuentes puntuales industriales, susceptibles de implementar medidas de control de las emisiones de SO₂, ya sea de prevención o reducción.
- Los sectores de transporte, tanto *on-road* (S7) como *off-road* (S8) son mayoritarios en las emisiones de NO_x, concentrando prácticamente el 63% de las emisiones de este contaminante. Concretamente, el tráfico (S7), genera porcentajes bastante significativos para prácticamente todos los contaminantes, destacando además del NO_x su aportación al CO.
- El uso de disolventes orgánicos (S6) aporta la mayor contribución a las emisiones antropogénicas de NMVOC, comparable en magnitud a las emisiones generadas por el sector el transporte (S7), procedentes de la evaporación de los combustibles de los vehículos, y fundamentalmente, gasolina (EEA, 2009a).
- Para el sector de tratamiento y eliminación de residuos (S9), más del 80% de sus emisiones se componen de CH₄, generado en los procesos de descomposición anaerobia de los residuos.
- El sector agrícola (S10) es responsable de prácticamente todas las emisiones de NH₃ y un porcentaje significativo del CH₄, derivados esencialmente de los procesos de fermentación entérica y gestión de los residuos de la ganadería.

Distribución temporal

En cuanto a la distribución temporal, las emisiones anuales se distribuyen hasta nivel horario aplicando perfiles mensuales, semanales y diarios generales para cada SNAP (Figura 2.7). No se aplican factores específicos para los distintos países que componen el dominio Europeo. Para una mayor comprensión de la Figura 2.7, es necesario indicar:

- En el perfil mensual, las emisiones del sector S9 son uniformes (perfil plano) a lo largo del año.
- En el perfil semanal, las emisiones de sectores S5, S6, S8, S9 y S10 son uniformes (perfil plano); y los perfiles de emisiones de S2 y S3, equivalentes.
- En el perfil diario, las emisiones de S4, S5, S8 y S9 son uniformes (perfil plano); y los perfiles de emisiones de S2, S6, S8, S9 y S10, equivalentes.

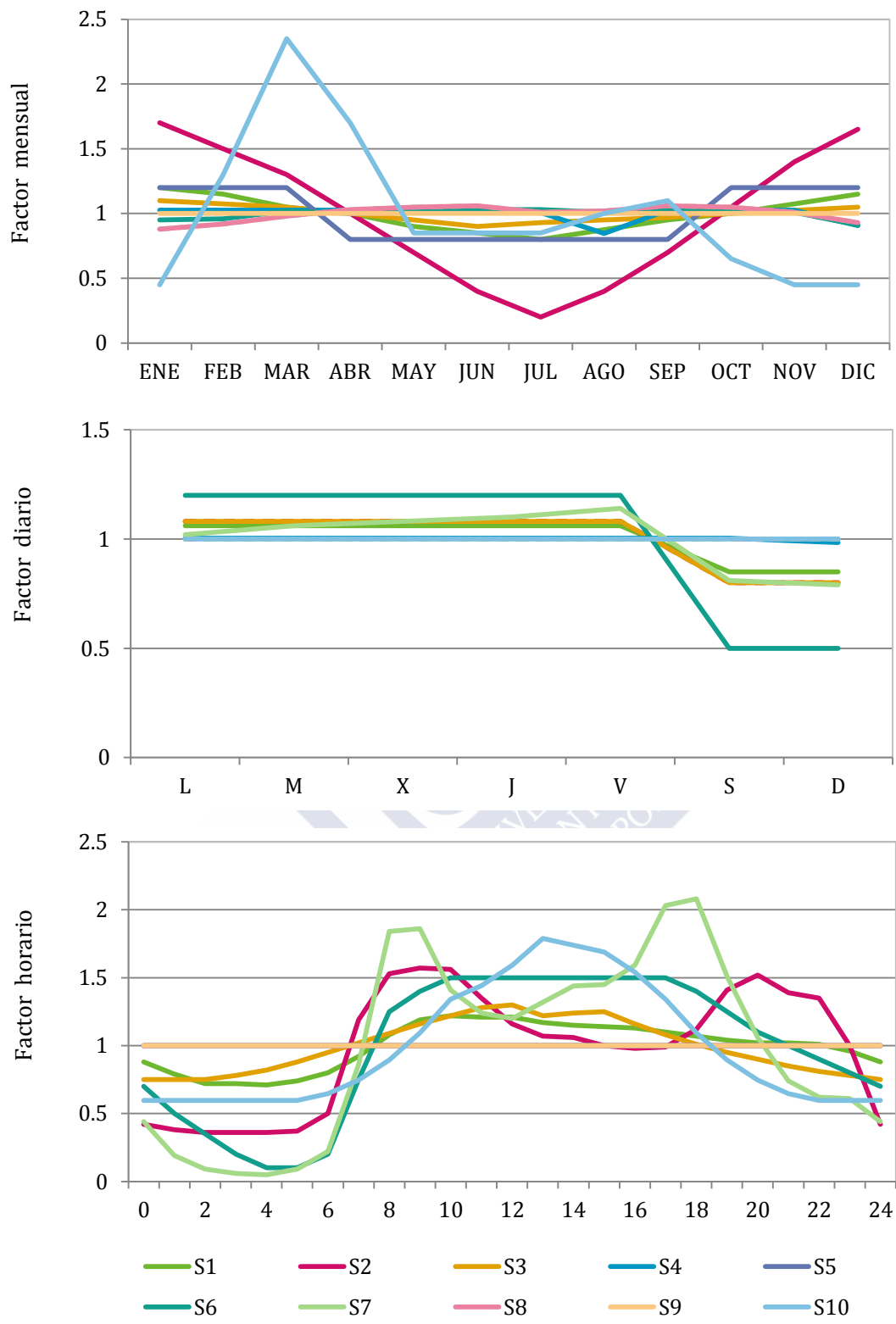


Figura 2.7. Perfiles temporales por sector SNAP para emisiones antropogénicas AQMEII sobre Europa. Elaboración propia a partir de Denier van der Gon et al. (2011)

Distribución geográfica

Como parte del análisis de las emisiones, se realiza una evaluación de la distribución geográfica de las emisiones de Europa, en este caso por países. En el experimento AQMEII se engloban los países listados en la Tabla 2.7, identificados según sus correspondientes códigos internacionales estándar (ISO 3166-1 Alfa-3, (ISO, 2006)), para facilitar su representación en los análisis posteriores. Los países señalados con un asterisco (*) se incluyen sólo parcialmente en el dominio definido por el AQMEII.

Tabla 2.7. Codificación ISO 3166-1 para los países del dominio Europeo del experimento AQMEII

PAÍS (CÓDIGO ISO)		
Albania (ALB)	Estonia (EST)	Macedonia (MKD)
Alemania (DEU)	Finlandia (FIN)	Noruega (NOR)*
Austria (AUT)	Francia (FRA)	Polonia (POL)
Belgica (BEL)	Grecia (GRC)	Portugal (PRT)
Bielorusia (BLR)	Holanda (NLD)	Reino Unido (GBR)
Bosnia Herzegovina (BIH)	Hungria (HUN)	República Checa (CZE)
Bulgaria (BGR)	Irlanda (IRL)	Rusia (RUS)*
Chipre (CYP)	Italia (ITA)	Rumanía (ROM)
Croacia (HRV)	Letonia (LVA)	Suecia (SWE)
Dinamarca (DNK)	Lituania (LTU)	Suiza (CHE)
Eslovaquia (SVK)	Luxemburgo (LUX)	Turquía (TUR)*
Eslovenia (SVN)	Malta (MLT)	Ucrania (UKR)*
España (ESP)	Moldavia (MDA)	Serbia (YUG)

En primer lugar, se comparan, en términos absolutos, las emisiones de los países con mayor contribución a los principales contaminantes (Tabla 2.8). En dicha clasificación se ha destacado España, que en el año 2006 se encuentra entre los primeros diez países más contaminantes para prácticamente todos los compuestos, siendo especialmente relevantes las contribuciones a las emisiones de NO_x (sólo por debajo del Reino Unido) o SO₂ (en tercera posición, sólo por debajo de Turquía y Polonia).

Tabla 2.8. Clasificación de los 10 países con mayores emisiones (millones de toneladas) asignadas en el AQMEII para los principales contaminantes. Elaboración propia a partir de Kuenen et al. (2011)

EMISIONES POR PAÍS (10 ⁶ t)						
CO	NO _x	NMVOC	CH ₄	NH ₃	SO ₂	PM ₁₀
FRA (5.2)	GBR (1.6)	FRA (1.3)	UKR (3.2)	FRA (0.7)	TUR (1.3)	FRA (0.5)
DEU (4)	ESP (1.4)	ITA (1.2)	FRA (2.6)	DEU (0.6)	POL (1.3)	UKR (0.3)
ITA (4)	DEU (1.4)	DEU (1.2)	GBR (2.3)	UKR (0.5)	ESP (1.2)	POL (0.3)
POL (3.5)	FRA (1.2)	ESP (1.1)	RUS (2.2)	ESP (0.4)	BGR (0.9)	TUR (0.3)
GBR (2.3)	ITA (1.1)	POL (0.9)	DEU (2.2)	ITA (0.4)	GBR (0.7)	ESP (0.2)
ESP (2.2)	UKR (0.8)	GBR (0.9)	ITA (1.8)	GBR (0.3)	ROM (0.6)	DEU (0.2)
UKR (2)	POL (0.7)	UKR (0.6)	POL (1.8)	POL (0.3)	DEU (0.6)	RUS (0.2)
TUR (1.9)	TUR (0.7)	TUR (0.5)	ESP (1.8)	TUR (0.3)	UKR (0.5)	ITA (0.2)
RUS (1.4)	RUS (0.3)	ROM (0.4)	TUR (1.5)	ROM (0.2)	GRC (0.5)	GBR (0.2)
ROM (1.4)	NLD (0.3)	GRC (0.3)	ROM (1.2)	BLR (0.1)	ITA (0.5)	ROM (0.1)

El estudio por sectores realizado para las emisiones globales puede realizarse de igual modo para cada uno de los países, pudiéndose identificar los sectores y los tipos de fuentes emisoras responsables de los valores mostrados en la Tabla 2.8. En concreto para España es necesario destacar las emisiones de NO_x y SO₂.

La emisión de NO_x se genera fundamentalmente en los sectores S7 y S8 (transporte), que son responsables de un 54.0 y 16.7% de las emisiones, respectivamente. Concretamente el tráfico (S7) genera en España una aportación porcentual de NO_x (54%) muy superior a la media obtenida para el dominio Europeo (30.4%, Tabla 2.5); mientras que para las emisiones de S8 (16.7%), en España la aportación es prácticamente la mitad (32.3%, Tabla 2.5).

En cuanto a la emisión de SO₂, la comparación entre España y el promedio de Europa presenta también resultados muy discrepantes. Para España, las emisiones se generaron fundamentalmente en el sector S1, concentrando el 89.9% de las emisiones (fuentes puntuales); frente a la aportación del 56.1% obtenida de media en Europa. Esta diferencia se justifica debido al uso en el sector en el año 2006 de carbones españoles, con un contenido de azufre muy elevado, entre el 3 y el 6% (EURACOAL, 2012).

Teniendo en cuenta que algunos países no son considerados en su totalidad, las emisiones por país se representan en la Figura 2.8 en conjunción con la densidad población, con la finalidad de identificar aquellos países con mayores emisiones por habitante. Cuantitativamente, los países con mayores emisiones per cápita se recogen en la Tabla 2.9.

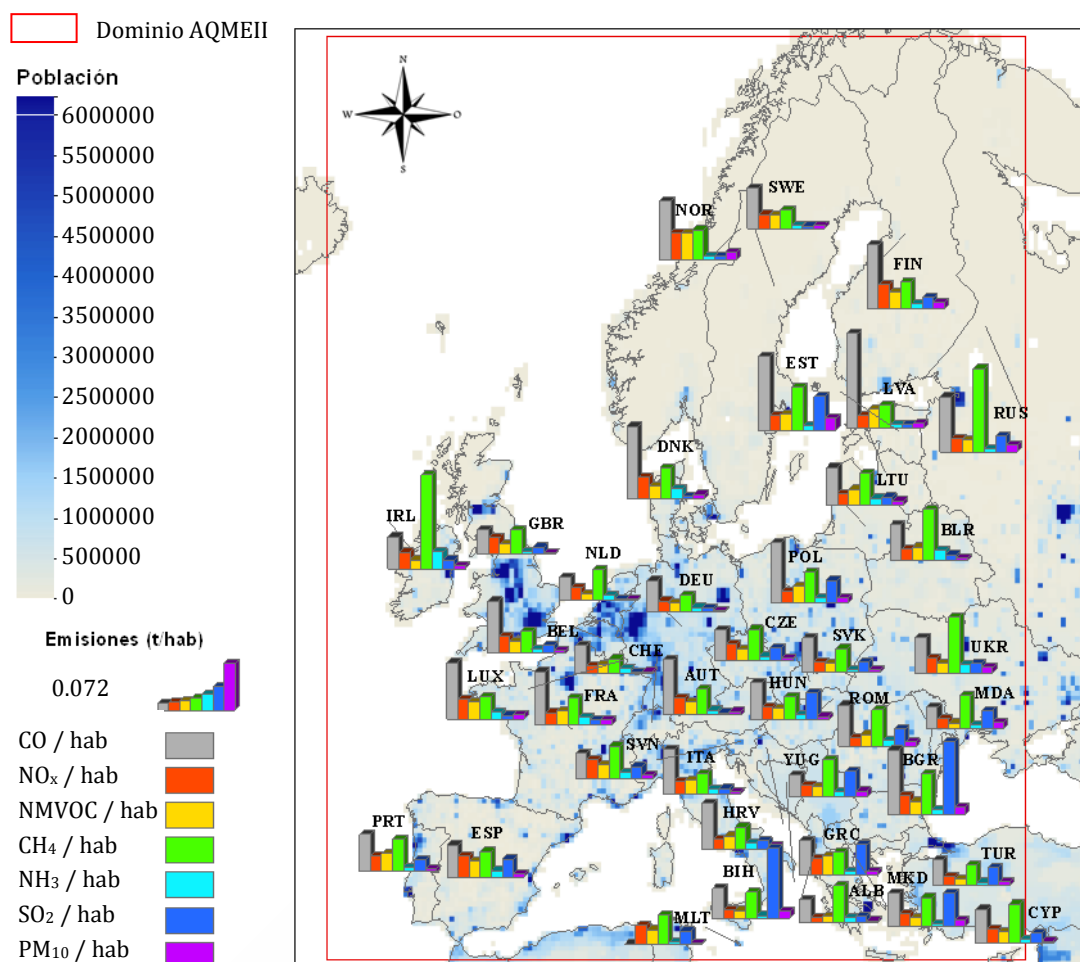


Figura 2.8. Representación de las emisiones per cápita (t/habitante) de los principales contaminantes por país para el dominio Europeo de AQMEII, y la densidad de población. Elaboración propia a partir de Kuenen et al. (2011) y CIESIN (2006)

Tabla 2.9. Clasificación de los 10 países con mayores emisiones per cápita (t/100 habitantes) asignadas en el AQMEII para los principales contaminantes. Elaboración propia a partir de Kuenen et al. (2011)

EMISIONES PER CÁPITA (t/100 hab)						
CO	NO _x	NMVOC	CH ₄	NH ₃	SO ₂	PM ₁₀
LVA (14.5)	NOR (4.1)	NOR (4.1)	IRL (14.4)	IRL (2.6)	BGR (11.1)	EST (1.9)
EST (11.4)	FIN (3.7)	GRC (3.1)	RUS (12.8)	DNK (1.6)	BIH (10.8)	NOR (1.1)
DNK (11.2)	DNK (3.4)	LVA (2.9)	UKR (8.7)	BLR (1.4)	EST (5.2)	RUS (1.1)
BGR (9.9)	ESP (3.3)	PRT (2.7)	BLR (7.8)	UKR (1.3)	MKD (5.1)	BIH (1.1)
FIN (9.7)	LUX (3)	LUX (2.7)	EST (6.7)	FRA (1.1)	GRC (4.7)	BGR (1.1)
POL (9.2)	BGR (2.9)	FIN (2.5)	BGR (6.2)	LUX (1.1)	HUN (4.3)	MDA (1)
NOR (8.9)	SVN (2.9)	EST (2.5)	CYP (6.1)	LTU (1.0)	YUG (3.9)	FIN (0.9)
LUX (8.7)	MLT (2.8)	POL (2.5)	YUG (5.8)	HRV (1.0)	POL (3.4)	YUG (0.9)
AUT (8.5)	GRC (2.7)	LTU (2.4)	ROM (5.6)	ESP (1.0)	MDA (2.8)	MKD (0.9)
RUS (8.5)	GBR (2.6)	ESP (2.4)	ALB (5.6)	SVN (0.9)	TUR (2.8)	UKR (0.9)

En caso de las emisiones per cápita, el escenario es bastante diferente al planteado en la Tabla 2.8, ya que España queda relegada a puestos por debajo del número 10 para las emisiones de CO (puesto 26), CH₄ (26), SO₂ (11) y PM₁₀ (26). Únicamente cabe destacar las emisiones de NO_x (4), que alcanzan valores de emisión per cápita muy similares a países como Dinamarca o Finlandia.

Analizando en detalle y comparando las emisiones absolutas para este contaminante en los tres países mencionados, España, Dinamarca y Finlandia, se comprueba que aunque aparentemente el desarrollo tecnológico y la conciencia ambiental son diferentes, la distribución sectorial y por tipo de fuentes de emisión es similar.

Los sectores de mayor aportación a las emisiones para este contaminante coinciden para los tres países, los procesos de combustión en sector industrial (compuestos por S1 y S3), con una aportación a las emisiones totales del 38.2, 40.6 y 47.5% para España, Dinamarca y Finlandia respectivamente; y el tráfico, con el 44.2, 35.5 y 27.6%. Puede observarse una mayor aportación relativa de las emisiones del tráfico en el caso de España, probablemente por el deficiente sistema de transporte público y el uso extendido del vehículo privado. Si se incluye en el estudio el sector *off-road*, el panorama se equilibra, al obtenerse una aportación del transporte a las emisiones totales del 58.12% en España, 54.7% en Dinamarca y 43.6% en Finlandia; con una variación promedio inferior al 8%.

En cuanto al tipo de fuente de emisión, las emisiones puntuales generan el 42.8, 37.4 y 39.8% de las emisiones de NO_x, para España, Dinamarca y Finlandia respectivamente; es decir, la variación promedio es inferior al 3%.

2.5. COMPARACIÓN DE LAS EMISIONES PARA NORTEAMÉRICA Y EUROPA

2.5.1. Comparación por sectores

A efectos comparativos, se homogeniza la clasificación SNAP para las fuentes de Europa en las categorías definidas por Pouliot et al. (2012b), tal y como se expuso en el apartado 2.4.1 para las emisiones sobre Norteamérica. En la Figura 2.9, se muestran las emisiones globales así como la aportación de cada una de las categorías de fuentes de emisión para los principales contaminantes del experimento AQMEII en Norteamérica y Europa. Se presentan los COV, definidos como tal para las emisiones de Norteamérica, como la suma de los contaminantes CH₄ y NMVOC para Europa.

Total (t)	CO	NO _x	SO ₂	COV	PM _{2.5}	NH ₃
NA	81728	18932	15280	16586	3672	4263
EU	52604	16771	15371	15101	3202	6292

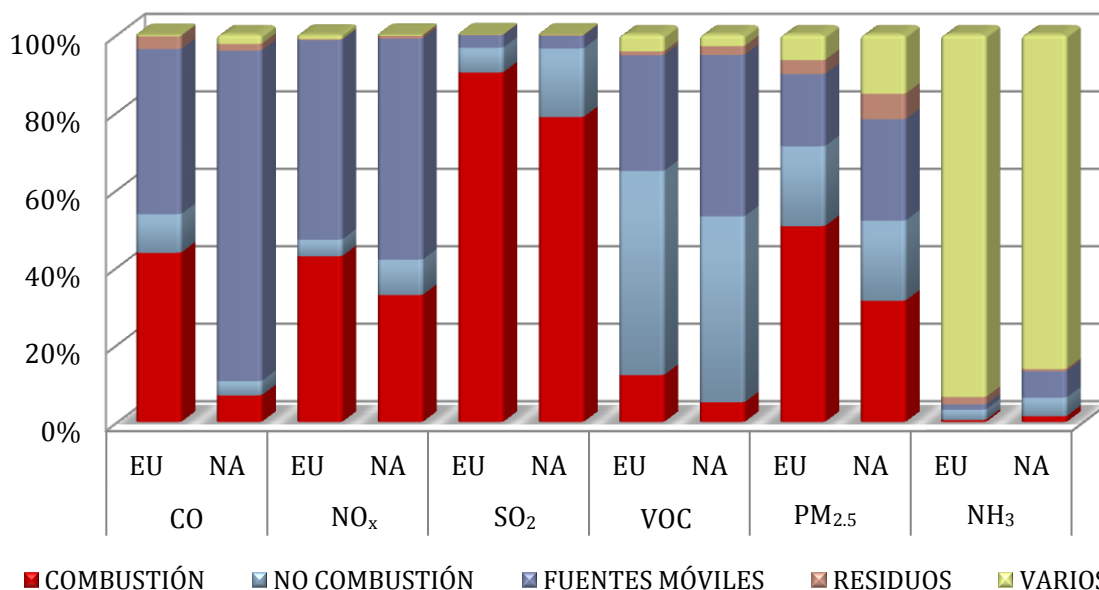


Figura 2.9. Emisiones totales y aportación de los diferentes sectores a los principales contaminantes recogidos en el AQMEII para Norteamérica (NA) y Europa (EU). Elaboración propia a partir de las emisiones suministradas para AQMEII (Pouliot et al., 2012b)

Cuantitativamente, las emisiones globales para Norteamérica y Europa son comparables entre sí para todos los contaminantes. Se observan, sin embargo, diferencias significativas en las emisiones de CO, más de un 55% mayor en Norteamérica que en Europa. Cualitativamente, la aportación de las distintas categorías en las que se agrupan las fuentes de emisión ofrecen resultados similares, excepto para el CO, donde se observa una aportación claramente destacada de las fuentes móviles en Norteamérica, un 85%, frente al 43% obtenido para Europa.

Profundizando en las diferencias obtenidas para el CO, dentro de las fuentes móviles, las subcategorías que generan mayor aportación a este contaminante son los vehículos ligeros, fundamentalmente motos y automóviles particulares; y más concretamente, los vehículos de gasolina. El factor de emisión general para CO en turismos de gasolina es 84.75 g/km, frente a los 3.33 g/km para turismos diesel (EEA, 2009a).

La primera diferencia significativa entre los dos continentes es que en Norteamérica más del 80% de los vehículos en circulación en 2006 utilizaban la gasolina como combustible, mientras que en Europa este porcentaje no alcanzaba el 44% (EIA, 2006). Otra diferencia es que, aunque se han introducido medidas de control de emisiones de CO en ambos continentes, la introducción en Europa de los estándares Euro II (1996), Euro III (2000) y Euro IV (2005) han supuesto reducciones muy significativas en este contaminante; alcanzándose con el Euro IV unas reducciones del 57% en el caso de

vehículos a gasolina y un 22% para vehículos diesel, con respecto a los valores de emisión máximos definidos en el año 2000 (Palmgren, 2004; EEA, 2009a).

Con respecto a las emisiones de NH₃, varios autores, como Dragosits et al. (2002) o Beusen et al. (2008), hacen referencia a la incertidumbre de los inventarios de este contaminante tanto en Europa como en Norteamérica en la caracterización de las fuentes de emisión consideradas, y en la propia metodología de estimación. Sería necesario un estudio específico y de mayor profundidad para extraer conclusiones sobre las diferencias observadas.

2.5.2. Análisis de la distribución temporal

A continuación se analizan las principales diferencias y similitudes entre los perfiles temporales de las emisiones de Norteamérica y Europa. Como se ha indicado en la descripción de los inventarios, los perfiles temporales se corresponden con los códigos SCC para Norteamérica y SNAP para Europa. A efectos comparativos, se trataron de armonizar los perfiles temporales clasificados por SCC, para adaptarlos a la nomenclatura SNAP. Debido a que la clasificación SCC incluye mayor nivel de detalle, podrán considerarse para Norteamérica distintos perfiles dentro de un mismo SNAP.

i. Combustión en producción de energía y transformación de productos S1

La comparación de los perfiles temporales para Norteamérica (NA) y Europa (EU) se muestra en la Figura 2.10. La principal diferencia en este sector es el desarrollo más detallado de los perfiles mensuales para las emisiones de Norteamérica, donde se plantean distintas alternativas según el tipo de combustible utilizado; mientras que para Europa, se aplica un perfil genérico único.

En la Figura 2.10 no se observa correspondencia entre los perfiles mensuales específicos de Norteamérica y el genérico de Europa. De hecho, en el período considerado típicamente vacacional en Europa, julio-agosto, la tendencia es contrapuesta. El descenso en el consumo, y consecuentemente en la producción de energía que cabría esperar en esta época podría verse afectada, al menos parcialmente en Norteamérica, por el aumento en el consumo de energía por los dispositivos de aire acondicionado, más generalizados que en Europa. En particular, en Estados Unidos se estima que el 15% de la energía anual consumida se corresponde a estos dispositivos (GIA, 2011).

En cuanto a los perfiles semanal y diario, se definen para ambos continentes, perfiles genéricos únicos. En el caso del perfil semanal, cabe destacar un mayor descenso en la actividad en fin de semana, y consecuentemente en las emisiones, de las instalaciones de producción de energía europeas. En cuanto al perfil diario, se observa en ambos casos una disminución de las emisiones en horario nocturno.

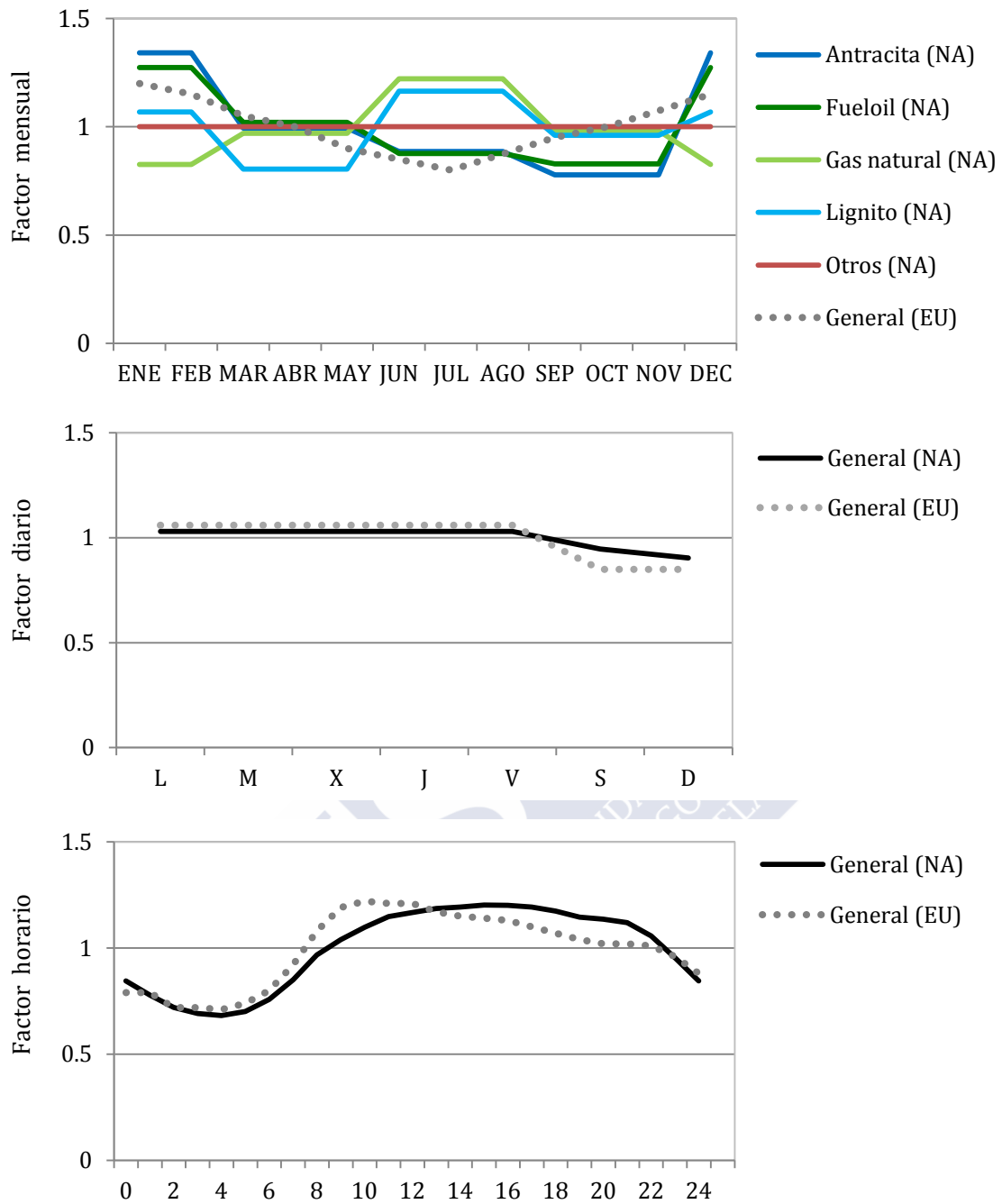


Figura 2.10. Perfiles de actividad mensual, semanal y diario para el sector S1, Producción de energía, en Norteamérica (NA) y Europa (EU). Elaboración propia a partir de U.S. EPA (2005a) y Denier van der Gon et al. (2011)

ii. Combustión no industrial S2

Para el sector de combustión no industrial, S2, los perfiles temporales se muestran en la Figura 2.11.

De nuevo, el mayor nivel de detalle para los perfiles de Norteamérica plantea más alternativas de análisis en el caso de los perfiles mensuales. En la Figura 2.11 puede verse como el perfil mensual general definido para las emisiones S2 en Europa se corresponde prácticamente con el promedio de los perfiles de combustión comercial e institucional, y doméstico de Norteamérica.

En cuanto al comportamiento de los perfiles semanal y diario, se obtiene un resultado similar al mostrado en la Figura 2.10 para S1, con disminuciones de las emisiones en fin de semana (perfil semanal) y en horario nocturno (perfil diario).

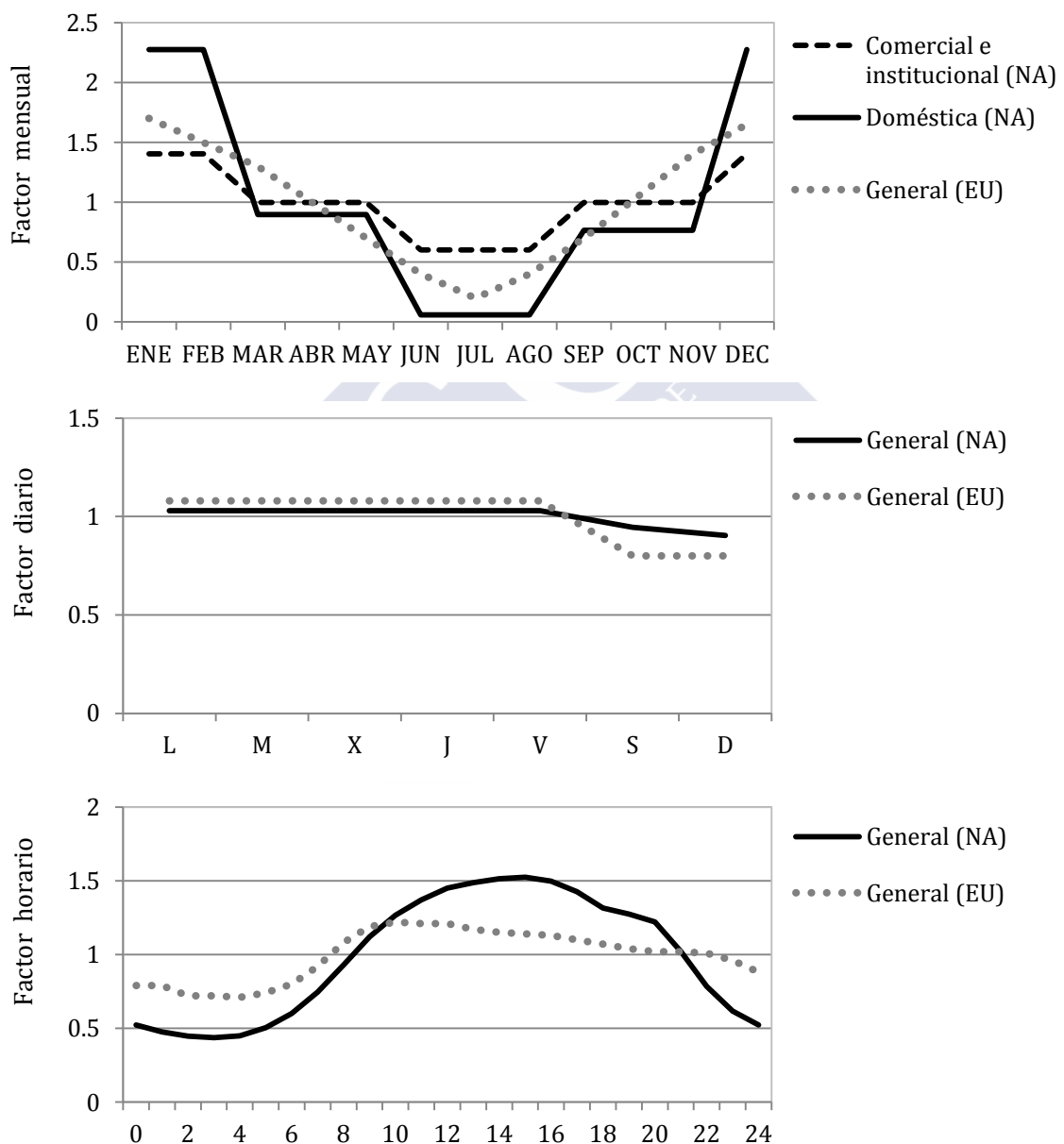


Figura 2.11. Perfiles mensual, semanal y diario para el sector S2, Combustión no industrial, en Norteamérica (NA) y Europa (EU). Elaboración propia a partir de U.S. EPA (2005a) y Denier van der Gon et al. (2011)

iii. Combustión industrial S3

El comportamiento en este sector es claramente diferente para Norteamérica y Europa (Figura 2.12). Para Norteamérica se obtiene un perfil uniforme tanto para escala mensual, semanal y diaria; mientras que para Europa pueden identificarse variaciones en los perfiles por los períodos vacacionales, fines de semana, o el horario laboral, pudiendo identificarse incluso la jornada partida.

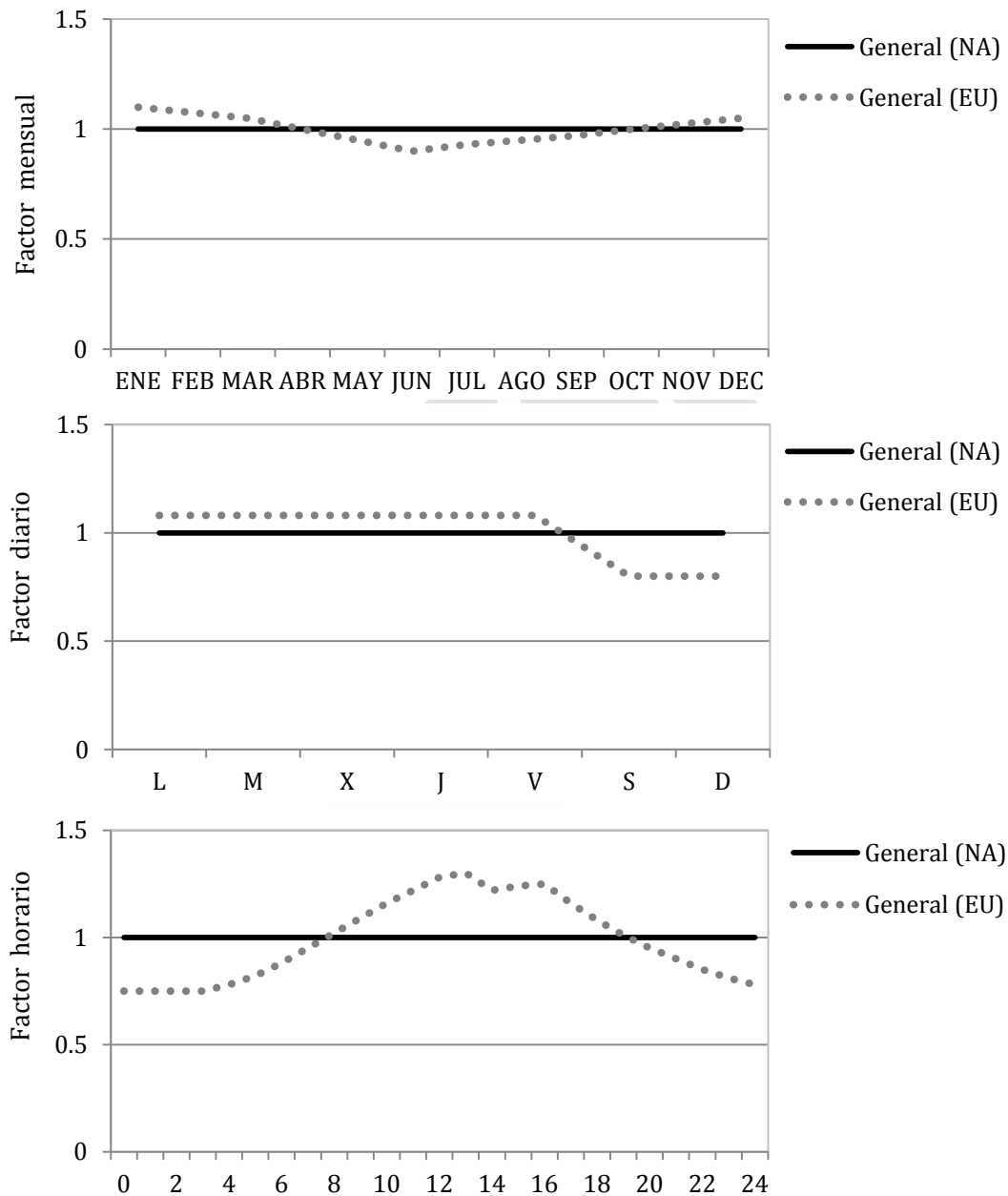


Figura 2.12. Perfiles mensual, semanal y diario para el sector S3, Combustión industrial, para Norteamérica (NA) y Europa (EU). Elaboración propia a partir de U.S. EPA (2005a) y Denier van der Gon et al. (2011)

iv. Procesos productivos S4

Para este sector, únicamente existen diferencias en el perfil mensual (Figura 2.13). En Europa se propone se propone una distribución de las emisiones con cierto carácter estacional, coincidiendo con períodos vacacionales (agosto y diciembre), mientras que para Norteamérica, el perfil se propone uniforme. Los perfiles semanal y diario en ambos continentes se asumen uniformes.

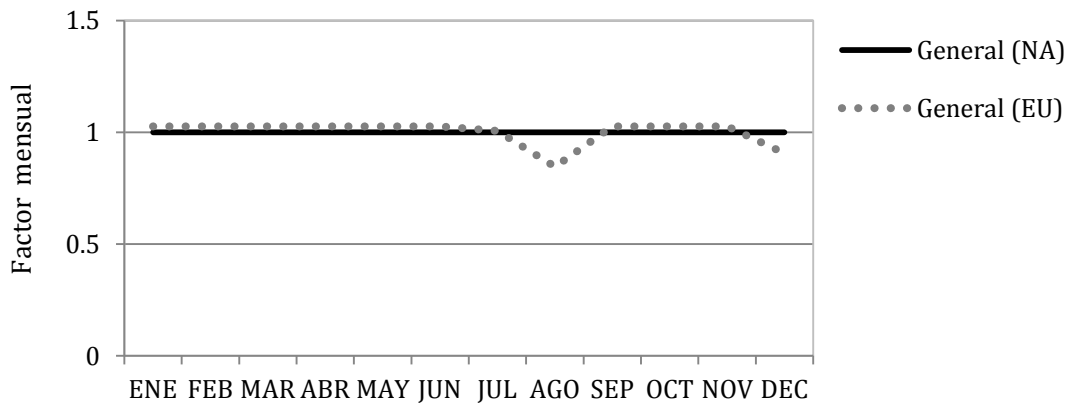


Figura 2.13. Perfil mensual para el sector S4, Procesos productivos, para Norteamérica (NA) y Europa (EU). Elaboración propia a partir de U.S. EPA (2005a) y Denier van der Gon et al. (2011)

v. Extracción y distribución de combustibles fósiles S5

Para este sector, únicamente existen diferencias en el perfil mensual (Figura 2.14). Para Europa se propone una distribución mensual de las emisiones, claramente estacional, siendo asignadas las mayores emisiones en los períodos de otoño-invierno, debido al mayor consumo y transporte de combustibles para los dispositivos de calefacción. Para Norteamérica, el perfil se propone uniforme. Los perfiles semanal y diario en ambos continentes se asumen uniformes.

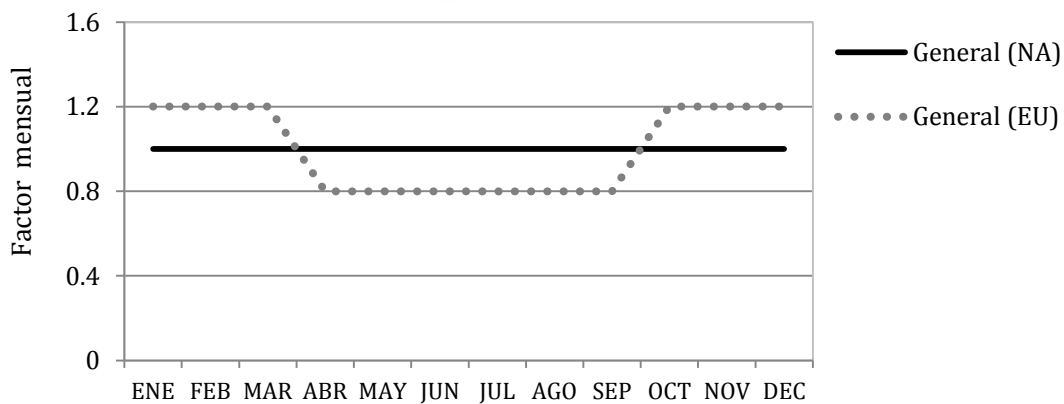


Figura 2.14. Perfil mensual para el sector S5, Extracción y distribución de combustibles fósiles para Norteamérica (NA) y Europa (EU). Elaboración propia a partir de U.S. EPA (2005a) y Denier van der Gon et al. (2011)

vi. Uso de disolventes y otros productos S6

Los perfiles para el sector de uso de disolventes, S6, se muestran en la Figura 2.15. Para el perfil mensual en Europa, se observa un ligero descenso en el perfil en invierno, debido al efecto que la temperatura tiene sobre este tipo de emisiones (Yang et al., 2001; Won & Shaw, 2005); y a la disminución de actividad en sectores como la construcción. En Norteamérica, se propone un perfil uniforme. El perfil semanal europeo muestra un descenso en las emisiones en el fin de semana fundamentado en el descenso en la actividad; mientras que, para Norteamérica de nuevo se considera una distribución uniforme. Los perfiles diarios son similares, con una disminución de las emisiones durante la noche, debido a la disminución de actividad y también al mencionado efecto de la temperatura. Esta trayectoria descendente es más acentuada en Europa.

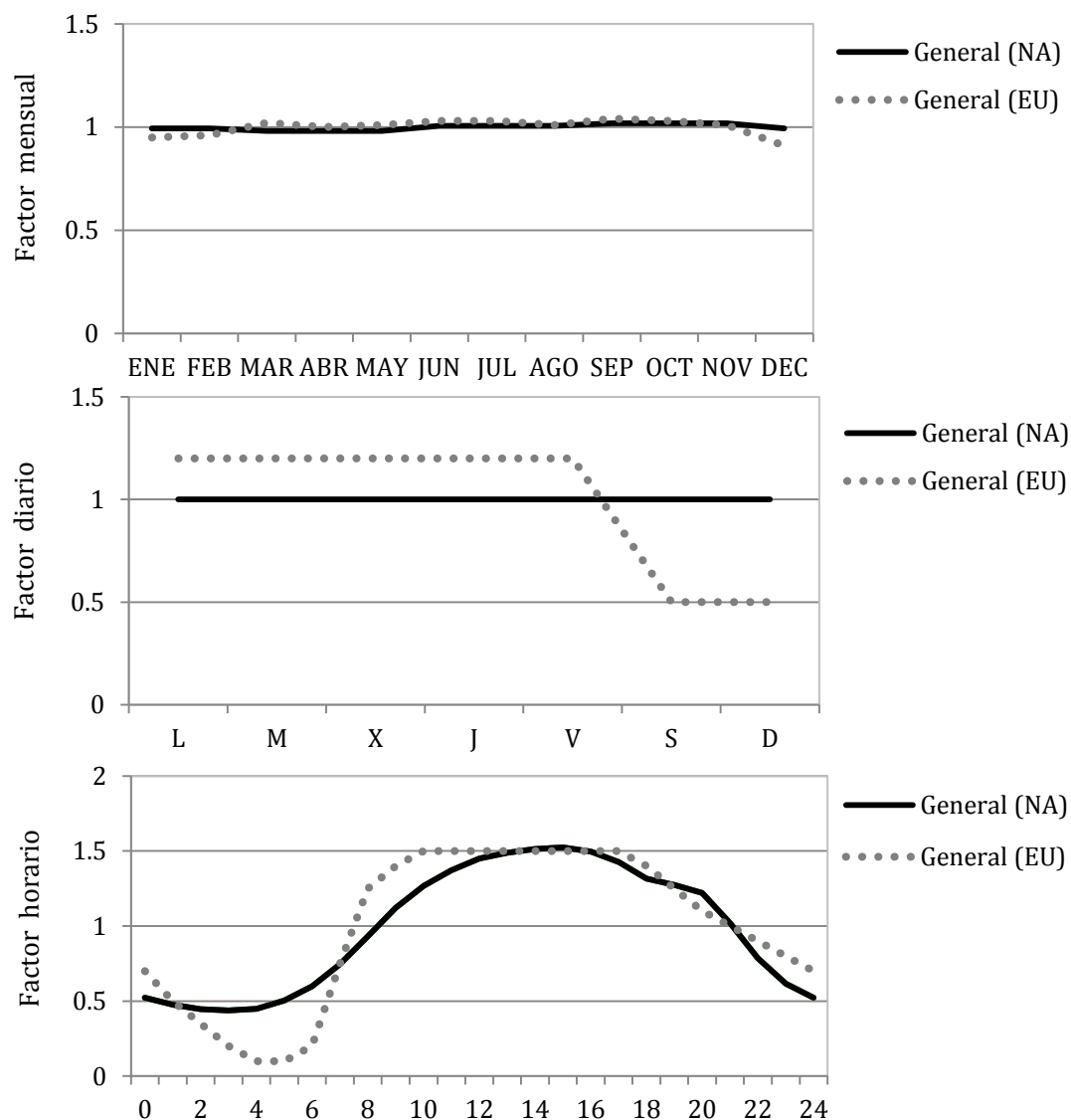


Figura 2.15. Perfiles mensual, semanal y diario para el sector S6, Uso de disolventes, para Norteamérica (NA) y Europa (EU). Elaboración propia a partir de U.S. EPA (2005a) y Denier van der Gon et al. (2011)

vii. Transporte por carretera S7

El transporte por carretera, que constituye una de las mayores fuentes antropogénicas, es también uno de los sectores con mayores diferencias entre los perfiles de Europa y Norteamérica (Figura 2.16). Los perfiles para Europa son generales, mientras que para Norteamérica hay diferencias entre tráfico rural y urbano, y días laborables y fin de semana.

Los perfiles mensuales para ambos continentes son similares, aunque con una tendencia opuesta durante el período estival. Extraer conclusiones sobre los perfiles en este caso, es complejo, debido a las grandes diferencias existentes entre Norteamérica y Europa para este sector (Rodrigue et al., 2009).

En Norteamérica, al contrario que en Europa, las políticas de crecimiento de las ciudades se han centrado en el desarrollo suburbano, debido principalmente a los menores costes de transporte y de la vivienda en esta periferia urbana. Así, mientras la densidad de población de las principales ciudades norteamericanas disminuye, debido a que crecen más deprisa en extensión que en población; en las ciudades europeas aumenta. Esta descentralización, no sólo de población sino también de actividades, supone también que aumente el tiempo de tránsito para los desplazamientos al trabajo u otras actividades lúdicas; y un uso generalizado de vehículos privados, puesto que la mayor parte de los sistemas de transporte público se centran en los transportes urbanos o interurbanos, pero no existe una red de transporte entre las áreas de la periferia. Estas diferencias justifican el perfil observado en la Figura 2.16, ya que en períodos vacacionales, cuando más se vacían las ciudades en Europa, en Norteamérica, los desplazamientos se mantienen, e incluso podrían aumentar.

En cuanto al perfil semanal, se observa un claro descenso en las emisiones del sector durante el fin de semana, más pronunciado en el caso de Norteamérica para el sector urbano. La tendencia descrita por el perfil europeo se corresponde prácticamente con el perfil norteamericano para tráfico urbano.

El perfil diario de Norteamérica es el que presenta mayor nivel de detalle, considerando las variaciones de tráfico rural y urbano, y si se trata de día laborable o fin de semana. En el perfil se describen los picos de tráfico de las horas punta de entrada y salida del trabajo, colegios, etc., durante los días laborables, tanto en entornos urbanos como rurales. Para el fin de semana, sin embargo, se observa como la trayectoria ascendente se desplaza varias horas hasta alcanzar un máximo aproximadamente a las 12 pm, que en los días laborables se alcanzaría entre las 8 y las 9 am. El perfil europeo se corresponde prácticamente con el perfil norteamericano para un día laborable y en entorno urbano.

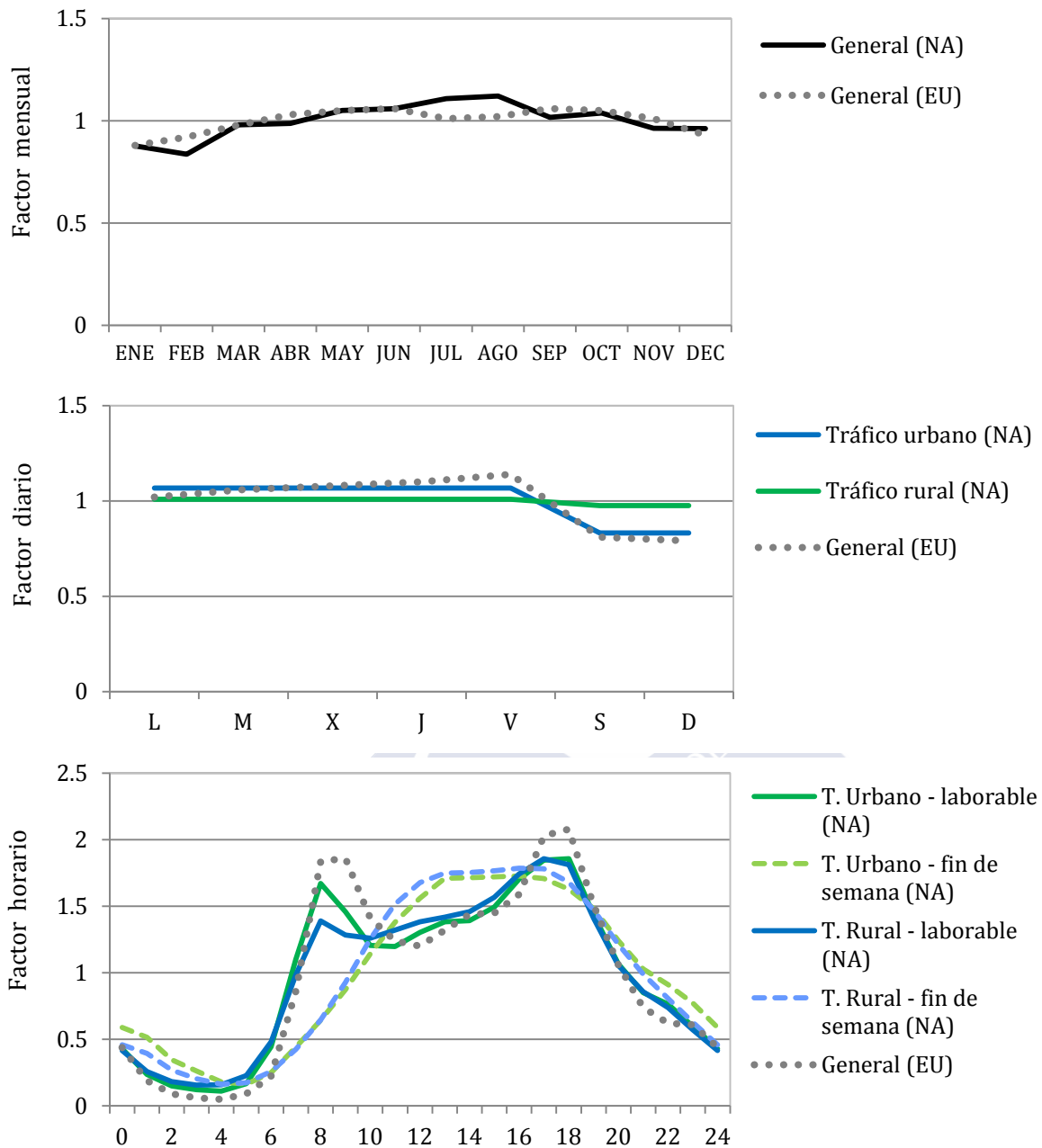


Figura 2.16. Perfiles mensual, semanal y diario para el sector S7, Transporte por carretera, para Norteamérica (NA) y Europa (EU). Elaboración propia a partir de U.S. EPA (2005a) y Denier van der Gon et al. (2011)

viii. Fuentes móviles y maquinaria S8

Los perfiles temporales para este sector, varían significativamente de un continente a otro (Figura 2.17); ya que los perfiles para Europa se consideran prácticamente uniformes para las tres escalas temporales; y para Norteamérica son mucho más específicos (excepto el perfil semanal, que se considera uniforme), ya que se han desarrollado a partir del inventario de fuentes móviles NMIM (U.S. EPA, 2005b).

En cuanto a la distribución mensual, para Europa se propone un perfil prácticamente uniforme, mientras que para Norteamérica es claramente estacional, con valores mínimos en invierno y máximos en verano. En el caso de Norteamérica, las actividades que generan mayores emisiones dentro de este sector son la maquinaria industrial asociada a la construcción y la minería, y la maquinaria agrícola y de jardinería; por lo que el perfil mensual refleja las diferencias estacionales típicas de estos sectores (Pollack & Lindhjem, 1997; Tien-Ru, 2004).

El perfil semanal se considera uniforme en ambos continentes. En cuanto al perfil diario, para Europa se propone un perfil uniforme, mientras que para Norteamérica se podría identificar la tendencia descrita por una jornada de trabajo (8 am a 21 pm), que se corresponde con el perfil típico de actividades de construcción o agrícolas.

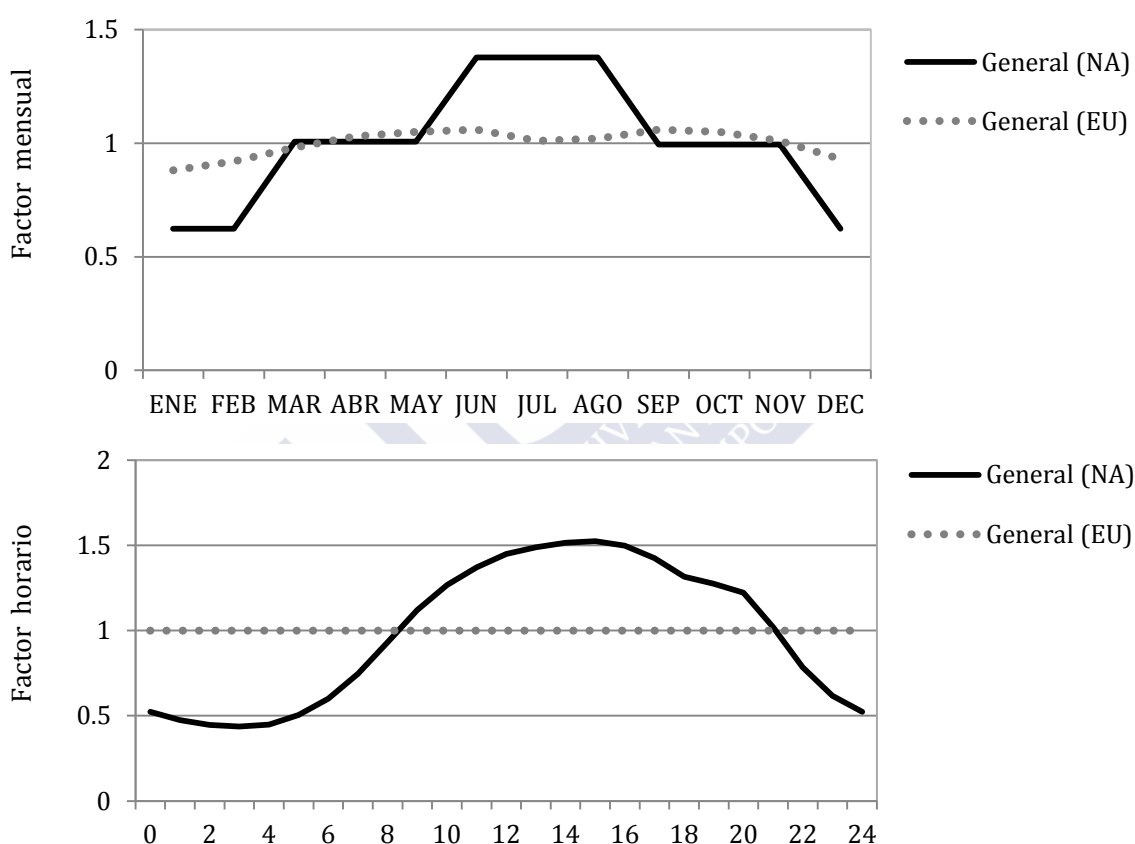


Figura 2.17. Perfiles mensual y diario para el sector S8, Fuentes móviles y maquinaria, para Norteamérica (NA) y Europa (EU). Elaboración propia a partir de U.S. EPA (2005a) y Denier van der Gon et al. (2011)

ix. Tratamiento y eliminación de residuos S9

Para este sector en ambos continentes se supone una distribución completamente uniforme para las tres escalas temporales consideradas (U.S. EPA, 2005a; Denier van der Gon et al., 2011).

x. Agricultura S10

En la Figura 2.18 se muestran los perfiles para el sector S10. En cuanto a la distribución mensual, de nuevo, el mayor nivel de detalle para Norteamérica permite incluir perfiles mensuales diferenciados, aunque en este caso también se define un perfil general.

En cuanto a la distribución mensual, las actividades representadas en la Figura 2.18 para Norteamérica son las más significativas del sector, concentrando más del 85% de las emisiones. Cabe destacar también la desconexión entre los perfiles generales: en Norteamérica se propone un perfil uniforme, mientras que para Europa, el comportamiento es estacional, con un máximo absoluto en primavera (marzo, en concreto) y un máximo relativo en septiembre. Si se compara este perfil general europeo con el perfil de aplicación de fertilizantes norteamericano, se observa un comportamiento simétrico: los máximos observados en Europa en marzo y septiembre, tienen un máximo equivalente en el perfil norteamericano en septiembre y marzo. Estas variaciones estacionales para ambos continentes se han desarrollado de manera independiente utilizando información sobre la variabilidad estacional de los cultivos, plazos de siembra, información sobre la venta de fertilizantes o variabilidad en los inventarios de las explotaciones ganaderas (Gilliland et al., 2006). El perfil semanal es uniforme en ambos continentes. El perfil diario es similar en ambos continentes, con emisiones máximas durante el período diurno.

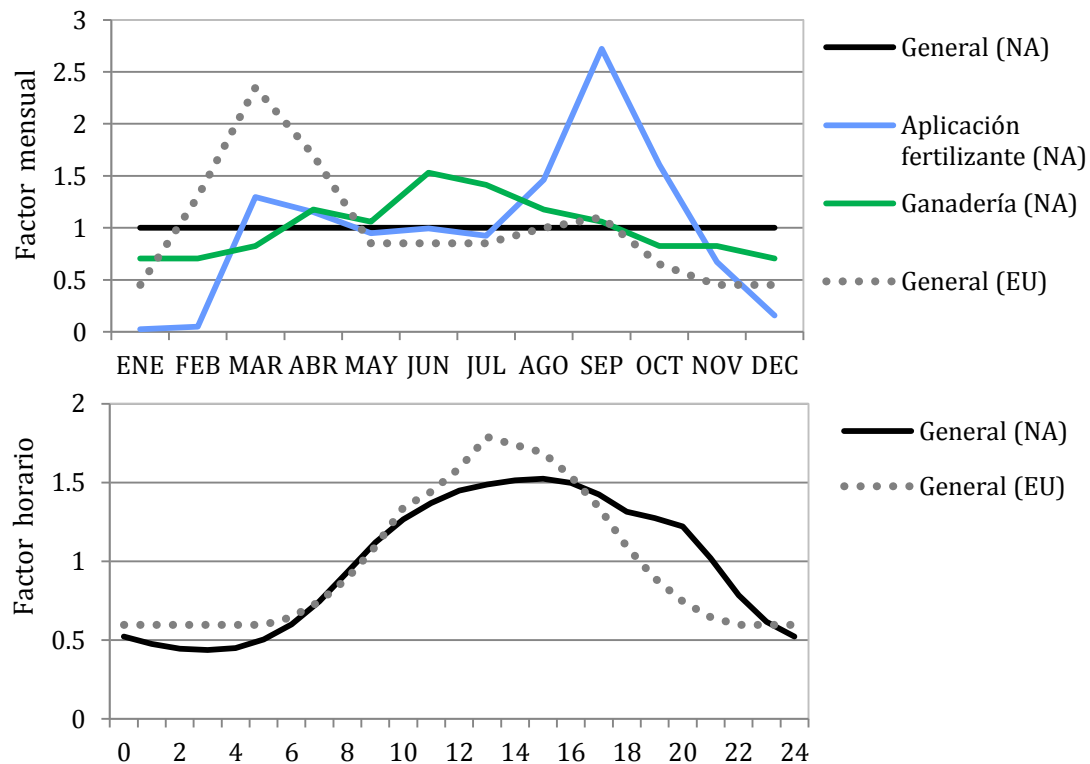


Figura 2.18. Perfiles mensual y diario para el sector S10, Agricultura, para Norteamérica (NA) y Europa (EU). Elaboración propia a partir de U.S. EPA (2005a) y Denier van der Gon et al. (2011)

2.6. CONCLUSIONES

En este capítulo se han evaluado y analizado las emisiones de Norteamérica y Europa para el año 2006, utilizadas como base en el experimento AQMEII, tanto a nivel sectorial como temporal, para la obtención de información estadística útil para el análisis de los resultados de la modelización de dichas emisiones.

El análisis sectorial de las emisiones de Norteamérica permite destacar el alto porcentaje de emisión generado por los procesos de combustión en prácticamente todos los contaminantes (33%, 31% y 79% para NO_x , $\text{PM}_{2.5}$, o SO_2 , respectivamente). Es importante indicar que aunque una parte significativa de estas emisiones se asocian al sector industrial, regulable mediante medidas de control y reducción; otra parte será consecuencia de los sistemas de calefacción instalados en los hogares, comercios o instituciones. También las fuentes móviles asociadas al transporte generan emisiones significativas.

Los resultados obtenidos para Europa son muy similares, destacándose también los sectores relacionados con la combustión (44%, 44% y 90% para NO_x , $\text{PM}_{2.5}$, o SO_2 , respectivamente) y el sector de transporte.

En cuanto a la comparación de las emisiones de los dos continentes, destaca la similitud en cuanto al orden de magnitud y aportación sectorial en prácticamente todos los contaminantes; excepto en el CO. Para este contaminante en Norteamérica se obtiene una emisión hasta un 55% superior que en Europa, que se justifica al menos parcialmente por la predominancia de vehículos a gasolina en el parque de vehículos en circulación en Norteamérica.

El análisis geográfico, elaborado sólo para las emisiones Europeas por disponer de información limitada para Norteamérica, posiciona a España como uno de los cinco países más contaminantes para NO_x , NMVOC, NH_3 , SO_2 y PM_{10} . Analizando con mayor profundidad esta información y refiriendo las emisiones a la densidad de población, únicamente sería destacable la emisión de NO_x , que sitúa España como el cuarto país más contaminante del dominio, con una emisión aproximada de 3.3 toneladas por cada 100 habitantes, por debajo de Noruega, Finlandia y Dinamarca.

En el análisis de los perfiles temporales, destaca la mayor especificidad del inventario de Norteamérica, en el que para algunos sectores se propone más de un perfil basado en SCC, frente a Europa, donde se propone un perfil genérico único para cada SNAP. Ejemplos de este comportamiento son las emisiones de las centrales de producción eléctrica, para las que en Norteamérica existen hasta cinco perfiles mensuales diferentes, en función del tipo de combustible utilizado; o los cuatro perfiles horarios para las emisiones de tráfico, diferenciándose tráfico urbano y rural, y en día laborable y fin de semana.

En contraposición a esta especificidad, en Europa se observa un menor número de perfiles uniformes. Este hecho es llamativo en las emisiones derivadas de los sectores industriales (combustión industrial y procesos productivos) para los que en Norteamérica se proponen perfiles completamente uniformes para las tres escalas temporales, sin reflejar características estacionales, períodos vacacionales, o un horario laboral específico.



Capítulo 3.

ESCALA REGIONAL (I)

Cálculo y evaluación de las emisiones industriales de Galicia

3.1. OBJETIVO

3.2. INTRODUCCIÓN

3.2.1. Registro EPER

3.2.2. Registro PRTR

3.2.3. Rexistro Galego de Emisións REGADE

3.3. METODOLOGÍA

3.3.1. Metodología de cálculo

3.3.2. Metodología de evaluación

3.4. APLICACIÓN DE LAS METODOLOGÍAS DE CÁLCULO Y EVALUACIÓN A LAS EMISIONES INDUSTRIALES DE GALICIA

3.5. ANÁLISIS DEL REGISTRO EPER/PRTR

3.5.1. Número de instalaciones

3.5.2. Sector industrial

3.5.3. Método de determinación de emisiones

3.6. EVALUACIÓN DEL REGISTRO EPER/PRTR

3.6.1. PRTRval

3.6.2. Análisis de errores

3.7. CONCLUSIONES



3.1. OBJETIVO

Durante este capítulo se ha desarrollado una metodología para el establecimiento y evaluación del inventario de emisiones atmosféricas industriales de Galicia, como primer paso para la obtención de un inventario de emisiones antropogénico de alta resolución. Este inventario se basará en la información declarada a los registros europeos de emisiones industriales: EPER y PRTR, así como en el cálculo de emisiones utilizando factores de emisión estándar, recopilando información de todas las fuentes de información pública disponibles y/o de las propias instalaciones industriales.

El desarrollo de este inventario de manera sistemática va a permitir analizar las principales características y peculiaridades de las emisiones industriales en Galicia, y su evolución en el tiempo. Se ha analizado la evolución de las emisiones declaradas a los registros EPER y PRTR: por número de instalaciones, por sectores, y por método de determinación de emisiones. Se han evaluado además los errores cometidos en el proceso de declaración, mediante una modificación de la metodología de evaluación propuesta y aplicando la herramienta software PRTRval.

3.2. INTRODUCCIÓN

Un porcentaje muy importante de las emisiones antropogénicas es generado en las instalaciones industriales, ya sean gases de efecto invernadero, sustancias acidificantes, metales pesados, etc. La calidad y fiabilidad de estas emisiones generadas en grandes focos puntuales es fundamental en la caracterización de las emisiones de una región (Saarinen, 2003a).

De las iniciativas surgidas recientemente en Europa para la caracterización y homogeneización de las emisiones industriales, es necesario hacer referencia a los registros europeos EPER: *European Pollutant Emission Register*, vigente desde el año 2000 al 2007 (European Commission, 2000); y PRTR, *Pollutant Release and Transfer Register* (de 2008 a la actualidad) (European Commission, 2006a). Estos inventarios se fundamentan en una estrategia *bottom-up*: las instalaciones industriales están obligadas a declarar de forma individual y detallada sus emisiones a la atmósfera y al agua, en caso de ambos registros; y también al suelo desde la implantación del PRTR.

Numerosos estudios, como Kolominskas & Sullivan (2004) o Gamper-Rabindran (2006), han concluido que son mucho más efectivas y rápidas las reducciones de emisiones acometidas con carácter voluntario que aquellas que son el fruto de la aplicación de alguna norma o ley obligatoria. De este modo, la publicación de las emisiones industriales a través de registros como EPER o PRTR, fomenta a las instalaciones a mejorar sus procesos productivos, la implementación de tecnologías limpias, y en consecuencia, a la disminución de las emisiones y los costes asociados su

tratamiento y/o control; ya que ninguna instalación quiere que ser identificada como la “más contaminante” (Frondel et al., 2007). En Estados Unidos, país pionero en el establecimiento de este tipo de registros de emisiones industriales, ha reducido anualmente hasta un 4% sus emisiones industriales, desde la implantación del Inventario de Emisiones Tóxicas TRI (Comisión Europea, 2002)

A continuación, se describen con más detalle los registros de emisiones industriales que se han establecido en Galicia: EPER, PRTR y a nivel regional el REGADE, Registro Galego de Emisións; y que se han utilizado como base para el establecimiento del inventario detallado de emisiones industriales de Galicia.

3.2.1. Registro EPER

El Registro EPER, fue un elemento clave para proporcionar información accesible y comparable sobre las emisiones de las instalaciones industriales afectadas por la Directiva 96/61/CE de Prevención y Control Integrados de la Contaminación, IPPC (European Commission, 1996; European Commission, 2008). El EPER constituyó además un instrumento fundamental para el seguimiento y control del cumplimiento de los objetivos medioambientales establecidos; imponiendo la realización de un inventario inicialmente con carácter trianual y posteriormente, anual (European Commission, 2000).

El inventario EPER requería la notificación de dos tipos de emisiones: a la atmósfera y al agua. Se incluyeron 50 contaminantes (Tabla 3.1), 37 de los cuales pueden ser emitidos a la atmósfera y 26 al agua. Algunos contaminantes, como los metales pesados u otras sustancias orgánicas, aparecen en ambas categorías. Para cada contaminante se especificó un valor límite umbral, que determinaba si una emisión había de declararse obligatoria o voluntariamente, y si había de ser accesible o no al público. Estos valores umbral, en cierto modo, limitan a las instalaciones el trabajo de notificación, centrándose únicamente en los contaminantes más significativos.

Los sectores incluidos en el EPER son los ya recogidos en la Directiva IPPC, diferenciándose 56 actividades, que pueden clasificarse en los epígrafes de la Tabla 3.2. Para identificar las instalaciones obligadas a notificar sus emisiones se indicaron unas capacidades mínimas de producción. En caso de no indicarse ningún umbral de capacidad, estarían incluidas todas las instalaciones del sector. La Comisión Europea (2002) estimó que si todas las instalaciones con capacidad superior a los umbrales indicados declararan sus emisiones, se abarcaría el 90% de las emisiones industriales de Europa. Este porcentaje varía entre contaminantes, y ciertos autores, como Pulles & Heslinga (2010) apuntan que podría ser incluso inferior al 50%.

Tabla 3.1. Contaminantes incluidos en el registro de emisiones EPER y emitidos al aire (A) y al agua (W), incluyendo los valores límite umbrales expresados en kg/año

CONTAMINANTE	MEDIO(umbral)	CONTAMINANTE	MEDIO(umbral)
Metano CH ₄	A(100000)	Hexaclorobutadieno HCBD	W(1)
Monóxido de carbono CO	A(500000)	Hexaclorociclohexano HCH	A(10) W(1)
Dióxido de carbono CO ₂	A(100000000)	Dioxinas y furanos	A(0.001)
Hidrofluorocarburos HFC	A(100)	PCDD+PCDF	
Óxido nitroso N ₂ O	A(10000)	Pentaclorofenol PCP	A(10)
Amoníaco NH ₃	A(10000)	Tetracloroetileno PER	A(2000)
NM VOC	A(100000)	Tetraclorometano TCM	A(100)
Óxidos de nitrógeno NO _x	A(100000)	Triclorobenceno TCB	A(10)
Perfluorocarburos PFC	A(100)	1,1,1-tricloroetano TCE	A(100)
Hexafluoruro de azufre SF ₆	A(50)	Tricloroetileno TRI	A(2000)
Óxidos de azufre SO _x	A(150000)	Triclorometano	A(500)
Nitrógeno total	W(50000)	Benceno	A(1000)
Fósforo total	W(5000)	Benceno, tolueno, etilbenceno, xileno BTEX	W(200)
Arsénico As y compuestos	A(20) W(5)	Bromodifeniléteres, PBDE	W(1)
Cadmio Cd y comp.	A(10) W(5)	Comp. organoestánicos	W(50)
Cromo Cr y comp.	A(100) W(50)	Fenoles	W(20)
Cobre Cu y comp.	A(100) W(50)	Hidrocarburos aromáticos policíclicos PAH	A(50) W(5)
Mercurio Hg y comp.	A(10) W(1)	Carbono orgánico total COT	W(5000)
Níquel Ni y comp.	A(50) W(20)	Cloruros	W(2000000)
Plomo Pb y comp.	A(200) W(20)	Cloro y comp. HCl	A(10000)
Zinc Zn y comp.	A(200)W(100)	Cianuros	W(50)
Cloro-alcanos, C ₁₀₋₁₃	W(1)	Fluoruros	W(2000)
1,2-dicloroetano DCE	A(1000) W(10)	Flúor y comp. HF	A(5000)
Diclorometano DCM	A(1000) W(10)	Cianuro de hidrógeno HCN	A(200)
Comp. orgánicos halogenados AOX	A(1000)	Partículas PM ₁₀	A(50000)
Hexaclorobenceno HCB	A(10) W(1)		

Tabla 3.2. Sectores del Anexo I de la Directiva IPPC, recogidos en el registro EPER

SECTORES INDUSTRIALES IPPC/ EPER
1. Instalaciones de combustión
2. Producción y transformación de metales
3. Industrias minerales
4. Industrias químicas
5. Gestión de residuos
6. Industria de papel y cartón
7. Industria textil
8. Industria del cuero
9. Industrias agroalimentarias y explotaciones ganaderas
10. Consumo de disolventes orgánicos
11. Industria del carbono

Además, las instalaciones debían indicar el método con el cual se han determinado dichas emisiones. EPER diferencia tres métodos de obtención de emisiones, por orden de prioridad:

- Medidas **M**: las emisiones se obtienen por medición directa, ya sea en continuo o periódicamente, utilizando métodos normalizados.
- Calculadas **C**: las emisiones se obtienen a partir de cálculos utilizando métodos estándar de estimación, balances y/o factores de emisión específicos de la propia instalación, o nacional o internacionalmente aceptados.
- Estimadas **E**: las emisiones se obtienen a partir de estimaciones no normalizadas fundamentadas en hipótesis, opiniones de expertos, etc.

Cada método presentará ventajas, y desventajas, y la elección dependerá de las condiciones y/o restricciones definidas por el contaminante o la fuente de emisión. Así, aunque la medición directa se plantea como la fuente de información más fiable, en algunos casos las medidas pueden ser complejas, costosas, o directamente inviables (Saarinen, 2003b).

Finalmente, las autoridades debían evaluar la información; comprobando que las emisiones se habían obtenido correctamente, de acuerdo con las instrucciones y directrices de notificación (Comisión Europea, 2002). Una vez evaluados, si los datos superaban los valores umbrales de información pública establecidos, eran publicados a través de EPER España y EPER Europa (<http://www.eper-es.es> y <http://eper.ec.europa.eu>).

3.2.2. Registro PRTR

En 2006, el inventario EPER es sustituido por el Registro de Emisiones y Transferencias de Contaminantes, PRTR (European Commission, 2006a). Este Reglamento Europeo, ha sido modificado en el ordenamiento jurídico español para incluir normas adicionales por el Real Decreto R.D. 508/2007 (BOE, 2007a); el R.D. 812/2007 (BOE, 2007b) y el R.D. 102/2011 (BOE, 2011). Las emisiones del año 2007 fueron las primeras que se recogieron con criterios PRTR.

El registro PRTR y los R.D. que lo complementan, amplían el antiguo EPER tanto en número de contaminantes, como sectores incluidos y un nuevo medio al que declarar las emisiones y/o transferencias, el suelo. Se incluyen además de las emisiones generadas ordinariamente, aquellas que son generadas de manera accidental y en fuentes difusas. Han de notificarse además las transferencias fuera del emplazamiento de residuos peligrosos y no peligrosos, cuando sean superiores a 2 y 2.000 t/año, respectivamente.

El registro PRTR inicialmente requería la notificación de 91 contaminantes: 68 atmosféricos, 89 al agua y 79 al suelo. Posteriormente, con la ratificación del R.D. 508/2007, este número se incrementó a 115, ya que algunos contaminantes deben notificarse de forma global e individualizada en sus isómeros constitutivos. Se obtiene una nueva lista modificada (Tabla 3.3), en la que se indican los medios a los que son susceptibles de ser emitidos: aire (A), agua (W) o suelo (S); y los umbrales para cada uno de los contaminantes. Para aquellos contaminantes para los que no se ha definido umbral, se indica umbral no definido (n.d.). Se han resaltado además los contaminantes que han sufrido algún tipo de modificación ^(M); las nuevas incursiones ^(N) y aquellos contaminantes que han de declararse en sus isómeros constitutivos ^(I).

El concepto de umbral de información a partir del R.D. 812/2007, y posteriormente, el R.D. 102/2011 es ligeramente diferente al definido inicialmente en el EPER; en cuanto únicamente será enviada a la Comisión Europea la información de aquellos complejos que hayan superado los valores umbrales establecidos. Sin embargo, a nivel de obligatoriedad en la declaración, los umbrales fueron suprimidos, para que las industrias suministren la máxima información posible sobre sus emisiones y disponer de la información ambiental completa.

Tabla 3.3. Contaminantes incluidos en el registro de emisiones PRTR y emitidos al aire (A), al agua (W), y al suelo (S) incluyendo los valores límite umbrales expresados en kg/año

CONTAMINANTE	MEDIO (umbral)	CONTAMINANTE	MEDIO (umbral)
CH ₄	A (100000)	DCM	A (1000) W/S(10)
CO	A (500000)	Dieldrín ^(N)	A/W/S (1)
CO ₂	A (100000000)	Diurón ^(N)	W/S (1)
HFC	A (100)	Endosulfán ^(N)	W/S (1)
N ₂ O	A (10000)	Endrín ^(N)	A/W/S (1)
NH ₃	A (10000)	AOX	A (1000)
NMVOC	A (100000)	Heptaclor ^(N)	A/W/S (1)
NO _x	A (100000)	HCB	A (10) W/S (1)
PFC	A (100)	HCBD	W/S (1)
SF ₆	A (50)	HCH	A (10) W/S (1)
SO _x	A (150000)	Lindano ^(N)	A/W/S (1)
Nitrógeno total	W/S (50000)	Mirex ^(N)	A/W/S (1)
Fósforo total	W/S (5000)	PCDD+PCDF	A/W/S (0.001)
Hidroclorofluorocarburos ^(N)	A (1)	Pentaclorobenceno ^(N)	A/W/S (1)
Clorofluorocarburos CFC ^(N)	A (1)	PCP	A (10) W/S (1)
Halones ^(N)	A(1)	Policlorobifenilos PCB ^(N)	A/W/S (0.1)
As y comp.	A (20) W/S (5)	Simacina ^(N)	W/S (1)
Cd y comp.	A (10) W/S (5)	PER	A (2000) W(10)
Cr y comp.	A (100) W/S(50)	TCM	A (100) S(1)

(...)

Tabla 3.3. (Continuación) Contaminantes incluidos en el registro de emisiones PRTR y emitidos al aire (A), al agua (W), y al suelo (S) incluyendo los valores límite umbrales expresados en kg/año

CONTAMINANTE	MEDIO (umbral)	CONTAMINANTE	MEDIO (umbral)
Cu y comp.	A (100) W/S(50)	TCB ⁽ⁱ⁾	A (10) S(1)
Hg y comp.	A (10) W/S (1)	** 1,2,3-TCB; 1,2,4-TCB y 1,3,5-TCB	
Ni y comp.	A (50) W/S (20)	TCE	A (100)
Pb y comp.	A(200) W/S(20)	TRI	A (2000)
Zn y comp.	A(200) W/S(100)	1,1,2,2-tetracloroetano ^(N)	A(50)
Alaclor ^(N)	W/S (1)	Tricloretileno ^(N)	A (2000) W (10)
Aldrin ^(N)	A/W/S (1)	Triclorometano	A (500)
Atracina ^(N)	W/S (1)	Toxafeno ^(N)	A/W/S (1)
Clordano ^(N)	A/W/S (1)	Cloruro de vinilo ^(N)	A (1000) W/S(10)
Clordecona ^(N)	A/W/S (1)	Antraceno ^(N)	A (50) W/S (1)
Clorfenvinfos ^(N)	W/S (1)	Benceno ^(M)	A(1000)W/S(200)
C ₁₀₋₁₃	W/S (1)	PBDE ⁽ⁱ⁾	W/S (1)
Clorpirifos ^(N)	W/S (1)	** <i>Penta-BDE, Octa-BDE, Deca-BDE</i>	
DDT ^{(N) (i)}	A/W/S (1)	Nonilfenol y sus etoxilatos ^(N)	W/S (1)
** <i>o,p'-DDT, p,p' DDD, p,p'-DDE, p,p'-DD</i>		Etilbenceno ^(M)	W/S (200)
DCE	A (1000) W/S(10)	Óxido de etileno ^(N)	A (1000) W/S(10)
Isoproturon ^(N)	W/S (1)	Cianuros	W/S (50)
Naftaleno ^(N)	A (100) W/S(10)	Fluoruros	W/S (2000)
Comp. organoestánicos	W/S (50)	HF	A (5000)
Dietilhexilftalato DEHP ^(N)	A (10) W/S (1)	HCN	A (200)
Fenoles	W/S (20)	Partículas PM ₁₀	A (50000)
PAH ^{(M) (i)}	A (50) W (5)	Octilfenol y sus etoxilatos ^(N)	W(1)
** <i>Benzo(a)pireno, Benzo(b) fluoranteno, Benzo(k)fluoranteno, Indeno (1,2,3-cg)pireno</i>		Fluoranteno ^(M)	W(1)
Tolueno ^(M)	W/S (200)	Isodrina ^(N)	W(1)
Tributilestaño y comp. ^(N)	W/S (1)	Hexabromobifenilo ^(N)	A/W/S (0.1)
Trifenilestaño y comp. ^(N)	W/S (1)	Benzo(g,h,i)perileno ^(M)	W(1)
COT	W (5000)	Partículas totales PST ^(N)	A (n.d)
Trifuralina ^(N)	W/S (1)	Talio ^(N)	A (n.d)
Xilenos (M) (i)	W/S (200)	Antimonio ^(N)	A (n.d)
** <i>p-xileno, o-xileno, m-xileno</i>		Cobalto ^(N)	A (n.d)
Cloruros	W/S (2000000)	Manganeso ^(N)	A (n.d)
HCl	A (10000)	Vanadio ^(N)	A (n.d)
Asbestos ^(N)	A/W/S (1)	DQO ^(N)	W/S (n.d)

En cuanto a los sectores incluidos en PRTR, se mantienen las actividades ya consideradas en EPER, y se incluyen otras nuevas como la industria minera, la fabricación de productos pirotécnicos o las depuradoras, tanto privadas como municipales. Se amplía de 56 a 65 actividades; aunque la clasificación de dichas actividades varía significativamente, tanto en la organización como en número de epígrafes. En la Tabla 3.4 se recogen los nuevos sectores PRTR, y las modificaciones con respecto a EPER.

Tabla 3.4. Epígrafes principales del Anexo I del R.D. 508/2007 y modificaciones con respecto a los sectores del Anexo I de la Directiva IPPC y EPER

EPÍGRAFES PRTR	MODIFICACIONES RESPECTO A EPER
1. Sector de la energía	Nuevas actividades: Laminadores de carbón e instalaciones de fabricación de productos del carbón y combustibles sólidos no fumígenos
2. Producción y transformación de metales	-
3. Industrias minerales	Nuevas actividades: explotaciones mineras subterráneas; explotaciones a cielo abierto y canteras
4. Industrias químicas	Nuevas actividades: instalaciones para la fabricación de productos pirotécnicos.
5. Gestión de residuos	Nuevas actividades: Instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas e independientes derivadas de las actividades incluidas en el PRTR
6. Fabricación y transformación de madera	Nuevas actividades: Plantas Industriales para la fabricación de otros productos básicos de la madera ; y plantas industriales para la conservación de madera y productos derivados con sustancias químicas
7. Ganadería y acuicultura intensiva	(EPER Sector 9: Explotaciones ganaderas) Nuevas actividades: Acuicultura intensiva
8. Industria agroalimentaria y ganadera	(EPER Sector 9: Tratamiento y transformación de productos alimenticios).
9. Otras actividades	(EPER Sectores 7, 8, 10 y 11). Nuevas actividades: Instalaciones para a la construcción, pintura o decapado de buques

Para la identificación de las instalaciones obligadas a notificar sus emisiones a PRTR, al igual que en EPER, se indicarán unos umbrales de capacidad mínimos. El procedimiento de notificación, incluyendo los métodos de obtención de las emisiones, el proceso de evaluación, etc. son completamente equivalentes al antiguo inventario EPER. También, los resultados son publicados periódicamente en las webs correspondientes, a través de PRTR España y PRTR Europa (<http://www.prtr-es.es> y <http://prtr.ec.europa.eu>).

3.2.3. Rexistro Galego de Emisións REGADE

A nivel regional, desde la Xunta de Galicia se puso en marcha en 2007 el *Rexistro Galego de Emisións* REGADE; un registro telemático para que los titulares de las instalaciones puedan inscribir, consultar o rectificar sus datos de emisiones (Xunta de Galicia, 2007). Galicia fue la primera Comunidad Autónoma que implantó este sistema de forma integrada a través de su web (Gil, 2009).

Esta aplicación agrupa de forma sencilla los procedimientos de cálculo y gestión para cumplir la normativa ambiental de las emisiones canalizadas, a través de focos o chimeneas, las emisiones difusas por la utilización de disolventes orgánicos, y las emisiones fugitivas, debido a accidentes, fugas o anomalías en un proceso o actividad. Se nutre de tres fuentes principales (Gil et al., 2007):

- Los registros europeos de emisiones EPER y PRTR
- Registro regional de Compuestos Orgánicos Volátiles
- Registro regional de actividades potencialmente contaminantes a la atmósfera, CAPCA, que sustituye a los antiguos “libros de emisiones”, en los que se anotaban los autocontroles e inspecciones periódicas reglamentarias de los focos emisores, anomalías de los sistemas de depuración, paradas, etc.

Este inventario incluye además de los valores de emisión globales, como EPER y PRTR, las emisiones por foco de emisión, incluyendo además información específica de las instalaciones como las dimensiones de las chimeneas, o los consumos de refrigerantes. Sin embargo, es información registrada directamente desde las instalaciones, por lo que también será necesaria su evaluación antes de ser utilizada.

3.3. METODOLOGÍA

Para el establecimiento de un inventario de emisiones para Galicia, no es posible, por razones prácticas, disponer de medidas experimentales de todos los contaminantes y todas las instalaciones. Por ello, es necesario estimar las emisiones. Los registros como EPER o PRTR son una fuente de información pública muy completa de las instalaciones industriales, lo que los convierte en una fuente de información muy importante, aunque infrutilizada y minusvalorada (Styles et al., 2009).

Las aplicaciones reales directas de un inventario de emisiones industriales elaborado como dicta el EPER o PRTR son muy limitadas, ya que únicamente recogen caudales totales de contaminantes emitidos. Sin embargo, las instalaciones industriales, no pueden considerarse como unidades individuales; incluso aunque exista un único foco o chimenea de emisión, éste evacuará las emisiones de los distintos subprocessos que

componen la planta. Por otro lado, estos inventarios, no disponen de información espacial, ni parámetros físicos o geométricos de los focos emisores. Para ser aplicado en modelización, el inventario debe disponer de la localización de las chimeneas, altura, diámetro, flujo de gases, etc. (Baugues, 2005; MacArthur et al., 2009).

Así, para las instalaciones industriales de Galicia, se ha tratado de construir un inventario de emisiones industriales realista, considerando las instalaciones de manera individual (estrategia *bottom-up*), la información espacial de los focos de emisión (incluida en REGADE) e incorporando las emisiones declaradas a los registros de emisiones EPER, PRTR, para ser aplicado directamente en los procesos de modelización de calidad del aire.

3.3.1. Metodología de cálculo

El cálculo de las emisiones industriales de Galicia se realizará siguiendo la metodología secuencial definida por la Figura 3.1.

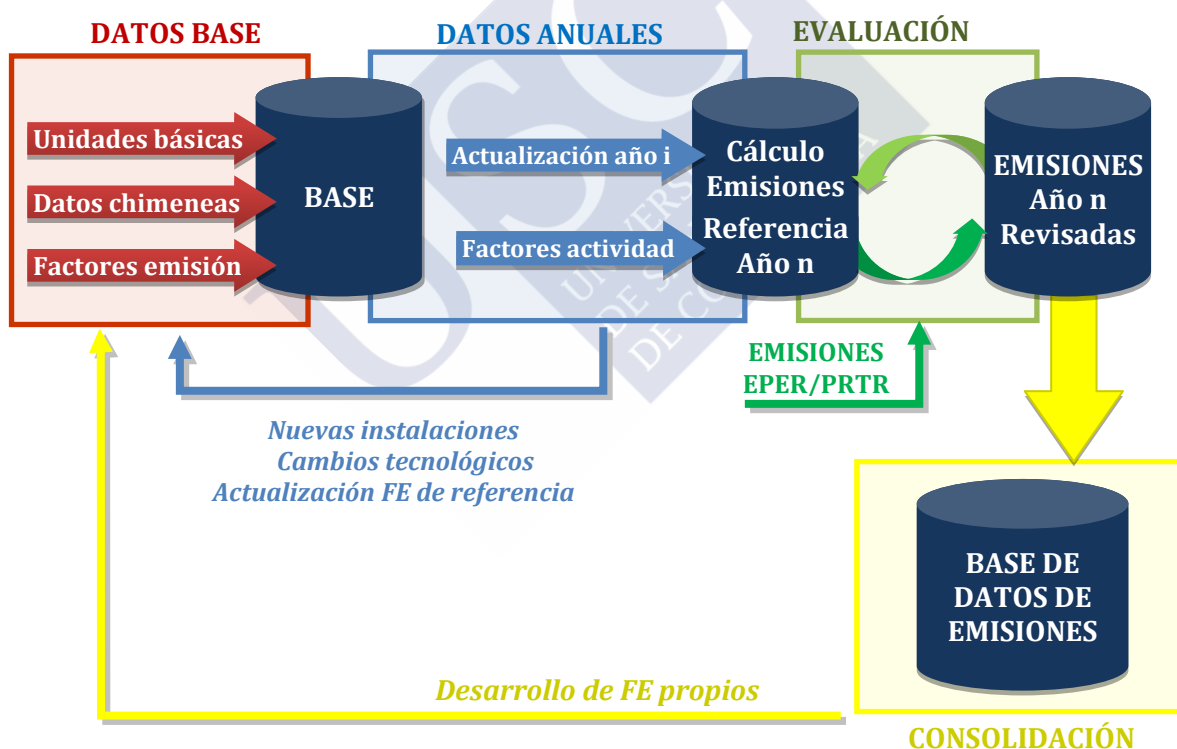


Figura 3.1. Procedimiento en etapas para el establecimiento del inventario de emisiones industriales de Galicia, incorporando la información de los registros europeos de emisiones

El establecimiento del inventario de las emisiones industriales de Galicia parte del desarrollo de la base del mismo, en la que se identifican las unidades básicas en las que se desagrega cada instalación; los factores de actividad que será necesario especificar para caracterizar y calcular cada unidad; las características espaciales de la emisión: localización geográfica, si se trata de emisiones canalizadas o no canalizadas, las características de las chimeneas (altura, diámetro, velocidad de salida de los gases, temperatura); y finalmente, los factores de emisión para cada uno de los contaminantes.

Secuencialmente, la siguiente sección del inventario a desarrollar está constituida por datos que varían anualmente, como los factores de actividad. Como parte del proceso de actualización anual, es necesario revisar y actualizar de ser preciso, la información base para incluir nuevas instalaciones o unidades, modificar las existentes por cambios tecnológicos, etc. Todo ello, implicará además la inclusión y/o modificación de los factores de emisión correspondientes.

Con esta información anual y la información base, se calcularán las emisiones industriales de referencia del año en curso, obtenidas de forma teórica a partir de los modelos y factores de emisión recopilados.

En este punto, y con el objetivo de incluir en el inventario emisiones medidas y/o específicas de cada instalación, se incorporan al procedimiento los valores declarados a los registros EPER/PRTR. Antes de poder ser incluidos en el inventario, estos datos deben ser evaluados y comprobados. Se considera prioritario el uso de emisiones medidas, pero en caso de inconsistencias, se mantendrán en el inventario los valores de emisión de referencia calculados. Esta revisión de los datos se realizará siguiendo la rutina de evaluación que se define en el apartado 3.3.2.

Una vez evaluada, ésta información será incorporada a la base de datos global, en la que se dispone de las emisiones de todas las instalaciones inventariadas, año a año; contaminante a contaminante y desagregada por unidad. La precisión del inventario de emisiones se ve muy reforzada al aprovechar la información específica de las declaraciones al EPER y PRTR.

El siguiente paso, una vez se dispone de la base de datos de emisiones es el desarrollo de factores de emisión propios para una instalación, grupo de instalaciones, o incluso para toda la región, haciendo uso de la información histórica recopilada. Este paso será desarrollado en el Capítulo 5 del presente documento, para la C.T. de As Pontes.

3.3.2. Metodología de evaluación

El proceso de evaluación de las emisiones EPER o PRTR, para poder ser incorporadas al inventario, se basa en la comparación de dichas emisiones con el inventario de referencia elaborado para cada año.

A diferencia de las emisiones de referencia, las emisiones declaradas a EPER y PRTR son cantidades globales por lo que, para la comparación es necesario distribuir en las emisiones EPER/PRTR en las unidades y focos correspondientes. Para ello, se ha desarrollado el algoritmo de la Figura 3.2.

i. Algoritmo de distribución

De acuerdo con el algoritmo de la Figura 3.2, si el factor de emisión recopilado en el inventario de referencia para un contaminante i en el proceso j , o el factor de actividad para el proceso j es cero, la emisión de contaminante i , asociado al proceso j , es también cero. Si no ocurre ninguno de estos casos, se comprueba también que la emisión declarada no sea cero, lo que se considera inaceptable. Ante un caso de declaración cero, se calcularían las emisiones de referencia, a partir de los factores de emisión y de actividad correspondientes. Si el valor declarado es distinto de cero, la emisión de cada unidad se calcula proporcionalmente a la contribución a la emisión global de dicha unidad, obtenida mediante factores de emisión y factores de actividad.

Una vez han sido distribuidas las emisiones EPER/PRTR, la comparación con el inventario de referencia es un proceso directo, que permitirá incorporar o no las emisiones al inventario global.

- i : Contaminante
- j : Actividad
- ED_i : Emisión declarada
- $ED_{i,j}$: Emisión declarada distribuida
- $FE_{i,j}$: Matriz de factores de emisión
- FA_j : Matriz de factores de actividad

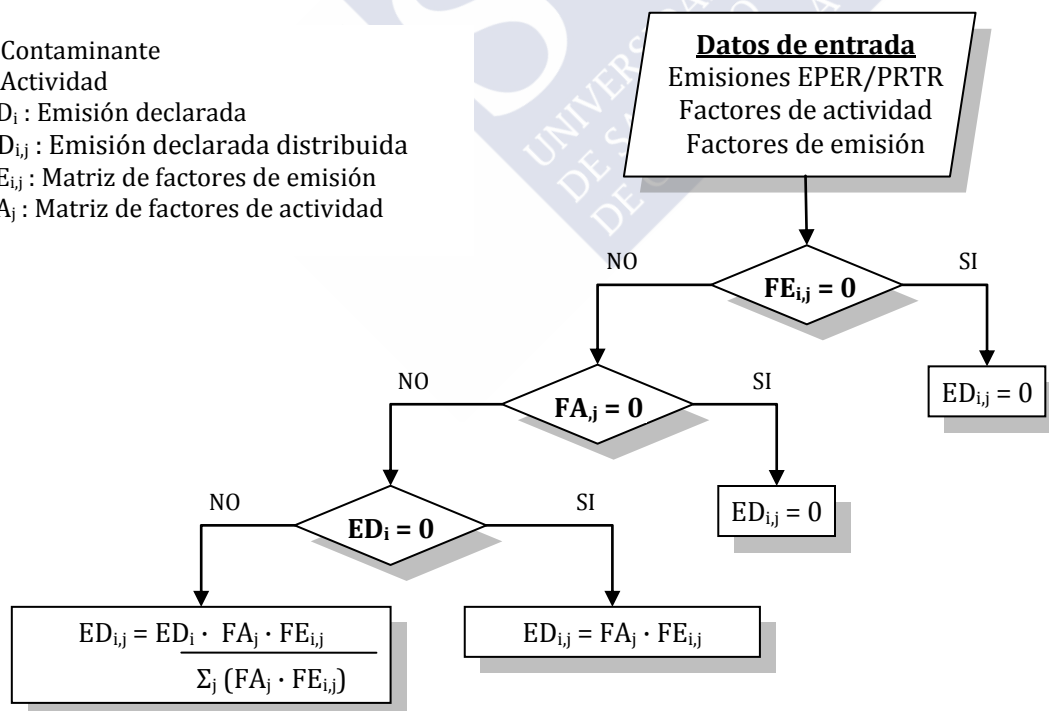


Figura 3.2. Algoritmo para la distribución de las emisiones declaradas en las unidades básicas correspondientes (Dios et al., 2012a)

ii. Algoritmo de evaluación

En la Figura 3.3 se define el proceso de evaluación mediante un algoritmo, en el que es considerado además del valor de la emisión, el método con el que se ha obtenido la emisión declarada. Las emisiones calculadas siguiendo la metodología descrita en el apartado 3.3.1, se indican en el algoritmo de la Figura 3.3 como la emisión de referencia *Eref*. Para establecer si una emisión es aceptable o no, debe establecerse un margen de aceptación, en el que se defina qué desviación máxima se acepta con respecto al valor de referencia. Este margen varía en función del tipo de emisión, y se ha considerado de manera individual para cada instalación

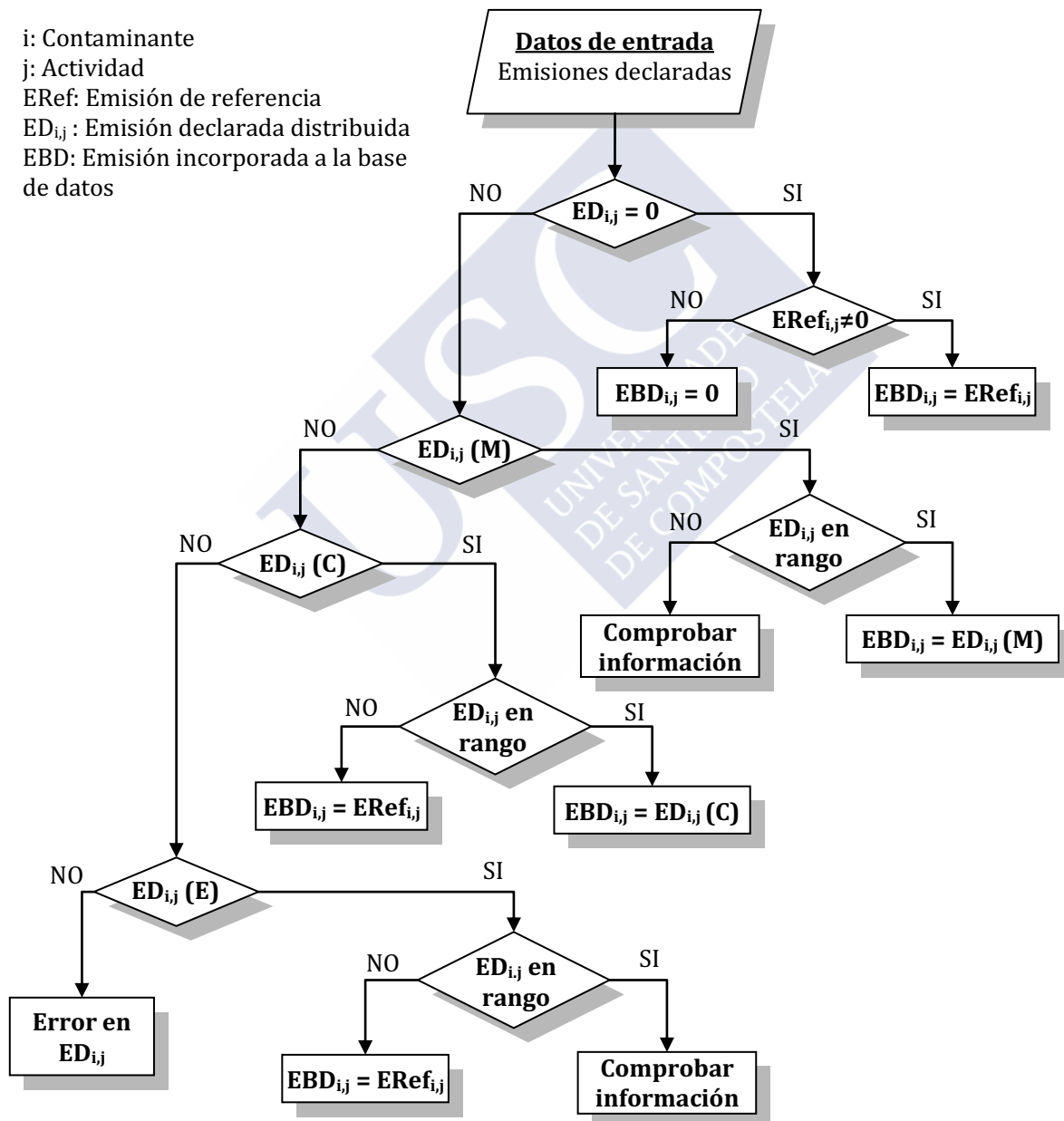


Figura 3.3. Algoritmo de evaluación de las emisiones declaradas al PRTR para su inclusión en el inventario de emisiones industriales de Galicia

Siguiendo el esquema lógico definido en la Figura 3.3 se comprobará, en primer lugar, si la emisión declarada es igual o distinta de cero. Si es cero, se comprueba si existe una emisión de referencia calculada distinta de cero. Si es así, la emisión incorporada a la base de datos será directamente la emisión de referencia; si no, significa que ese contaminante no es emitido por esa unidad, y a efectos prácticos, la emisión será cero.

En caso de que la emisión declarada sea distinta de cero, el algoritmo plantea distintas posibilidades en función del método con que sea declarada la emisión: medida, calculada o estimada. En primer lugar, si se dispone de una emisión medida, se comprobará si ésta entra dentro del rango esperado. Si es así, la emisión a incluir en la base de datos será la emisión medida; si no, teniendo en cuenta la prioridad de las emisiones medidas frente a las calculadas o estimadas, será necesario revisar la información sobre la instalación, comprobando si las medidas se han realizado de acuerdo a los estándares establecidos o si hay algún error de cálculo, para decidir la aceptación de la emisión declarada o su sustitución por la emisión de referencia.

El siguiente nivel lógico corresponde a las emisiones calculadas, a las que se les presupone el mismo nivel de prioridad que el inventario de referencia. En caso de que las emisiones declaradas se encuentren fuera del rango, se propone la utilización de las emisiones de referencia.

En cuanto a los valores estimados, si no caen dentro del rango, se da prioridad a la emisión de referencia, por tratarse de una emisión contrastada. En caso de que se encontrara dentro del rango, es necesario analizar con más detalle la información suministrada, para decidir la aceptación de la emisión declarada o su sustitución por la emisión de referencia.

A pesar del empeño por realizar el proceso de evaluación de la forma más sistemática posible, la experiencia indica que siempre será necesario analizar en detalle la información con el fin de detectar posibles errores.

3.4. APLICACIÓN DE LAS METODOLOGÍA DE CÁLCULO Y EVALUACIÓN A LAS EMISIONES INDUSTRIALES DE GALICIA

A continuación se presenta el inventario de emisiones industriales desarrollado para Galicia siguiendo el procedimiento secuencial de la Figura 3.1 dando como resultado una base de datos de 271 instalaciones y más de 1000 unidades básicas o procesos, y sus correspondientes emisiones para el período 2001 a 2010. Se han incluido todas las instalaciones registradas en EPER y/o PRTR durante este período 2001 a 2010 (Figura 3.4). Por homogeneización en la representación para indicar el sector al que se asocia cada instalación, se han utilizado los epígrafes PRTR (Tabla 3.4).

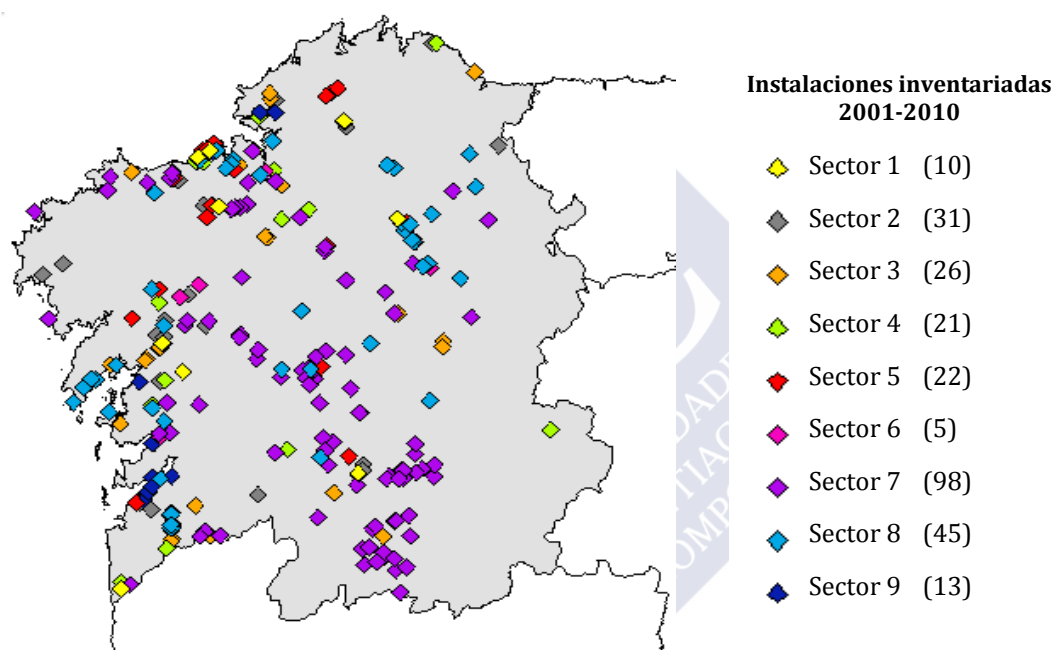


Figura 3.4. Instalaciones EPER/PRTR identificadas con emisiones a la atmósfera durante el período 2001 a 2010 en Galicia. Elaboración propia a partir de (PRTR, 2012)

Se han incluido además dos contaminantes adicionales a los ya considerados por el inventario PRTR: PM_{COARSE} (partículas de tamaño entre 10 y 2.5 micras) y $PM_{2.5}$, por sus consecuencias directas sobre la salud humana y porque están sustituyendo a las partículas totales y a las PM_{10} como indicadores del tamaño de partícula. (Khan et al., 2010).

Aunque los inventarios EPER y PRTR son limitados, en cuanto a que sólo se incluyen instalaciones que sobrepasen un cierto nivel de actividad, se estima que las instalaciones incluidas son responsables de más del 90% de las emisiones del sector (Brand et al., 2004). Es por ello, que puede considerarse que las emisiones industriales de Galicia están razonablemente recogidas en este inventario.

Para cada una de las instalaciones mostradas en la Figura 3.4 se ha obtenido su desagregación en unidades básicas. Esta parte del inventario, no está suscrita a ningún año en concreto, aunque debe ir actualizándose periódicamente. Por extensión, no es posible incluir en el documento la desagregación de todas las instalaciones inventariadas, por lo que en la Tabla 3.5 se reproduce únicamente un extracto del procedimiento de algunas de las instalaciones más significativas: la C.T. As Pontes, Repsol YPF en A Coruña y el complejo industrial de Alcoa Alúmina y Alcoa Aluminio en San Ciprián.

En la Tabla 3.5 se indica la desagregación realizada, empleando la codificación SCC (U.S. EPA, 1995) y una breve descripción del proceso, el factor de actividad (*FA*) característico de cada unidad, la descripción espacial de la emisión, canalizada (C) o no canalizada (NC), y en caso de emisiones canalizadas, las características de la chimenea: altura, *h*; diámetro, *D*; velocidad de salida de los gases, *v*; y temperatura, *T*. Se recopilan además los factores de emisión y las referencias correspondientes, indicadas en la Tabla 3.5 como:

- ^[E] (EEA, 2009a)
- ^[U] (U.S. EPA, 1997-2012)
- ^[I] (IPCC, 2006)
- ^[P] Factores de emisión propios, que han sido desarrollados a partir de históricos de la propia instalación.

Aunque provengan de las mismas fuentes, algunos de los factores de emisión difieren para unidades básicas equivalentes porque se han considerado las características específicas de cada instalación, como la tecnología o las propiedades físicas de los combustibles. Esta consideración de las características específicas de cada instalación en los factores de emisión mejora la incertidumbre del inventario, frente al uso de factores de emisión generales (Hamal, 2008).

Tabla 3.5. Extracto del procedimiento de desagregación en unidades básicas: C.T. As Pontes, Repsol YPF A Coruña y Grupo Alcoa San Ciprián. Descripción y factores de actividad (FA), propiedades físicas y geométricas de la emisión (emisiones canalizadas) y factores de emisión recopilados para CO, CO₂, NMVOC, NO_x y SO_x.

DESAGREGACIÓN EN UNIDADES BÁSICAS		EMISIÓN (C/NC)			FACTOR DE EMISIÓN (t contaminante/unidad FA)							
SCC	Descripción	Unidad FA	Tipo	h (m)	D (m)	v (m/s)	T (°C)	CO	CO ₂	NMVOC	NO _x	SO _x
Unidad de Producción Térmica As Pontes. Endesa Generación S.L. (4)												
10100302	Caldera DBB tangencial (Lignito L)	t L	C	356.5	12.7	17.8	170	1.73·10 ⁻⁴ [E]	0.87 [U]	1.47·10 ⁻⁵ [P]	2.47·10 ⁻³ [E]	7.08·10 ⁻³ [E]
10100226	Caldera DBB tangencial (C. Subbit. S)	t S	C	356.5	12.7	17.8	170	2.03·10 ⁻⁴ [E]	1.95 [U]	2.43·10 ⁻⁵ [E]	6.57·10 ⁻³ [E]	1.66·10 ⁻² [E]
10100404	Caldera auxiliar (Fueloil FO)	t FO	C	356.5	12.7	17.8	170	6.23·10 ⁻⁴ [E]	3.19 [U]	9.49·10 ⁻⁵ [E]	8.66·10 ⁻³ [E]	2.00·10 ⁻² [E]
10100501	Caldera auxiliar (Gasoil GO)	t GO	C	356.5	12.7	17.8	170	1.71·10 ⁻² [E]	3.29 [U]	1.64·10 ⁻³ [E]	6.43·10 ⁻² [E]	2.04·10 ⁻³ [E]
Repsol YPF, Complejo Industrial de A Coruña (15 de 34)												
20200701	Cogeneración (Fuel gas FG)	t FG	C	50.0	4.0	2.9	191	1.06·10 ⁻³ [P]	3.49 [U]	1.16·10 ⁻⁴ [E]	7.40·10 ⁻³ [P]	2.17·10 ⁻³ [E]
10200501	Cogeneración (GO)	t GO	C	50.0	4.0	2.9	191	6.06·10 ⁻⁴ [E]	3.19 [U]	2.42·10 ⁻⁵ [E]	2.42·10 ⁻³ [E]	1.74·10 ⁻³ [E]
10200603	Calderas (Gas natural GN)	m ³ GN	C	140.0	2.3	4.4	201	6.35·10 ⁻⁷ [E]	2.2·10 ⁻³ [U]	1.43·10 ⁻⁷ [E]	2.54·10 ⁻⁶ [E]	1.47·10 ⁻⁸ [E]
30600103	Hornos de proceso (FO)	t FO	C	140.0	3.3	3.9	285	6.11·10 ⁻⁴ [E]	3.08 [U]	8.44·10 ⁻⁴ [E]	7.23·10 ⁻³ [E]	2.00·10 ⁻² [E]
30600106	Hornos de proceso (FG)	t FG	C	140.0	3.3	3.9	285	1.09·10 ⁻³ [P]	2.83 [U]	2.66·10 ⁻⁴ [E]	1.32·10 ⁻³ [P]	2.01·10 ⁻⁴ [P]
10200401	Calderas (FO)	t FO	C	140.0	4.6	3.7	211	6.11·10 ⁻⁴ [E]	3.078 [U]	2.18·10 ⁻⁴ [E]	7.23·10 ⁻³ [E]	2.00·10 ⁻² [E]
10200701	Calderas (FG)	t FG	C	140.0	4.6	3.7	211	3.50·10 ⁻³ [P]	3.04 [U]	1.18·10 ⁻³ [E]	2.18·10 ⁻³ [P]	2.41·10 ⁻³ [P]
30600201	Unidad de craqueo catalítico FCC	m ³ FCC	C	80.0	2.1	12.0	257	5.61·10 ⁻⁵ [P]	0.15 [U]	6.28·10 ⁻⁴ [U]	2.74·10 ⁻⁴ [P]	1.27·10 ⁻³ [P]
30600508	Tratamiento de aguas residuales AR	m ³ AR	NC	-	-	-	-	-	-	2.40·10 ⁻⁵ [U]	-	-
30300312	Manejo de materiales (coque CQ)	t CQ	NC	-	-	-	-	4.47·10 ⁻⁵ [P]	-	4.47·10 ⁻⁵ [P]	-	-
30600904	Antorchas	t gas	NC	-	-	-	-	1.01·10 ⁻³ [P]	2.66 [U]	9.10·10 ⁻⁵ [U]	6.27·10 ⁻⁴ [P]	7.49·10 ⁻⁵ [P]
40300104	Emisiones fugitivas (general)	t crudo	NC	-	-	-	-	-	-	8.23·10 ⁻⁵ [U]	-	-
40301075	Tanques TK (FO) Techo fijo FR < 25000 m ³ Llenado/Vaciado L/V	m ³	NC	-	-	-	-	-	-	1.00·10 ⁻³ [U]	-	-
40301025	TK (FO) FR < 25000 m ³ - Respiración R	m ³	NC	-	-	-	-	-	-	5.00·10 ⁻³ [U]	-	-
40301021	TK (GO) FR < 25000 m ³ - L/V	m ³	NC	-	-	-	-	-	-	1.03·10 ⁻⁴ [U]	-	-

Tabla 3.5. (Continuación) Extracto del procedimiento de desagregación en unidades básicas: C.T. As Pontes, Repsol YPF A Coruña y Grupo Alcoa San Ciprián. Descripción y factores de actividad (FA), propiedades físicas y geométricas de la emisión (emisiones canalizadas) y factores de emisión recopilados para CO, CO₂, NMVOC, NO_x y SO_x

DESAGREGACIÓN EN UNIDADES BÁSICAS		EMISIÓN (C/NC)			FACTOR DE EMISIÓN (t contaminante/unidad FA)							
SCC	Descripción	Unidad FA	Tipo	h (m)	D (m)	v (m/s)	T (°C)	CO	CO ₂	NMVOC	NO _x	SO _x
Repsol YPF, Complejo Industrial de A Coruña (19 de 34)												
40301019	TK (GO) FR < 25000 m ³ - R	m ³	NC	-	-	-	-	-	-	5.60·10 ⁻⁵ [U]	-	-
40301015	TK (Nafta) FR < 25000 m ³ - L/V	m ³	NC	-	-	-	-	-	-	1.01·10 ⁻² [U]	-	-
40301013	TK (Nafta) - FR < 25000 m ³ - R	m ³	NC	-	-	-	-	-	-	2.30·10 ⁻³ [U]	-	-
40301075	TK (FO) - FR > 25000 m ³ - L/V	m ³	NC	-	-	-	-	-	-	1.00·10 ⁻⁶ [U]	-	-
40301025	TK (FO) FR > 25000 m ³ - R	m ³	NC	-	-	-	-	-	-	5.00·10 ⁻⁷ [U]	-	-
40301021	TK (GO) - FR > 25000 m ³ - L/V	m ³	NC	-	-	-	-	-	-	1.03·10 ⁻⁴ [U]	-	-
40301019	TK (GO) FR > 25000 m ³ - R	m ³	NC	-	-	-	-	-	-	5.60·10 ⁻⁵ [U]	-	-
40301099	TK (Otros) FR - L/V	m ³	NC	-	-	-	-	-	-	3.40·10 ⁻³ [U]	-	-
40301097	TK (Otros) FR - R	m ³	NC	-	-	-	-	-	-	8.00·10 ⁻⁴ [U]	-	-
40301110	TK (Crudo) Techo flotante FLR > 25000 m ³	m ³	NC	-	-	-	-	-	-	8.62·10 ⁻⁵ [U]	-	-
40715809	TK (Etanol)-Doble techo < 25000 m ³	m ³	NC	-	-	-	-	-	-	8.64·10 ⁻⁴ [U]	-	-
40720897	TK (ETBE) - FLR < 25000 m ³	m ³	NC	-	-	-	-	-	-	4.1·10 ⁻³ [U]	-	-
40301125	TK (FO) FLR < 25000 m ³	m ³	NC	-	-	-	-	-	-	7.34·10 ⁻⁶ [U]	-	-
40301125	TK (FO) FLR > 25000 m ³	m ³	NC	-	-	-	-	-	-	7.49·10 ⁻⁶ [U]	-	-
40301102	TK (Gasolina) - FLR < 25000 m ³	m ³	NC	-	-	-	-	-	-	3.43·10 ⁻³ [U]	-	-
40301113	TK (Keroseno) - FLR < 25000 m ³	m ³	NC	-	-	-	-	-	-	1.51·10 ⁻⁵ [U]	-	-
40301114	TK (Keroseno) - FLR > 25000 m ³	m ³	NC	-	-	-	-	-	-	1.06·10 ⁻⁵ [U]	-	-
40301111	TK (Naftas) - FLR < 25000 m ³	m ³	NC	-	-	-	-	-	-	5.46·10 ⁻⁴ [U]	-	-
40301112	TK (Naftas) - FLR > 25000 m ³	m ³	NC	-	-	-	-	-	-	3.58·10 ⁻⁴ [U]	-	-

Tabla 3.5. (Continuación) Extracto del procedimiento de desagregación en unidades básicas: C.T. As Pontes, Repsol YPF A Coruña y Grupo Alcoa San Ciprián. Descripción y factores de actividad (FA), propiedades físicas y geométricas de la emisión (emisiones canalizadas) y factores de emisión recopilados para CO, CO₂, NMVOC, NO_x y SO_x

DESAGREGACIÓN EN UNIDADES BÁSICAS		EMISIÓN (C/NC)				FACTOR DE EMISIÓN (t contaminante/unidad FA)						
SCC	Descripción	Unidad FA	Tipo	h (m)	D (m)	v (m/s)	T (°C)	CO	CO ₂	NMVOC	NO _x	SO _x
Alcoa Alúmina Española S.L. y Alcoa Aluminio Español (17)												
30300201	Horno de calcinación (FO)	t FO	C	96.9	3.50	4.4	146	6.11·10 ⁻⁴ [E]	3.08 [U]	2.18·10 ⁻⁴ [E]	7.23·10 ⁻³ [E]	2.00·10 ⁻² [E]
10200501	Horno de calcinación (GO)	t GO	C	96.9	3.50	4.4	146	6.02·10 ⁻⁴ [E]	3.10 [U]	6.36·10 ⁻⁴ [E]	3.82·10 ⁻³ [E]	4.00·10 ⁻³ [E]
50300506	Horno de calcinación SLC (FO)	t FO	C	96.9	3.50	4.4	146	6.11·10 ⁻⁴ [E]	3.08 [U]	2.18·10 ⁻⁴ [E]	7.23·10 ⁻³ [E]	2.00·10 ⁻² [E]
10200401	Caldera de vapor (FO)	t FO	C	145.1	1.20	85.5	135	5.96·10 ⁻⁴ [E]	3.08 [U]	2.18·10 ⁻⁴ [E]	7.16·10 ⁻³ [E]	7.00·10 ⁻² [E]
10201002	Fabricación alúmina especial (LPG)	t LPG	C	145.1	1.20	85.5	135	7.72·10 ⁻⁴ [E]	2.89 [E]	7.08·10 ⁻⁵ [E]	4.47·10 ⁻³ [E]	4.36·10 ⁻⁷ [E]
30300001	Trituración bauxita (BX)	t BX	NC	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30300003	Almacenamiento BX	t BX	NC	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30400103	Hornos fundición aluminio (FO)	t FO	C	24.0	0.64	24.0	174	6.11·10 ⁻⁴ [E]	3.05 [U]	-	7.16·10 ⁻³ [E]	3.07·10 ⁻² [E]
30300105	Horno precocción ánodos (FO)	t FO	C	38.0	1.60	19.3	36	6.11·10 ⁻⁴ [E]	3.05 [U]	-	7.23·10 ⁻³ [E]	2.00·10 ⁻² [E]
10200401	Calderas (FO)	t FO	C	24.0	0.64	24.0	174	5.96·10 ⁻⁴ [E]	3.05 [U]	2.16·10 ⁻⁴ [E]	7.16·10 ⁻³ [E]	7.00·10 ⁻² [E]
10200501	Calderas (GO)	t GO	C	24.0	0.64	24.0	174	6.02·10 ⁻⁴ [E]	3.10 [U]	6.36·10 ⁻⁴ [E]	3.82·10 ⁻³ [E]	4.00·10 ⁻³ [E]
10201002	Combustión (LPG)	t LPG	C	24.0	0.64	24.0	174	7.72·10 ⁻⁴ [E]	2.89 [U]	7.08·10 ⁻⁵ [E]	4.47·10 ⁻³ [E]	4.36·10 ⁻⁷ [E]
30400103	Hornos fundición aluminio (Al)	t Al	C	24.0	0.64	24.0	174	-	-	9.07·10 ⁻⁵ [U]	-	-
30300105	Horno precocción de ánodos	t Al	C	38.0	1.60	19.3	36	-	-	5.00·10 ⁻⁴ [U]	-	-
30300101	Proceso precocido ánodos	t Al	C	38.0	1.60	19.3	36	-	1.40 [U]	1.40·10 ⁻³ [U]	2.15·10 ⁻³ [U]	2.72·10 ⁻² [U]
30400114	Colado de aluminio	t Al	NC	-	-	-	-	-	-	6.35·10 ⁻⁵ [U]	4.54·10 ⁻⁶ [U]	9.07·10 ⁻⁶ [U]
30300104	Manejo de materiales	t Al	NC	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Inventario anual: año 2008

Para la ejemplificación del inventario de emisiones obtenido se ha seleccionado el año 2008. Se considera un año clave en cuanto a emisiones, porque es cuando se han producido los cambios tecnológicos y de combustible más significativos. En la Tabla 3.6, se muestran los valores de obtenidos para el año 2008 para todas las emisiones de Galicia, siguiendo el procedimiento de la Figura 3.2. No ha sido posible determinar la emisión de todos los contaminantes PRTR, al no disponer de la información necesaria.

Tabla 3.6. Inventario de las emisiones industriales de Galicia para el año 2008 (Emisiones en t/año)

CONTAMINANTE	EMISIÓN (t)	CONTAMINANTE	EMISIÓN (t)
CH ₄	3798	Pb y compuestos	4.05
CO	29167	Zn y compuestos	3.77
CO ₂	164248837	HCB	2.00·10 ⁻⁶
HFC	0.19	HCH	5.00·10 ⁻⁶
N ₂ O	525	PCDD+PCDF	6.58·10 ⁻⁵
NH ₃	5476	PER	1.62
NMVOC	11416	Tricloretileno	0.04
NO _x	24779	Antraceno	0.20
PFC	12.6	Benceno	10.71
SO _x	36976	Naftaleno	1.08
Hidroclorofluorocarburos	4.64·10 ⁻²	Dietilhexilftalato DEHP	0.04
As y compuestos	44.3	PAH	0.81
Cd y compuestos	0.68	HCl	204
Cr y compuestos	1.23	HF	518
Cu y compuestos	0.77	HCN	0.11
Hg y compuestos	0.73	Partículas PM ₁₀	3295
Ni y compuestos	13.05	Partículas totales PST	11486

3.5. ANÁLISIS DEL REGISTRO EPER/PRTR

Para el desarrollo del inventario, se ha considerado esencial realizar un análisis de la información suministrada al EPER y PRTR, estableciéndose series sectoriales, temporales y/o por contaminante. De acuerdo con la temática del trabajo de investigación, se ha realizado un análisis únicamente de las emisiones atmosféricas.

3.5.1. Número de instalaciones

Desde el inicio del registro de las emisiones en el EPER, la cantidad de información se ha visto significativamente incrementada, observándose una tendencia creciente en el número de instalaciones que realizaron la notificación de sus emisiones (Figura 3.5).

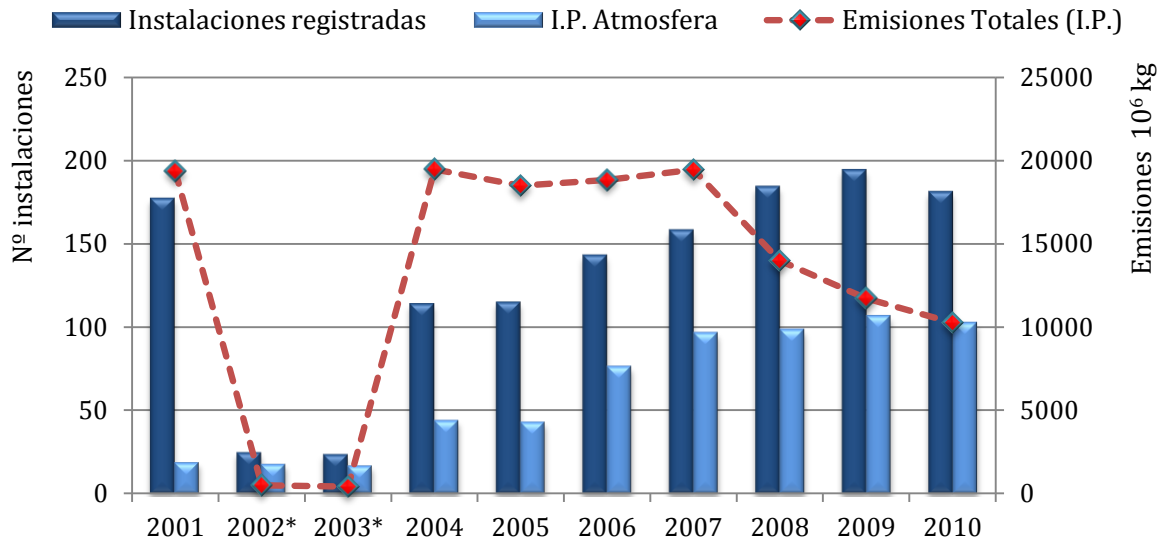


Figura 3.5. Evolución del número de instalaciones registradas en EPER/PRTR en Galicia, superaciones de los umbrales de información pública (I.P.) y emisiones totales de contaminantes con I.P. Elaboración propia a partir de PRTR (2012)

En el año 2001 un gran número de instalaciones fueron obligadas a registrarse en el EPER, aunque posteriormente dejaron de notificar sus emisiones por no cumplir los umbrales de actividad establecidos. Durante los años 2002 y 2003, la no obligatoriedad de realizar la notificación se tradujo en que únicamente quedaran registradas aquellas instalaciones con información pública. El sector industrial ha sufrido una serie de cambios tecnológicos y sociales muy importantes en los últimos años, con un crecimiento desigual en las distintas actividades; mientras algunas instalaciones incrementaron su producción, otras trabajan al límite de la inoperatividad, y otras, directamente han cerrado. Esto se tradujo en una disminución significativa de las emisiones a partir del año 2007.

Por homogeneización, se han distribuido el número de instalaciones para cada sector en función de las actividades industriales definidas para el PRTR en la Tabla 3.7. De nuevo, para 2002 y 2003, sólo se dispone de información de las instalaciones y contaminantes con superaciones del umbral de información pública. Los sectores que aportan un mayor número de instalaciones son la ganadería y la industria alimentaria, derivada en parte de este sector ganadero. Es importante destacar la disminución en el número de instalaciones de la industria mineral, por el cierre a partir de 2008 de instalaciones de producción de cementos, ladrillos y/o productos cerámicos, como Calizas Marinas, IKF-Cedonosa, Productos Ulla, Vidriera del Atlántico, etc.

Tabla 3.7. Número de instalaciones declarantes en Galicia por sector de 2001 a 2010.
Elaboración propia a partir de PRTR (2012)

SECTOR PRTR	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
1. Energía	4	4	4	4	4	4	4	5	5	5
2. Prod. Metales	17	4	4	18	20	21	22	26	26	26
3. Ind. Mineral	21	4	5	22	18	19	22	24	22	16
4. Ind. Química	13	2	2	9	7	8	6	11	10	7
5. Residuos	12	2	2	10	9	12	11	10	11	11
6. Papel y madera	5	1	1	4	4	6	8	7	7	8
7. Ganadería	60	1	1	14	19	38	46	49	62	61
8. Ind. alimentaria	39	6	4	28	31	30	31	43	42	40
9. Otras actividades	6	1	1	5	3	5	8	9	9	7
TOTAL	177	25	24	114	115	143	158	184	194	181

3.5.2. Sector industrial

A continuación se analiza la distribución por sector de las emisiones de CO, CO₂, NO_x y SO_x, durante los años 2006, 2008 y 2010. La selección de estos períodos de notificación se realizó considerando el escenario socioeconómico, y los cambios tecnológicos ocurridos en el tejido industrial de Galicia.

En la Figura 3.6 se muestra la distribución de emisiones de CO por sector, así como las emisiones totales de este contaminante en cada período. El sector clave para este contaminante es la producción de metales. La variación en la emisión total de CO no es especialmente significativa, con una disminución máxima con respecto a 2006 del 10.1%. Únicamente es destacable el repunte de las emisiones para el sector de producción de energía. Este incremento, podría indicar una menor eficiencia de los sistemas de combustión y, en consecuencia, la combustión incompleta en las grandes instalaciones térmicas por operar a cargas más bajas que las de diseño, por la inclusión en el mercado eléctrico de las energías renovables (Voorspools & D'haeseleer, 2000).

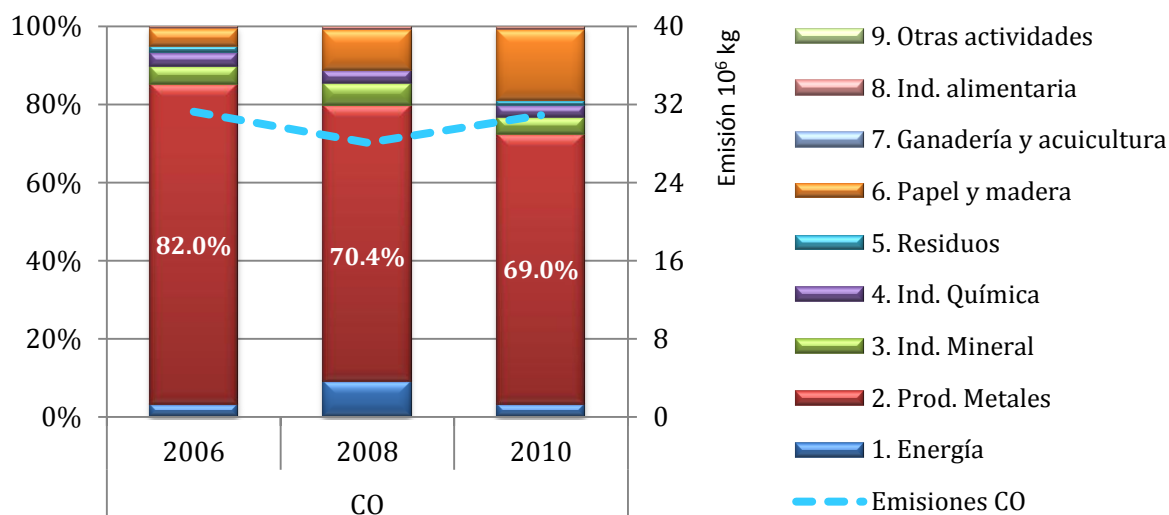


Figura 3.6. Emisiones totales de CO y aportación de cada uno de los sectores PRTR en Galicia para 2006, 2008 y 2010. Destacado el porcentaje del sector de mayor aportación. Elaboración propia a partir de PRTR (2012)

En la Figura 3.7 se muestra la distribución de emisiones de CO₂ por sector, así como las emisiones totales de este contaminante en cada período. El sector clave para este contaminante es la producción de energía. La variación en la emisión total de CO₂ es muy acusada, observándose una tendencia descendente desde el 2006 al 2010, superior al 40%. Esta disminución se justifica por la bajada de producción en las instalaciones térmicas convencionales de la región, que es cercana al 40% para el período 2006 a 2010 (CNE, 2007-2010).

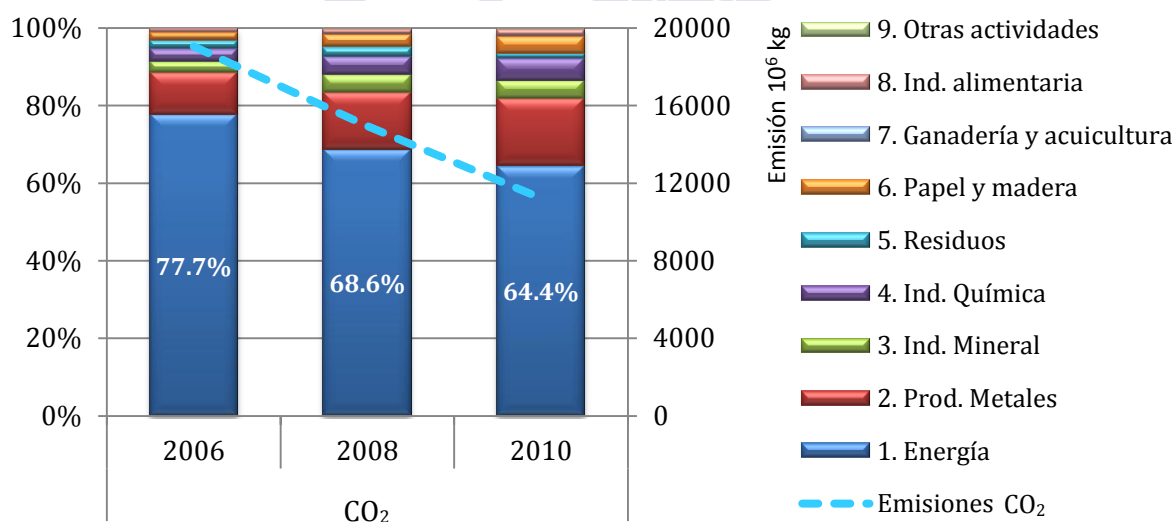


Figura 3.7. Emisiones totales de CO₂ y aportación de cada uno de los sectores PRTR en Galicia para 2006, 2008 y 2010. Destacado el porcentaje del sector de mayor aportación. Elaboración propia a partir de PRTR (2012)

En la Figura 3.8 se muestra la distribución de emisiones de NO_x por sector, así como las emisiones totales de este contaminante en cada período. Hay dos sectores clave para este contaminante: la producción de energía, y el sector de producción de metales. La variación en la emisión total de NO_x es todavía mayor a la observada para el CO₂, con una tendencia descendente en las emisiones de 2006 a 2010 de casi el 70%. Esta tendencia se puede justificar, en primera instancia, por la ya mencionada disminución en la producción de las centrales térmicas; y también de las instalaciones de fabricación y/o manipulación de metales, fundamentalmente, aluminio: el Grupo Alcoa. Es importante también la aportación de la industria alimentaria, por la instalación de unidades de cogeneración en industrias como Ártabra, Avícola de Galicia y otras.

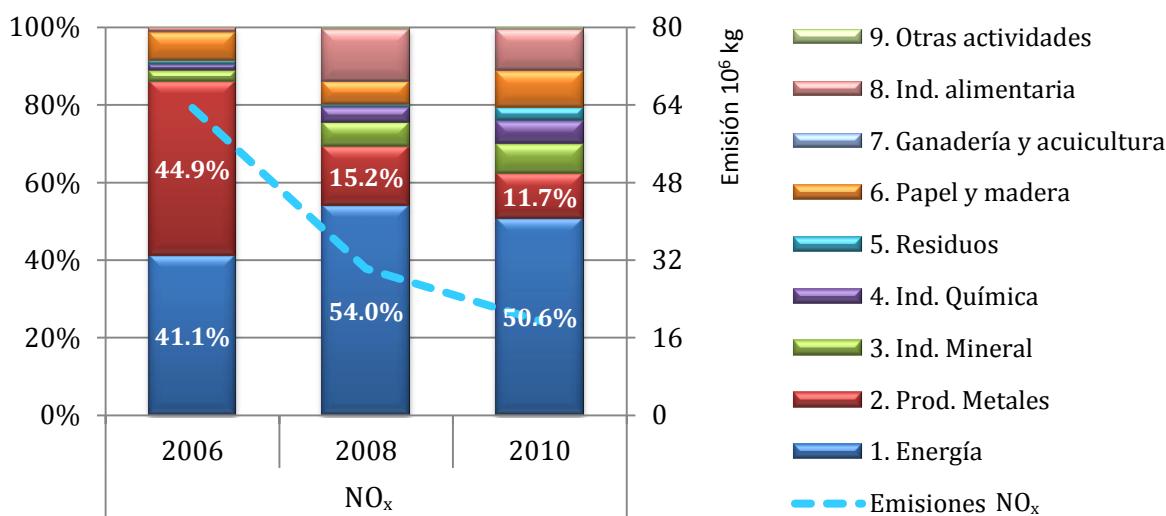


Figura 3.8. Emisiones totales de NO_x y aportación de cada uno de los sectores PRTR en Galicia para 2006, 2008 y 2010. Destacados los porcentajes de los sectores de mayor aportación. Elaboración propia a partir de PRTR (2012)

En la Figura 3.9 se muestra la distribución de emisiones de SO_x por sector, así como las emisiones totales de este contaminante en cada período. De nuevo, el sector clave es la producción de energía. La emisión de SO_x se ha reducido más de un 93% en 2010 con respecto a 2006.

Esto se justifica por la reconversión de las centrales térmicas convencionales para utilizar combustibles más limpios. La C.T. de As Pontes inició en 2005 un proceso de transformación para emplear como combustible únicamente carbón subbituminoso de importación. En la C.T. de Sabón también se ha sustituido uno de los grupos generadores operado con fueloil, por una unidad de ciclo combinado a gas natural; y en las instalaciones auxiliares de la C.T. de Meirama también se ha sustituido el fueloil por gas natural (PRTR, 2012). A estos cambios tecnológicos hay que añadirle las disminuciones de producción en los sectores ya mencionados.

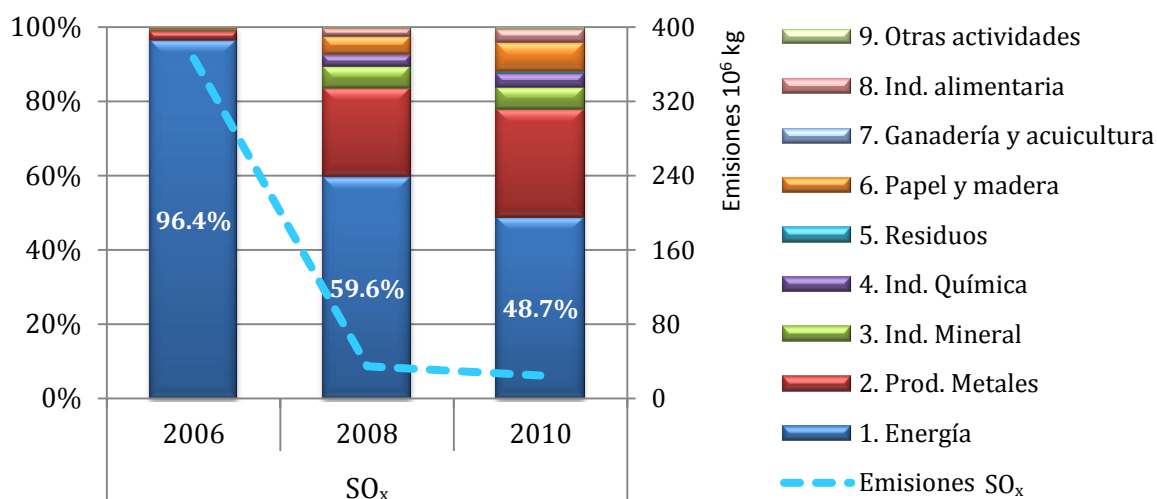


Figura 3.9. Emisiones totales de SO_x y aportación de cada uno de los sectores PRTR en Galicia para 2006, 2008 y 2010. Destacado el porcentaje del sector de mayor aportación. Elaboración propia a partir de PRTR (2012)

3.5.3. Método de determinación de emisiones

El método de determinación de las emisiones declaradas es un parámetro clave, ya que cuanto mayor sea el porcentaje de emisiones medidas, más realista será el inventario. En la Figura 3.10 se muestra la distribución de los métodos de medida desde un punto de vista sectorial para las emisiones del año 2008. En este caso, no cabe la comparación por años, ya que la distribución de los métodos es prácticamente análoga. Las instalaciones tienden a proporcionar las emisiones siempre con la misma metodología. Entre los distintos sectores, la aportación de cada método al número de declaraciones es variable. Únicamente podría destacarse el porcentaje de emisiones medidas en las instalaciones de producción de energía o la industria química, donde más del 50% de los contaminantes son declarados como medidos.

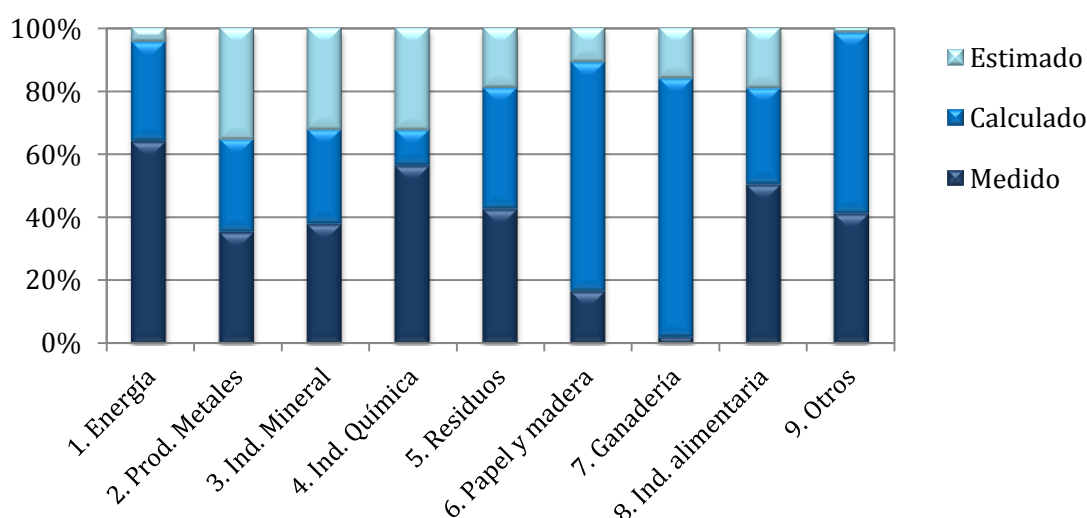


Figura 3.10. Distribución sectorial de los métodos de medida (año 2008) en las declaraciones PRTR de Galicia. Elaboración propia a partir de PRTR (2012)

Además del número de declaraciones, el nivel de emisión cubierto por cada uno de los métodos es un factor clave y altamente variable según el contaminante. En la Tabla 3.8 se muestra el número total de declaraciones para cada uno de los métodos de determinación, y el porcentaje que representan estas emisiones sobre el total, para los contaminantes clave: CO, CO₂, NO_x y SO_x. Se han destacado los porcentajes máximos para cada método.

Tabla 3.8. Número de declaraciones y porcentaje de aportación de cada método de determinación de emisiones al total por año: M medido, C calculado y E estimado

CONTAMINANTE	AÑO	METODOLOGÍA			APORTACIÓN (%)		
		M	C	E	M	C	E
Total	2006	398	303	72	6.7%	93.1%	0.2%
	2008	513	507	315	5.2%	93.6%	1.2%
	2010	476	646	231	2.8%	97.1%	0.0%
CO	2006	67	9	1	95.8%	3.8%	0.4%
	2008	79	14	15	87.5%	12.3%	0.1%
	2010	81	19	10	88.6%	11.2%	0.3%
CO ₂	2006	28	38	2	4.4%	95.4%	0.1%
	2008	49	41	9	4.6%	94.1%	1.2%
	2010	37	53	3	2.2%	97.8%	0.0%
NO _x	2006	73	14	3	94.2%	5.2%	0.7%
	2008	86	17	12	89.2%	9.8%	1.0%
	2010	92	15	6	97.1%	2.5%	0.4%
SO _x	2006	66	10	1	99.7%	0.3%	0.0%
	2008	83	9	16	94.2%	3.1%	2.6%
	2010	81	15	12	94.0%	5.6%	0.4%

Globalmente, el método calculado es el mayoritario. En número de instalaciones declarantes, las instalaciones ganaderas (que son las más frecuentes en número, como se indicó en la Tabla 3.7), calculan sus emisiones mediante métodos estándar, definidos por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medioambiente. Incluso existe una herramienta informática para este cometido, ECOGAN (MAGRAMA, 2012). En porcentaje de emisión, la de CO₂ (que es obtenida principalmente como calculada) es varios órdenes de magnitud superior a los demás contaminantes.

De los resultados de la Tabla 3.8 puede observarse que existe cierta tendencia a la mejora de la información suministrada, aumentando el número de instalaciones que declaran sus emisiones como medidas, reduciéndose además la cantidad de emisiones estimadas. Esta mejora es necesario analizarla considerando también el porcentaje de emisión, ya que el número de declaraciones varía entre los distintos períodos. Así para contaminantes como CO, NO_x o SO_x, el porcentaje de emisión medida es cercano o superior al 90%, lo que confiere al inventario un valor añadido.

3.5.4. Series temporales completas: emisiones 2001 a 2010

Analizando las emisiones globales desde el año 2001 a 2010, notificadas a los registros EPER y PRTR, se han identificado las instalaciones con las emisiones más significativas para los siguientes contaminantes: CO₂, CO, NO_x y SO_x. La elección de estos contaminantes se justifica por la fiabilidad de las emisiones, al tratarse en un alto porcentaje de emisiones medidas y/o calculadas según métodos estándar, coherentes entre sí; y para las que no suelen identificarse huecos ni declaraciones incompletas (ETC/ACC, 2010).

Se han seleccionado las instalaciones que hayan generado a lo largo del período de registro unas emisiones superiores al 5% de las emisiones totales para cada contaminante (Brand et al., 2004). Las instalaciones que cumplen estos requisitos se enumeran en la Tabla 3.9. Para su representación, se empleará un código identificativo de cada instalación (ID). La suma de las emisiones de estas instalaciones representan por ejemplo para el año 2010, el 70.7% de las emisiones totales declaradas de CO, el 66.1% de CO₂, el 57.6% de NO_x y el 76.5% de SO_x.

Tabla 3.9. Instalaciones con las emisiones más significativas en Galicia de los contaminantes CO, CO₂, NO_x y SO_x en los registros EPER/PRTR en el período 2001-2010

ID	INSTALACIONES INDUSTRIALES
AAE	Alcoa Alúmina Española S.A.
AOE	Alcoa Aluminio Español S.A.
AIC	Alcoa Inespal S.A.- A Coruña
ENC	Grupo Empresarial ENCE - Pontevedra
EAP	Endesa - C.T. As Pontes
RYPF	Repsol YPF Complejo Industrial A Coruña
UFM	Unión Fenosa - C.T. Meirama

En la Figura 3.11 se presentan las series temporales 2001-2010 para estas instalaciones identificadas para los siguientes contaminantes: CO₂, CO, NO_x y SO_x. Esta figura ha sido elaborada a partir de la información extraída de los Registros EPER y PRTR (PRTR, 2012), aunque ha sido necesario recurrir a otras fuentes de información pública para cubrir huecos en los años 2002 a 2004, por el carácter inicialmente trianual del EPER. Esta información complementaria proviene fundamentalmente de las Declaraciones de Impacto Ambiental y el registro EMAS, *Eco-Management and Audit Scheme* (Xunta de Galicia, 2012).

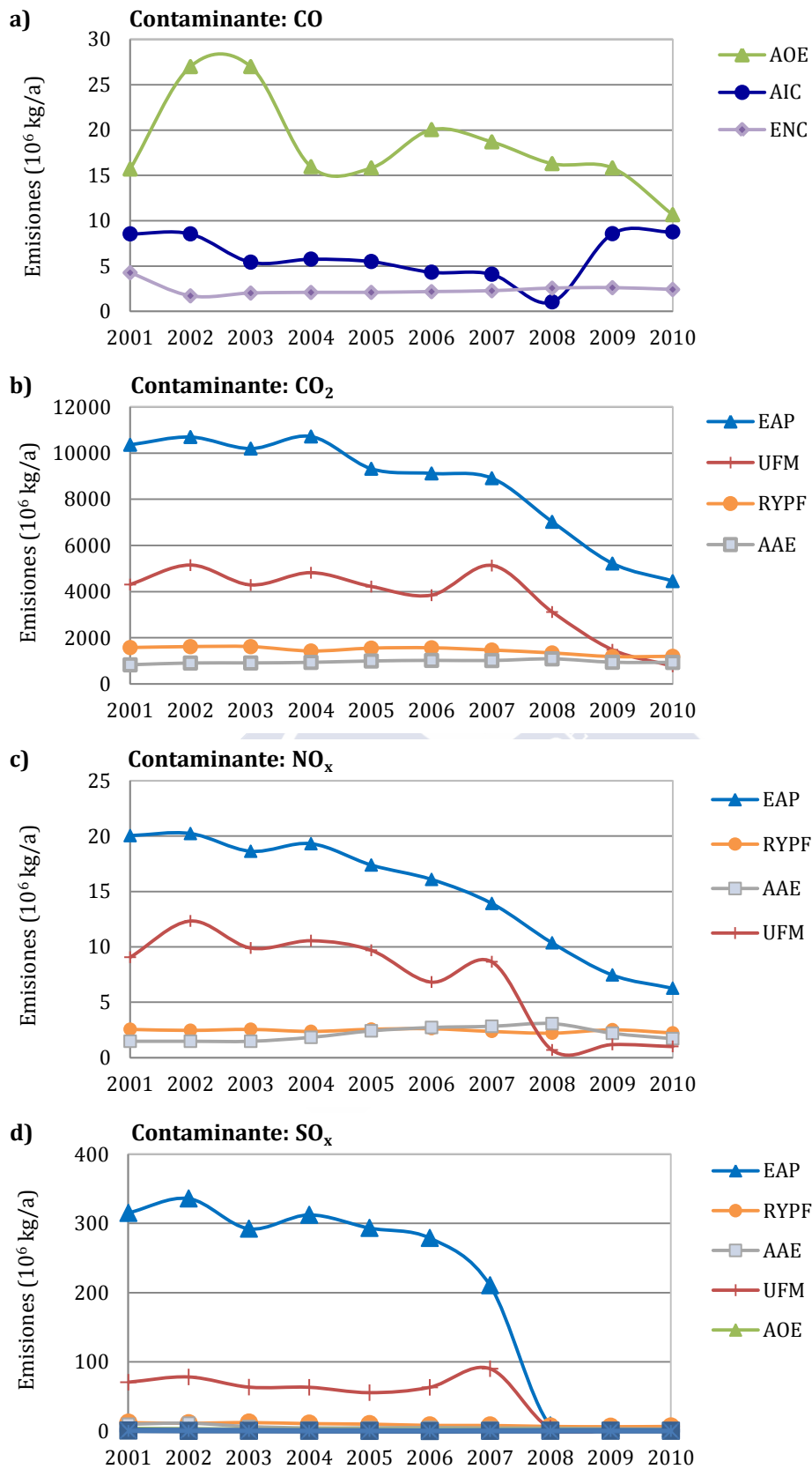


Figura 3.11. Series temporales 2001-2010 para los contaminantes: (a) CO, (b) CO₂, (c) NO_x y (d) SO_x de las instalaciones con mayores emisiones por contaminante en el registro EPER/PRTR de Galicia. Elaboración propia a partir de PRTR (2012)

En general, los perfiles temporales representados en la Figura 3.11 muestran una tendencia decreciente de las emisiones para prácticamente todos los contaminantes.

Es importante destacar el comportamiento del sector de producción de energía: las emisiones máximas de CO₂, NO_x y SO_x se corresponden con dos centrales térmicas: la C.T. de As Pontes (Endesa S.A.) y la C.T. de Meirama (Unión Fenosa S.A.). En ambos casos, se observa una tendencia decreciente muy acusada, debido en ambas instalaciones a cambios tecnológicos relacionados con la sustitución de sus combustibles por otros de mejor calidad y, en los últimos años, a la disminución en la producción. La producción de la C.T. de As Pontes en 2010 representa un 43.64% de la producción máxima en el período considerado, alcanzado en 2004. Para la C.T. de Meirama la disminución es todavía mayor: la producción en 2010 representa sólo el 20.65% de la producción máxima, también de 2004.

En cuanto a la emisión de SO_x, la C.T. de As Pontes (Endesa S.A.) es responsable de la mayor parte de las emisiones hasta 2008. A principios de ese año en As Pontes se completó la transformación iniciada en 2005 para dejar de utilizar como combustible la mezcla de lignito pardo, extraído directamente de la mina anexa, y carbón subbituminoso de importación. Desde 2008, el combustible utilizado es 100% carbón importado, con una cantidad de azufre 18 veces menor que el lignito extraído de la mina de As Pontes (ENDESA, 2011). En la C.T. de Meirama en 2008, además de la sustitución del carbón local, los combustibles auxiliares (fueloil y gasoil) fueron sustituidos por gas natural. Estos cambios han sido determinantes en la disminución de las emisiones de SO_x, aunque también influyen en los demás contaminantes.

Para las emisiones de CO la tendencia no es tan clara. Las dos instalaciones más significativas son Alcoa Aluminio Español y Alcoa Inespal, dedicadas a la industria del aluminio. Los procesos de transformación de alúmina en aluminio generan grandes cantidades de CO, al liberarse en forma de CO y CO₂ el oxígeno de la alúmina al contacto con los ánodos de carbono (U.S. EPA, 1997-2012). Cualquier variación en la producción en cualquiera de estas dos instalaciones, se verá directamente reflejado en las emisiones.

3.6. EVALUACIÓN DEL REGISTRO EPER/PRTR

3.6.1. PRTRval

El procedimiento de evaluación que permite incorporar al inventario de emisiones las emisiones declaradas al EPER o PRTR, es en sí un procedimiento para la comprobación de los valores declarados. Así, la metodología de evaluación de las emisiones desarrollada en el apartado 3.3.2, puede modificarse para ser utilizada como herramienta de apoyo los procesos de comprobación de las emisiones PRTR antes de su publicación. El algoritmo de evaluación modificado para su utilización en el proceso de evaluación anual que deben realizar las autoridades regionales, como requisito previo a la publicación del registro PRTR se muestra en la Figura 3.12.

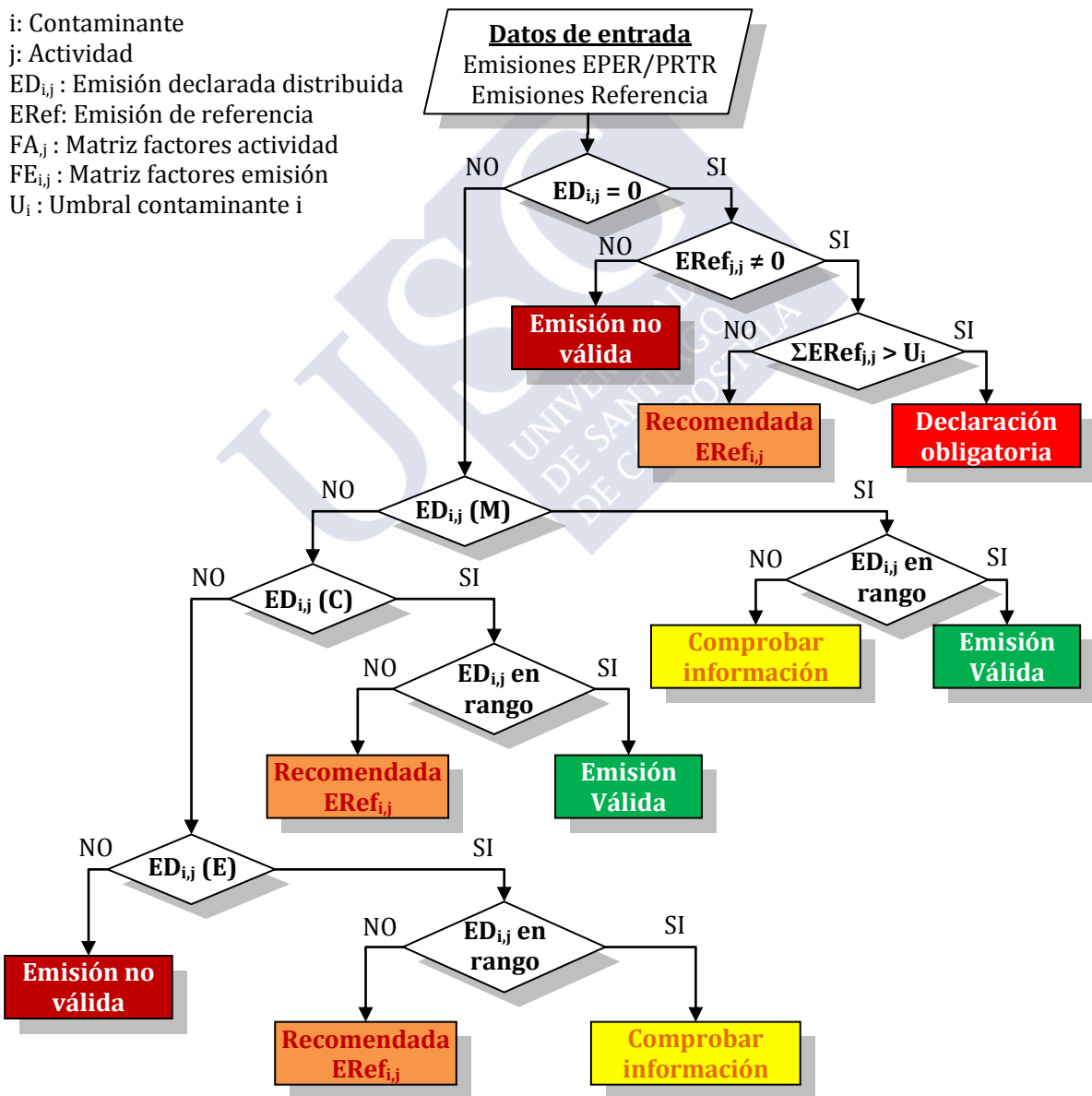


Figura 3.12. Algoritmo de evaluación de las emisiones declaradas al PRTR (Dios et al., 2012a)

En el algoritmo de la Figura 3.12 se ha representado mediante un código de colores la aceptación de una emisión declarada (verde), el rechazo (rojo oscuro), la “obligatoriedad” de incluir una emisión en la declaración (rojo vivo), las recomendaciones (naranja), y los casos en que es necesario un análisis detallado (amarillo). En el algoritmo, el concepto de umbral se emplea como indicador para determinar si una emisión se considera o no relevante en una instalación. En caso de detectarse errores o inconsistencias en las emisiones declaradas con este algoritmo, se corregirán empleando los valores suministrados por las instalaciones cuando sea posible, y cuando no, se sustituirá la emisión declarada por la emisión de referencia, calculada según la metodología del apartado 3.3.1.

Desde hace años, la Universidad de Santiago de Compostela colabora en el proceso de evaluación de las emisiones suministradas a los Registros Europeos de emisiones, aportando la metodología para la evaluación y las correcciones sugeridas utilizando el algoritmo de la Figura 3.12. En este caso, las autoridades regionales han impuesto un margen muy amplio de aceptación, fijándose en un factor 3, es decir, una emisión declarada será aceptada si cae dentro del rango definido por 1/3 y 3 veces la emisión de referencia. Como siguiente paso en esta colaboración, se ha desarrollado una aplicación web PRTRval (Figura 3.13), que sistematiza el procedimiento descrito.



Figura 3.13. Página de inicio de la aplicación PRTRval de apoyo a la evaluación de las emisiones PRTR

3.6.2. Análisis de errores

Con la metodología y herramientas descritas en el apartado anterior, se ha realizado un análisis de los errores cometidos por las instalaciones en la declaración de las emisiones al registro EPER para el año 2006 y PRTR para los años 2008 y 2010.

Se han analizado los pares emisión total del contaminante i en la instalación n , asignándole a cada par el error o errores observados durante el proceso de evaluación. Una misma emisión declarada puede verse afectada por más de una causa de error. Ha de indicarse además que los errores cometidos fueron corregidos prácticamente en su totalidad, con la aportación de información complementaria, o la corrección de los cálculos realizados. Para el análisis de los errores, se ha establecido una clasificación según su naturaleza de los errores más comunes. En la Tabla 3.10 se definen y describen los tipos de error identificados.

Tabla 3.10. Definición de los errores más comunes cometidos por las instalaciones que declararon sus emisiones al PRTR 2008 y 2010 de Galicia (Dios et al., 2012a)

TIPO DE ERROR	DESCRIPCIÓN DEL ERROR
TIPO 1 No declaración	1.1 Asunción de no verse afectado por el RD 508/2007
	1.2 Focos emisores no contabilizados
	1.3 Omisión de sustancias con emisiones potencialmente significativas que deberían incluirse en la declaración.
TIPO 2 Falta de información	2.1 Parámetros de actividad: Consumos, producción, horas de funcionamiento, concentración, caudal de gases...
	2.2 No justificación del cálculo
	2.3 Analíticas y métodos de análisis
	2.4 Falta total de información
TIPO 3 Errores de cálculo	3.1 Identificación errónea de la emisión con otro parámetro
	3.2 Error de unidades
	3.3 Error en la combinación de varios focos
	3.4 Errores específicos: identificación de partículas totales por PM ₁₀ , identificación de COT por NMVOC...
	3.5 Selección errónea del factor de emisión.
	3.6 Error de cálculo general
TIPO 4 Errores menor nivel	4.1 No se alcanza el valor límite de detección del método analítico, la emisión se declara como el 10 - 50% de dicho límite (según criterio)
	4.2 Variación del límite de detección en distintas analíticas.
	4.3 Notificación errónea del método empleado
	4.4 Medidas de escasa representatividad o de otro año
TIPO 5 Declaración cero	No se realizaron medidas ni existen factores de emisión para su estimación. No se acepta declaración cero.
TIPO 6 Otros	Errores no subsanados en la ampliación y que suponen directamente la no aceptación de la emisión declarada

El resultado del análisis de errores se muestra en la Figura 3.14. Se han incluido en la figura los porcentajes absolutos de la ocurrencia de cada uno de los tipos de error. Por ejemplo, para el año 2006, la cantidad de emisiones declaradas a la atmósfera fue de 661 (emisión del contaminante *i*, procedente de la instalación *n*); y en este período de declaración, únicamente el 23.7% de las emisiones carecían de algún tipo de error. Este porcentaje aumenta en 2008, alcanzándose un porcentaje de declaraciones sin error del 29.6%, en este caso, de un total de 1183. En 2010, de 1083 declaraciones, este porcentaje alcanzó el 48.4%.

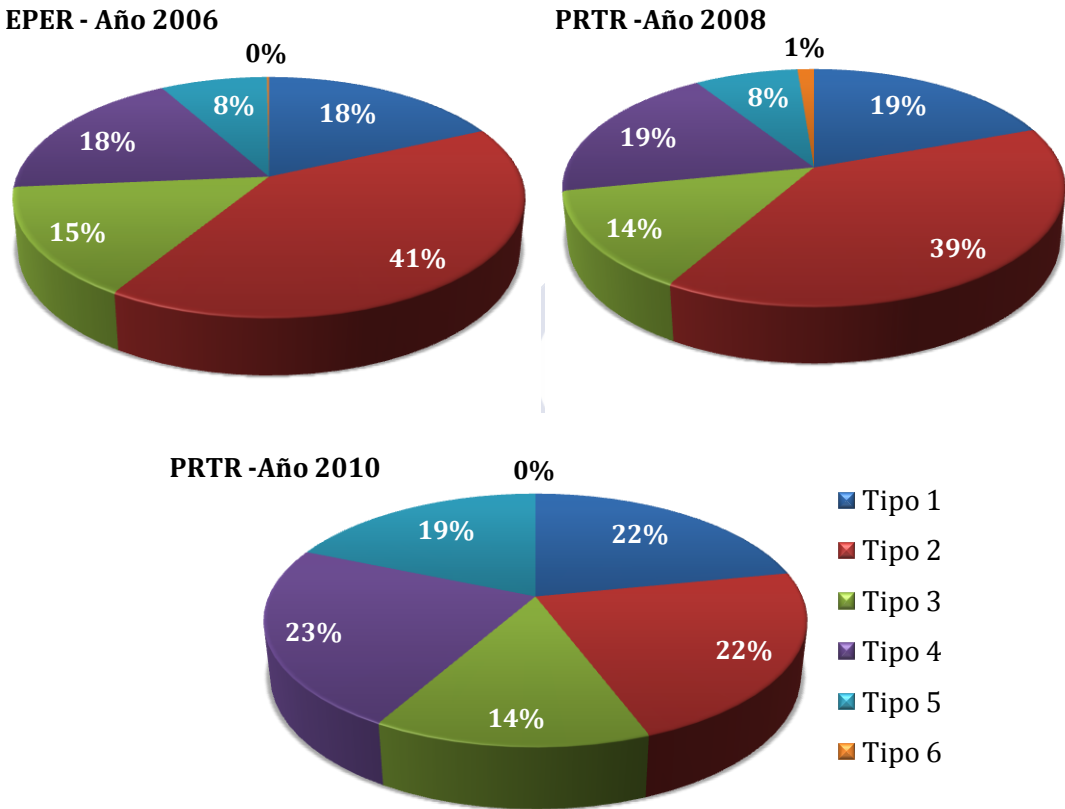


Figura 3.14. Análisis estadístico de los errores en la declaración de las emisiones al registro EPER y PRTR en los años 2006, 2008 y 2010

Analizando más en detalle las causas de error, se realiza una comparativa entre los errores tipo 2 y 3 en los distintos períodos considerados (Figura 3.15), por tratarse de los de mayor ocurrencia (conjuntamente suponen el 56, 53 y 36% del total de los errores cometidos, respectivamente).

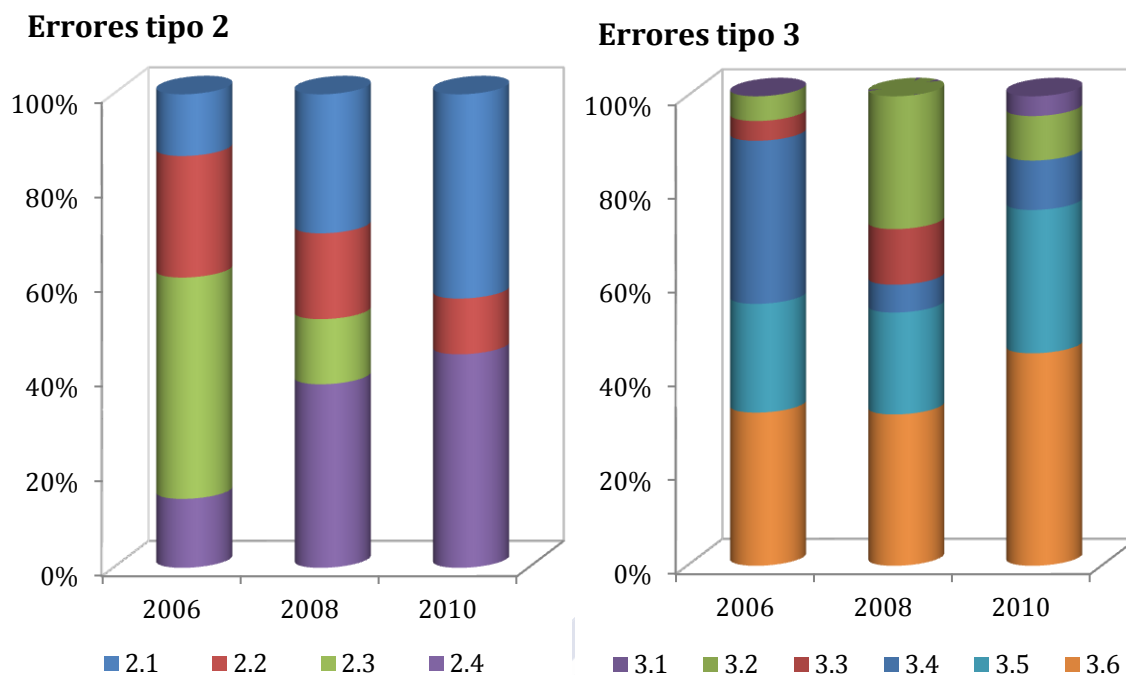


Figura 3.15. Análisis comparativo de los errores tipo 2 y tipo 3 en los períodos 2006, 2008 y 2010

En cuanto a los errores tipo 2, o de falta de información, es importante destacar el porcentaje de los mismos en los que no se envía ningún tipo de información que justifique los cálculos realizados o las medidas realizadas (error clasificado como 2.4). Para los errores de tipo 3, o errores de cálculo, es importante destacar el porcentaje de los mismos que se deben a errores de cálculo general, que deberían ser corregidos ya en la propia instalación tras la lógica revisión de la información que ha de ser suministrada.

Este análisis permite cuantificar las mejoras en los datos declarados, remarcando la importancia de la obtención de unos datos de emisiones realistas dentro de los registros EPER y PRTR, que puedan ser utilizados en otro tipo de aplicaciones. Esta mejora en los porcentajes es resultado de la cada vez mayor conciencia ambiental por parte de las instalaciones, y a la experiencia adquirida de los años anteriores. Sin embargo, es importante destacar que todavía para el período 2010 más del 50% de las emisiones declaradas requieren algún tipo de información adicional o corrección, y que muchos de estos errores observados se repiten año tras año en la misma instalación y para el mismo contaminante (Dios et al., 2012a).

3.7. CONCLUSIONES

En este capítulo, se ha desarrollado una metodología para el cálculo y la evaluación de las emisiones industriales de Galicia mediante una estrategia *bottom-up*. Esto permite considerar cada una de las instalaciones de manera individual, incorporando información específica de cada instalación; dando validez al inventario obtenido por ser detallado, riguroso y perfectamente aplicable en inventarios de carácter general, que incluya todo tipo de fuentes de emisión.

Este inventario de las instalaciones industriales de Galicia, en continuo desarrollo, se compone de la información suministrada al registro PRTR y otras iniciativas de carácter público. Se han recopilado datos no sólo de los valores de emisión si no también, datos de actividad, tecnología, medidas de control de emisiones, factores de emisión (específicos para ciertas instalaciones y estándar recopilados de las principales fuentes de referencia), localización geográfica exacta de la emisión (para emisiones canalizadas), etc. Se ha tratado de sistematizar, en la medida de lo posible el proceso para la obtención del inventario, para conseguir un inventario adaptable y fácilmente actualizable año a año.

En el análisis de los inventarios EPER y PRTR, utilizados como base en el desarrollo del inventario, permite identificar cambios sectoriales, tecnológicos, en la producción, etc., ocurridos en el tejido industrial de Galicia en los últimos años. Así, se constatan diferencias importantes en las emisiones, tanto en número de instalaciones, en la contribución de los distintos sectores o incluso en el método de declaración, en función del contaminante considerado. La mayoría de estas variaciones pueden justificarse en los cambios tecnológicos en los procesos productivos, a excepción de las emisiones de CO, que únicamente podrían explicarse por una baja eficiencia de las unidades de combustión.

Capítulo 4.

ESCALA REGIONAL (II)

Evaluación mixta bottom-up/top-down sobre el NO de la Península Ibérica

4.1. OBJETIVO

4.2. INTRODUCCIÓN

4.2.1. Alcance

4.2.2. Actualización del inventario EMEP

4.3. METODOLOGÍA

4.3.1. Descripción de la metodología

4.3.2. Segregación espacial mediante el uso de GIS

4.3.3. Integración del inventario de Portugal

4.4. SECTORES INDUSTRIALES (S1, S3, S4)

4.4.1. Estrategia *bottom-up*

4.4.2. Estrategia *top-down*

4.4.3. Evaluación de las emisiones industriales vs EMEP

4.5. TRANSPORTE POR CARRETERA (S7)

4.5.1. Modelo de emisiones de tráfico: COPERT4

4.5.2. Estrategia *bottom-up*

4.5.3. Estrategia *top-down*

4.5.4. Evaluación de las emisiones de tráfico vs EMEP

4.6. AGRICULTURA (S10)

4.6.1. Estrategia *bottom-up*

4.6.2. Estrategia *top-down*

4.7. FOCOS DE ÁREA REFERIDOS A LA POBLACIÓN (S2, S6)

4.7.1. Estrategia *top-down*

4.7.2. Evaluación de las emisiones residenciales vs EMEP

4.8. OTROS SECTORES (S5, S8, S9)

4.9. APLICACIONES DEL INVENTARIO DE EMISIONES DESARROLLADO

4.9.1. Aplicación PRESAXIO

4.9.2. Proyección de inventarios: Zonificación

4.10. ANÁLISIS DE LA ACTUALIZACIÓN DEL INVENTARIO EMEP 2008

4.11. CONCLUSIONES

4.1. OBJETIVO

En este capítulo se describe el desarrollo y aplicación de una metodología combinada de estrategias *bottom-up* y *top-down* para la obtención de un inventario de emisiones de alta resolución, basado en EMEP y otras fuentes de información pública (inventario PRTR, información estadística, etc) para la región Noroeste de la Península Ibérica. Esta metodología mixta ha sido desarrollada con apoyo de un Sistema de Información Geográfica GIS.

Se calcularán de manera detallada las emisiones de las principales fuentes industriales y de tráfico (ciudades de más de 50000 habitantes y principales autovías y autopistas); considerando las emisiones industriales como fuentes puntuales. Las emisiones de las demás fuentes en área serán obtenidas a partir del inventario EMEP, estableciéndose una metodología de segregación espacial que considera distintos parámetros de distribución, en función del tipo de fuente.

Se ha trabajado en colaboración con el *Grupo de Emissões Modelação e Alterações Climáticas* de la Universidad de Aveiro, para la integración del inventario desarrollado sobre Galicia con el inventario de Portugal.

4.2. INTRODUCCIÓN

El programa EMEP tiene como objetivo fundamental la recopilación y análisis de los datos de emisiones y el suministro regular de información contrastada y verificada a la comunidad política y científica. Así, las emisiones de los principales contaminantes, aerosoles y metales pesados son suministradas por sector y, actualmente, geográficamente referenciadas sobre la malla EMEP de 50 x 50 km² de resolución.

La aplicación del inventario EMEP se basa en la estrategia *top-down*, es decir, las emisiones son calculadas para un área global y luego redistribuidas atendiendo a distintos parámetros en función la fuente de emisión. Esta aproximación tiene una eficacia aceptable para aplicaciones a escala Europea, pero a escala regional no es suficiente. La caracterización de las emisiones a esta escala requiere la recopilación de información específica sobre la región: perfiles energéticos, características de la flota de vehículos, distribución de la densidad de población, usos del suelo, etc. La resolución del inventario EMEP no es capaz de representar la variabilidad interna de cada celda de 50 x 50 km², especialmente al tratar de incorporar instalaciones industriales, núcleos de población, etc. (Butler et al., 2008).

Una estrategia *bottom-up* mejoraría la precisión de las emisiones, al estar basada en el cálculo detallado de cada una de las fuentes emisoras, incluyendo información específica del área o la instalación considerada. Sin embargo, por razones prácticas el establecimiento de un inventario de emisiones antropogénicas general no es viable a

través de una estrategia *bottom-up*. La caracterización de todas y cada una de las fuentes y actividades emisoras es inalcanzable y supondría la recopilación y manejo de una gran cantidad de información, que no siempre estará disponible, y un gran esfuerzo de cálculo.

Debido a que la estrategia *bottom-up* es un procedimiento demasiado complejo y a que la precisión y distribución de las emisiones resultantes de una estrategia *top-down* puede no ser adecuada, se propone una metodología mixta, combinando ambas aproximaciones a partir de fuentes de información pública (Maes et al., 2008).

En esta metodología mixta se tomó como base la estructura y procedimientos de cálculo de CORINAIR (EEA, 2009a), por lo que el inventario desarrollado es comparable con otros inventarios a nivel europeo y el propio inventario EMEP (Saarinen, 2003a; Dennis et al., 2009). Además, por tratarse de una metodología basada en información pública, es posible mejorar y actualizar periódicamente el inventario,.

La información necesaria para la distribución espacial de las fuentes de emisión en las celdas de la malla se ha implementado mediante un Sistema de Información Geográfica GIS. La capacidad de los programas GIS para distribuir espacialmente una magnitud, intersecar áreas o territorios, calcular parámetros de segregación, el establecimiento y/o la intersección con mallas regulares, etc., los convierte en herramientas indispensables en este tipo de aplicaciones ambientales. En este caso, se ha empleado el ArcGIS® Desktop 10, con interfaz ArcMap (ESRI, 2011). Este software ha permitido un óptimo procesado y representación de los datos de emisión, y la posibilidad de que el inventario desarrollado sea aplicado directamente en modelos de calidad del aire (Karvosenoja, 2008).

4.2.1. Alcance

El inventario se ha desarrollado a nivel regional, para el Noroeste de la Península Ibérica, con especial interés en Galicia. Es importante señalar que la escala regional en este contexto no equivale estrictamente a la *regional scale*. Esta última se correspondería con dominios del orden de cientos a miles de km que, en Europa, podría abarcar todo el continente. La escala que abarca Galicia se correspondería con una *urban scale* ampliada. En consecuencia, este inventario elaborado a escala regional precisa de un nivel de detalle mayor (tanto espacial como en la caracterización de focos emisores) que el de otros inventarios a escala europea, como el inventario EMEP.

En la Figura 4.1 se muestra el dominio considerado para el desarrollo de la metodología mixta del cálculo de emisiones. Se propone una resolución de 3 x 3 km², frente a los 50 x 50 km² de las celdas EMEP. El dominio abarca un área de 390 x 450 km², en 19500 celdas de 3 x 3 km² (coordenadas i: 1-130, y j: 1-150).

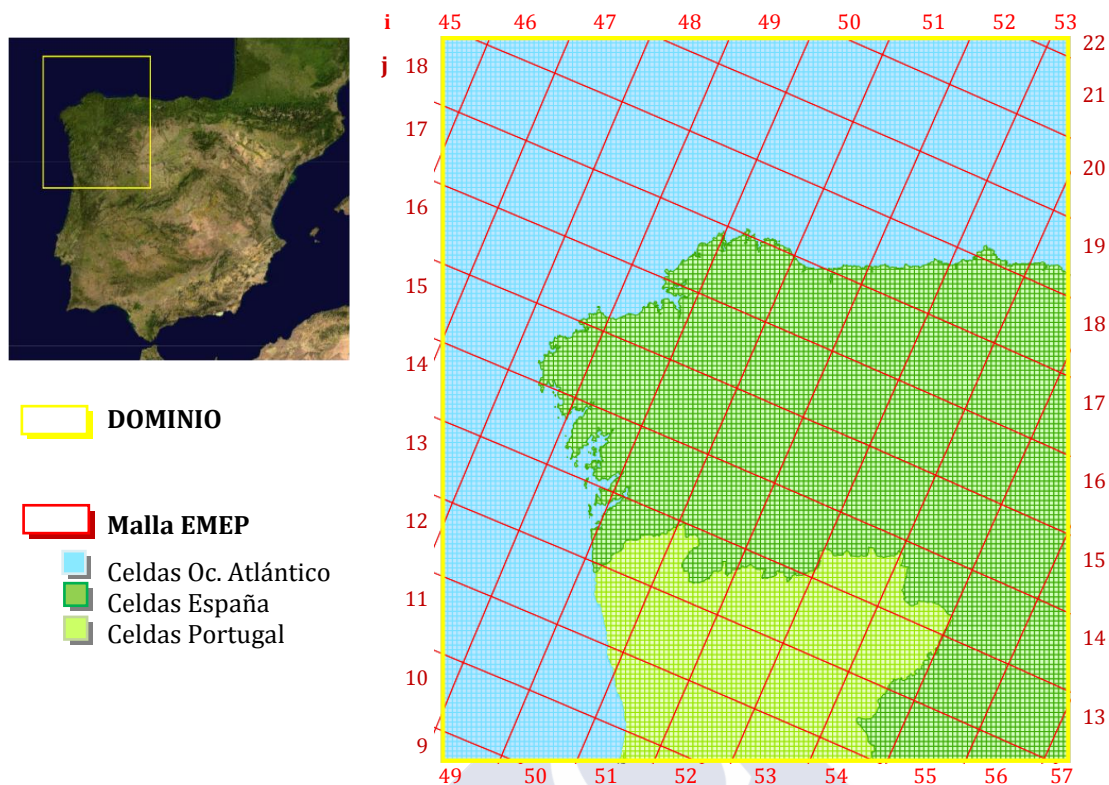


Figura 4.1. Dominio en el que se ha aplicado la metodología mixta *top-down* y *bottom-up*: Representación sobre el dominio de la malla de 3 x 3 km² y la malla EMEP

La aplicación del inventario de emisiones desarrollado en la modelización de la calidad del aire de Galicia justifica la elección de este dominio ampliado más allá de las fronteras administrativas gallegas. Para un correcto desempeño del modelo, es necesario incluir las áreas limítrofes con fuentes potencialmente significativas. Es por ello que se incluyó parte del corredor marítimo del Atlántico, con un tráfico superior a los 42000 buques durante el año 2008 (SASEMAR, 2008); la costa norte de Portugal, una zona altamente poblada e industrializada; y la zona más occidental de las Comunidades de Asturias y Castilla León, también con un alto desarrollo industrial.

En cuanto a los sectores y contaminantes considerados, se ha limitado el estudio a los contaminantes y sectores antropogénicos recogidos en EMEP. Los contaminantes pueden agruparse como: contaminantes principales (CO, NH₃, NMVOC, NO_x y SO_x), partículas (PM_{COARSE} y PM_{2.5}) y metales pesados (Cd, Hg, Pb). En cuanto a los sectores, se incluyen los SNAP S1 a S10.

La metodología será desarrollada para el año 2008, por lo que se recopilará la información EMEP correspondiente para ese año, y los parámetros de actividad y estadísticos necesarios.

4.2.2. Actualización del inventario EMEP

Las emisiones EMEP se construyen a partir de la combinación de la información oficial reportada por los países firmantes, y la estimación elaborada por expertos para corregir datos “sospechosos” o datos que directamente faltan; y son sometidas a diversos procedimientos de revisión y control (CEIP, 2007). Generalmente, las emisiones EMEP de un año n son suministradas aproximadamente dos años después. Así, inicialmente el inventario mixto desarrollado se elaboró a partir de las emisiones EMEP 2008, descargadas de la página del CEIP en el año 2011 (CEIP, 2008a); siendo este inventario derivado de las emisiones EMEP *originales* el utilizado en algunas de las publicaciones resultantes de esta tesis: Borrego et al. (2012); Dios et al. (2012b) o Rodríguez et al. (2012).

Sin embargo, en junio de 2012 se produjo una actualización con carácter retroactivo de las emisiones EMEP para el año 1990, y para el período 2000 a 2010. Esta actualización se fundamentó en las comprobaciones y análisis de los datos reportados, con el objetivo de mejorar la calidad de los datos de emisión y presentar un enfoque común con otras iniciativas de carácter público, como la UNFCCC (UNFCCC, 1992), la Directiva Europea de Techos Nacionales de Emisión TNE (European Commission, 2001b), o el Registro PRTR a nivel europeo (EEA, 1995-2009).

Ante las diferencias observadas en las emisiones EMEP 2008 tras la actualización, y analizadas en profundidad en la sección 4.10 del presente capítulo, se aplicó de nuevo la metodología desarrollada a las emisiones EMEP 2008 actualizadas (CEIP, 2008b), cuyos resultados son los mostrados en los siguientes apartados.

4.3. METODOLOGÍA

En el desarrollo de la metodología se ha tratado de priorizar aquellos sectores que suponen una mayor aportación a las emisiones globales; aunque también se ha considerado la incertidumbre y la dificultad a la hora de recalcular o distribuir geográficamente las emisiones (MacArthur et al., 2009). En la Figura 4.2, se representan las contribuciones a los contaminantes principales de los distintos sectores SNAP de las celdas EMEP ubicadas en el dominio de estudio durante el período 2001 a 2008.

Se ha simbolizado por separado la contribución terrestre del sector S8 Tráfico *off-road* y el tráfico marítimo S8 y S8B, como se establece en el inventario EMEP. No se han incluido los metales pesados, por su escasa representatividad. Cualquier emisión de partículas llevará metales pesados; que no están contabilizados con precisión para sectores como la combustión doméstica, la industria mineral o las pequeñas instalaciones industriales (Kakareka & Kukharchyk, 2010).

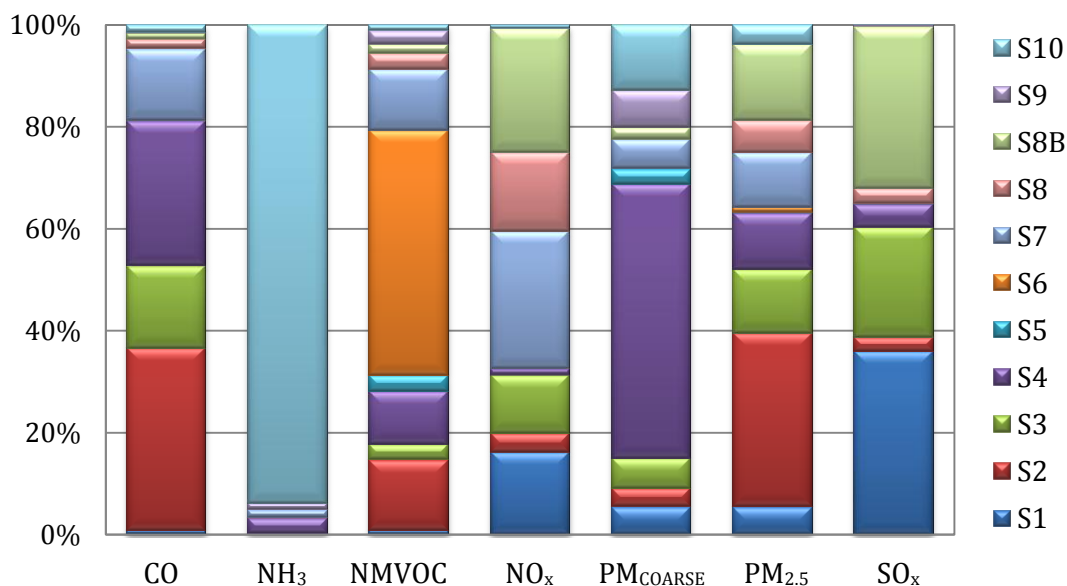


Figura 4.2. Aportación porcentual de los sectores SNAP a las celdas del dominio. Año 2008. Elaboración propia a partir de CEIP (2008b)

Del análisis de la Figura 4.2 y la dificultad de estimación para cada sector se destaca:

- La gran importancia que tienen los sectores industriales S1, S3 y S4, que serán considerados como prioritarios en el desarrollo del inventario de emisiones. La información relativa a este sector es relativamente fácil de encontrar en fuentes de información pública, aunque es necesario revisarla detalladamente.
- La contribución de los sectores del transporte, y especialmente, los vehículos *off-road*, a contaminantes como el NO_x. En el caso del transporte por carretera, las emisiones pueden estimarse a partir de factores de actividad de tipo estadístico, como la densidad de tráfico; sin embargo, la caracterización del tráfico *off-road* es mucho más problemática, ya que sería necesario disponer de factores muy específicos y variables como el censo útil o el número de horas de funcionamiento de los vehículos y la maquinaria.
- La gran aportación de sectores domésticos, como la combustión no industrial S2 en contaminantes como el CO o PM_{2.5}. o el uso de disolventes S6, para NMVOC. En este caso, la estimación de las emisiones en detalle se hace inviable, ya que sería necesario disponer de consumos y características de productos como pinturas, adhesivos, productos de higiene y limpieza, etc.
- La preponderancia del sector agrícola y ganadero, S10, en las emisiones de NH₃. La actividad ganadera puede considerarse como un sector industrial más, (tal y como ya es contemplado en el inventario PRTR) cuya finalidad es la producción de alimentos o materias primas; y sus emisiones se calcularán a partir de factores de actividad como el número de cabezas en una explotación. Dentro del sector

agrícola, procesos potencialmente emisores de NH₃, como la aplicación de fertilizantes o la quema de residuos agrícolas, son más difíciles de caracterizar.

- La escasa significancia de sectores como S5 o S9, que generan unas emisiones muy por debajo de los demás sectores.

4.3.1. Descripción de la metodología

Para la descripción de la metodología es necesario diferenciar dentro del dominio las emisiones sobre Portugal, Galicia y el resto de España.

Para las emisiones de Portugal, se aplicó directamente una estrategia *top-down*, pero a partir de las emisiones desagregadas a nivel submunicipal (*freguesía*) desarrolladas y suministradas por el GEMAC (*Grupo de Emissões Modelação e Alterações Climáticas do Departamento de Ambiente e Ordenamento*) de la Universidad de Aveiro. En este inventario, sólo las fuentes industriales más significativas han sido consideradas como fuentes puntuales (sólo 3 en todo el dominio portugués). Las demás fuentes, ya sean industriales o de área, se han distribuido hasta nivel municipal y submunicipal atendiendo a distintos criterios en función del sector: población, consumo de combustibles, etc. (Monteiro et al., 2007).

Para Galicia se ha desarrollado una metodología detallada a partir del análisis de la Figura 4.2 aplicando, según el sector, las estrategias *top-down* y *bottom-up*; o, en ocasiones, una combinación de ambas. Esta metodología mixta combina las emisiones obtenidas directamente a partir de medidas y/o factores específicos, y que son suministradas a las organizaciones gubernamentales, en cumplimiento de las normativas vigentes, como el PRTR o UNFCCC; con emisiones estimadas, a partir de la aplicación de factores de emisión estándar y los correspondientes factores de actividad; o emisiones extraídas directamente del inventario EMEP y distribuidas espacialmente atendiendo a diferentes criterios.

Para las áreas de Castilla León y Asturias contenidas en el dominio, se han tratado como emisiones puntuales aquellas instalaciones industriales para las que existía información pública suficiente, tanto para el cálculo como para la evaluación de las mismas. Estas emisiones puntuales se han obtenido aplicando la metodología ya establecida para las emisiones industriales de Galicia. Para los demás sectores, se ha considerado una distribución uniforme de las emisiones EMEP.

En la Tabla 4.1 se define la estrategia específica considerada para cada sector, recogiendo además la información necesaria para el cálculo y/o la redistribución de las emisiones, cuyos procedimientos se desarrollarán en los siguientes apartados.

Tabla 4.1. Resumen del procedimiento de inventario mixto aplicado a Galicia e información necesaria para la caracterización de los distintos sectores (Borrego et al., 2012)

SECTOR Y CÓDIGO SNAP	EMISIONES	APROXIMACIÓN E INFORMACIÓN RECOPIADA
Industrial S1, S3, S4	Calculadas + EMEP	<p><i>Bottom-up</i> para las principales instalaciones industriales (inventario Capítulo 3, extendido con 34 instalaciones de Castilla y León y 3 en Portugal).</p> <ul style="list-style-type: none"> - Emisiones medidas (Aplicación de las metodologías de cálculo y evaluación del Cap. 3) - Factores de actividad: producción, consumos... - Tecnología y sistemas de control de emisiones - Factores de emisión <p><i>Top-down</i> emisiones residuales</p> <ul style="list-style-type: none"> - Distribución: uniforme
Residencial y comercial S2, S6	EMEP	<p><i>Top-down</i> emisiones EMEP</p> <ul style="list-style-type: none"> - Distribución: densidad de población municipal
Tráfico S7	Calculadas	<p><i>Cálculo de las emisiones totales de Galicia</i></p> <ul style="list-style-type: none"> - Consumo total anual de combustibles - Perfiles de tráfico y caracterización de la flota de vehículos en circulación <p><i>Bottom-up</i>: ciudades (> 50000 habitantes) y autopistas/autovías.</p> <ul style="list-style-type: none"> - Información de tráfico interno/flotante en ciudades - Información de los contadores de tráfico en las principales autopistas y autovías. <p><i>Top-down emisiones</i> residuales</p> <ul style="list-style-type: none"> - Distribución: Flota de vehículos por municipio
Agricultura S10	Calculadas + EMEP	<p><i>Bottom-up</i> para las granjas identificadas.</p> <ul style="list-style-type: none"> - Producción ganadera y caracterización de los sistemas de gestión de residuos <p><i>Top-down emisiones</i> residuales</p> <ul style="list-style-type: none"> - Distribución: Usos del suelo
Otros S5, S8, S9	EMEP	<p><i>Top-down</i> emisiones EMEP</p> <ul style="list-style-type: none"> - Distribución: uniforme

4.3.2. Segregación espacial mediante el uso de GIS

Los parámetros empleados en la distribución espacial dependen del tipo de fuente de emisión y sus características espaciales. Así, las fuentes puntuales calculadas mediante una aproximación *bottom-up*, pueden ser localizadas geográficamente, y por lo tanto, no se requieren parámetros de distribución. Sin embargo, para las fuentes en área y en línea, obtenidas mediante *top-down*, la segregación espacial requiere de un procedimiento matemático para distribuir las emisiones sobre el área específica. Esta segregación se realizará siguiendo un procedimiento en etapas, utilizando como base parámetros geográficos e información estadística (Dai & Rocke, 2000).

En primer lugar, se desarrolla una base de datos georreferenciada de las actividades emisoras: se identifican y localizan las actividades emisoras, y se establecen sus niveles de actividad. Posteriormente, el área de estudio es desagregada en subniveles, dependientes del parámetro de distribución, y a continuación, en la malla regular establecida. Esto se realiza por medio de operaciones de superposición e intersección espacial (Figura 4.3). En la Figura 4.3, A_T , representa el área total, E_i , las emisiones georreferenciadas; P_{Di} , los parámetros de distribución y $C_{i,j}$ las celdas de la malla regular, de coordenadas i, j .

Este procedimiento aunque metodológicamente es sencillo, es diferente en función del sector y requiere una gran cantidad de cálculos, para intersecar las emisiones EMEP, las emisiones calculadas, los límites administrativos, los usos del suelo, etc. De las 19500 celdas de las que consta el dominio, durante la segregación espacial en cada sector se generan miles de cortes.

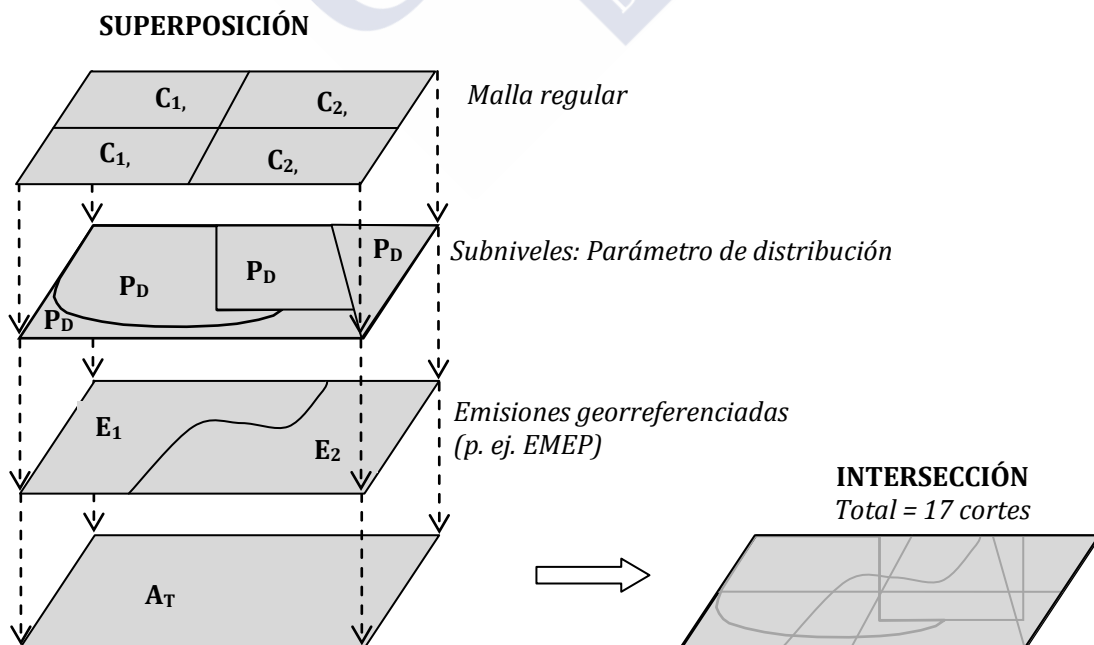


Figura 4.3. Representación de los procesos de superposición e intersección con GIS

Posteriormente, para cada uno de estos cortes se asignan los parámetros o indicadores de distribución asignados. Estos indicadores especifican la fracción de las emisiones asignadas a cada corte (Dennis et al., 2009). Tomarán valores mayores o iguales a cero y menores o iguales a uno y multiplican a la emisión total o a la emisión asignada al subnivel para obtener la emisión correspondiente al corte. Si se considera una distribución uniforme, el indicador será el porcentaje del área sobre el total. Si se considera como parámetro de distribución la población, el indicador se calculará por la combinación del ratio de áreas y el ratio entre la población asignada a dicha área y la población total. Como aproximación se considera que los indicadores varían linealmente con las características geográficas de la fuente de emisión y su nivel de actividad (Hamal, 2008).

El paso final es ya la suma de las emisiones correspondientes a cada uno de los cortes, que componen la celda de la malla de coordenadas i, j .

El hecho de emplear la tecnología GIS en la segregación de forma sistemática aumenta el poder analítico de la metodología, en cuanto a que su estructura es muy flexible, los modelos derivados de información estadística están ampliamente disponibles y son fácilmente actualizables. Sin embargo, debe mencionarse que GIS implícitamente no mejora la resolución o la precisión de las emisiones, si no se aplican los parámetros de distribución adecuados (Parra et al., 2006).

4.3.3. Integración del inventario de Portugal

Para la integración del inventario de Portugal en el dominio de estudio, ha sido necesario ajustar la resolución del inventario desarrollado a nivel submunicipal a la resolución propuesta de $3 \times 3 \text{ km}^2$. El área de estas unidades submunicipales (*freguesías*) es en muchos casos similar al del área de las celdas consideradas, por lo que no se ha considerado ningún parámetro de distribución.

Para esta segregación se ha extendido la malla inicialmente definida de 130 por 150 celdas de $3 \times 3 \text{ km}^2$, a una malla de 134 por 300 celdas. A modo de ejemplo, en la Figura 4.4 se muestra el procedimiento de ajuste de resolución mencionado, aplicado para las emisiones de NO_x del sector S2, combustión no industrial. Pueden observarse los altos niveles de emisión de las fuentes de combustión residenciales en el área metropolitana de Oporto y Lisboa (Borrego et al., 2012).

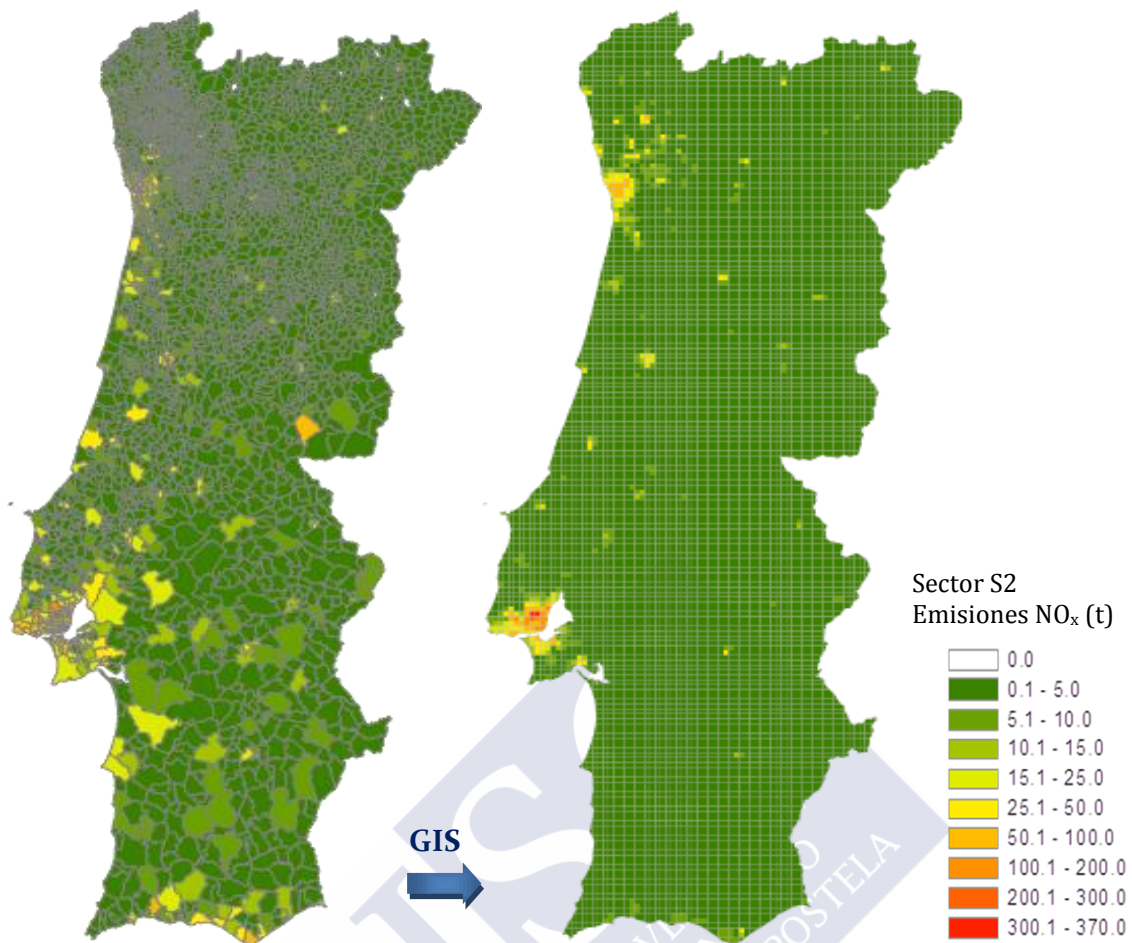


Figura 4.4. Cambio a la resolución de 3 x 3 km² de las emisiones del inventario de Portugal. Sector: S2 Combustión no industrial. Contaminante: NO_x

4.4. SECTORES INDUSTRIALES (S1, S3, S4)

Para la caracterización de los sectores industriales ha sido necesaria la aplicación de ambas estrategias de cálculo: *bottom-up* y *top-down*.

4.4.1. Estrategia *bottom-up*

El inventario de emisiones industriales para el año 2008 desarrollado siguiendo la metodología definida en el Capítulo 3 se ha obtenido mediante una estrategia *bottom-up*, al considerar las instalaciones de modo exhaustivo e independiente, considerando las medidas experimentales, tecnologías y factores de emisión específicos de cada instalación. Se ha extendido este inventario en 34 instalaciones más situadas en Asturias y Castilla León.

Para estas fuentes puntuales, no es necesario realizar una segregación espacial, ya que las instalaciones industriales inventariadas se situarán directamente en sus correspondientes coordenadas geográficas (Figura 4.5). Se han representado también las instalaciones industriales localizadas en Portugal, y consideradas como fuentes puntuales en el inventario desarrollado por el GEMAC (Monteiro et al., 2007)

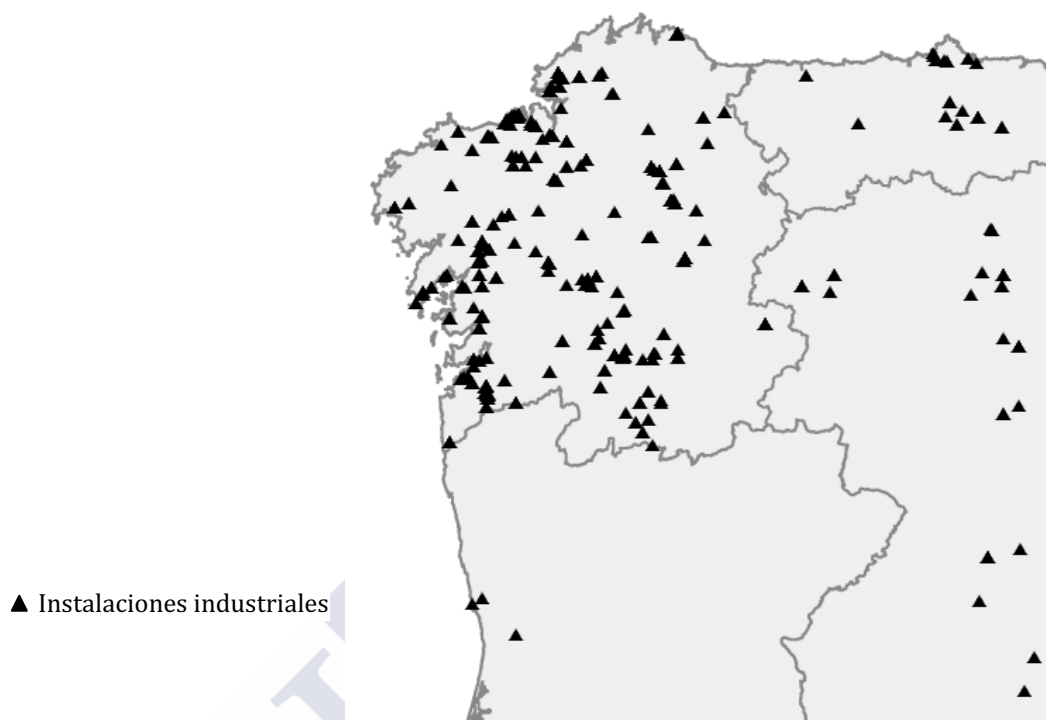


Figura 4.5. Instalaciones industriales consideradas como focos puntuales en Galicia, Asturias, Castilla y León (estrategia *bottom-up* de cálculo y evaluación) y Norte de Portugal (Inventario GEMAC)

Para la integración del inventario desarrollado en el Capítulo 3 y extendido con las instalaciones de Asturias y Castilla León en el inventario de fuentes antropogénicas, ha sido necesario adaptar las emisiones a la nomenclatura SNAP y los sectores correspondientes a la industria: S1, S3 y S4. Debido a que el inventario desarrollado está desagregado en unidades básicas, ha sido relativamente sencillo realizar esta adaptación considerando: en S1 las unidades generadoras de energía, ya sean instalaciones de producción directamente, o cogeneración; S3, las unidades que implican algún proceso de combustión; y S4, las demás unidades.

Las emisiones obtenidas para el inventario de fuentes industriales mediante la aproximación *bottom-up* se recogen en la Tabla 4.2, para los contaminantes y sectores EMEP industriales: S1, S3 y S4. Se ha representado el porcentaje de emisiones que ha sido obtenido directamente de información pública del registro PRTR (2012).

Tabla 4.2. Emisiones industriales totales de los contaminantes considerados por EMEP (en t) distribuidos por SNAP, y contribución de las emisiones (en %) obtenidas directamente de fuentes de información pública (I.P.) (Dios et al., 2012b)

SNAP	EMISIONES (t)									
	CO	Cd	Hg	NH ₃	NMVOC	NO _x	PM _{COARSE}	PM _{2.5}	Pb	SO _x
S1	5311	0.17	0.15	557	365	43255	405	5340	0.35	45664
S3	22627	0.27	0.53	193	990	9254	116	946	1.51	18968
S4	5148	0.24	0.05	3606	14615	9151	357	2571	2.19	17586
Total	33087	0.68	0.73	4356	15970	61660	878	8857	4.05	82217
% I.P.	23.5%	36.3%	86.6%	8.4%	62.6%	96.4%	46.1%		0.0%	79.9%

Las contribuciones son muy significativas, excepto para ciertos contaminantes con una información disponible limitada en el registro PRTR, como metales pesados o las partículas PM_{2.5}. En caso de PM_{COARSE} y PM_{2.5} se ha considerado la emisión total de PM₁₀, que es el contaminante recogido en PRTR, frente a la suma de las emisiones de las dos granulometrías (U.S. EPA, 2012).

4.4.2. Estrategia *top-down*

Debido a la limitación del inventario PRTR, al considerar únicamente aquellas instalaciones por encima de un cierto umbral de capacidad, las instalaciones pequeñas quedarán inevitablemente fuera del mismo. La contribución media de estas fuentes no consideradas suelen representar el 10% de las emisiones industriales totales; sin embargo, este porcentaje varía de un contaminante a otro, pudiendo suponer incluso el 50% (Pulles & Heslinga, 2010). Ante la imposibilidad de estimar estas emisiones generadas por las instalaciones no contempladas en PRTR de manera precisa, y tratando de que la distribución espacial de las emisiones no modifique las emisiones totales de la región, se propone utilizar las emisiones EMEP.

Se restará de la emisión EMEP en cada celda la emisión calculada correspondiente, obteniéndose de este modo una emisión “residual” para cada sector. Posteriormente, esta emisión residual es distribuida uniformemente en el territorio.

4.4.3. Evaluación de las emisiones industriales vs EMEP

En la Figura 4.6 se muestra una comparación entre el inventario mixto y el inventario EMEP para las emisiones de SO_x de los sectores S1, S3 y S4. Por criterio de representación, el inventario EMEP se muestra distribuido en las celdas de la malla de 3 x 3 km², y en el inventario mixto, las emisiones puntuales han sido transferidas a las celdas de la malla y sumadas a la emisión en área correspondiente.

Al comparar el inventario EMEP y las emisiones desarrolladas mediante la metodología mixta (Figura 4.6), se encuentran diferencias muy significativas, claramente más concentradas en aquellas áreas donde se han identificado un mayor número de instalaciones industriales o las instalaciones más significativas. Al considerar las emisiones puntuales localizadas, en general se obtendrán unas emisiones ligeramente mayores a las emisiones EMEP (Dennis et al., 2009).

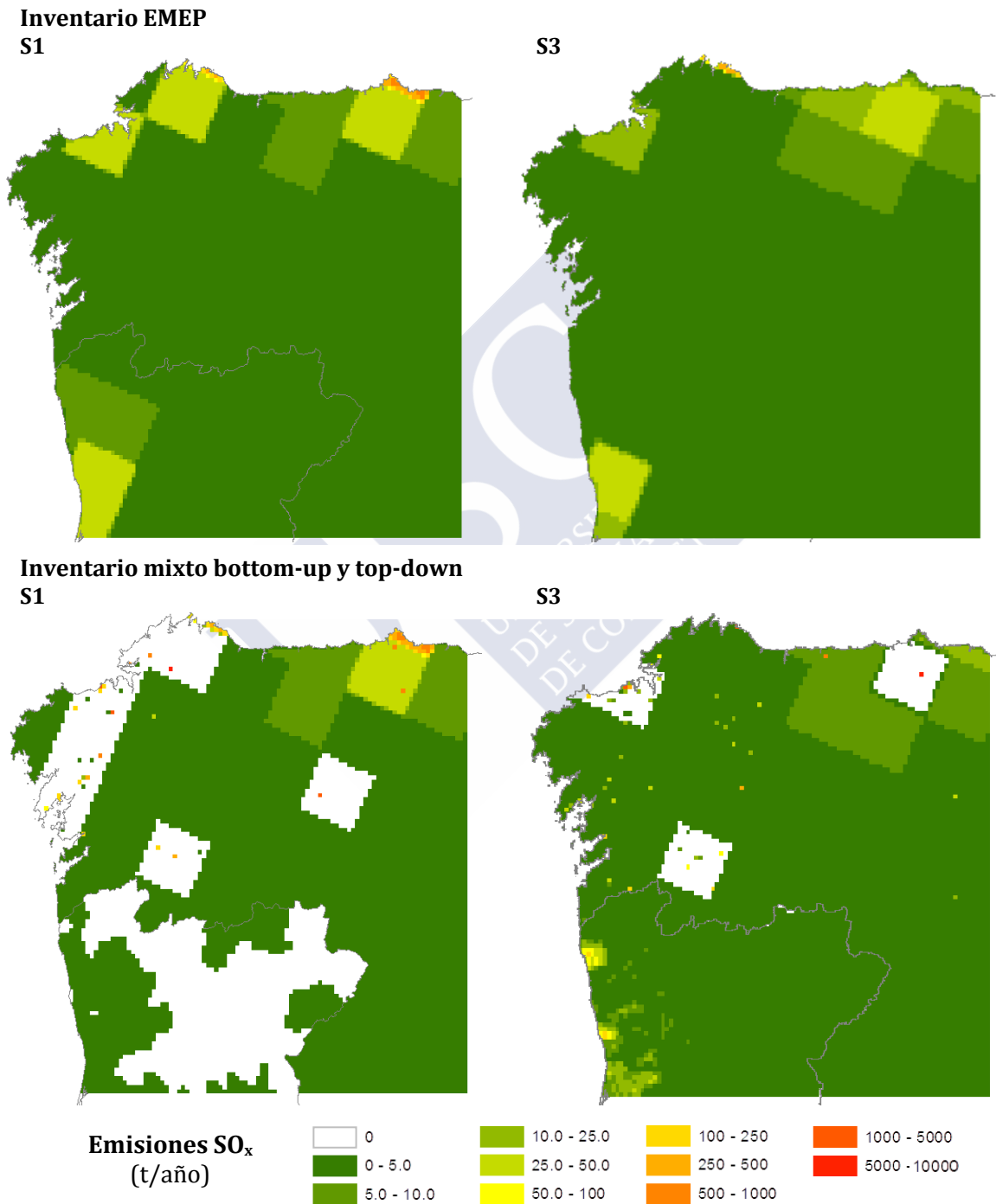


Figura 4.6. Comparación entre el inventario EMEP y el inventario mixto *bottom-up* y *top-down* para el año 2008. Sectores: S1 Producción de energía y S3 combustión industrial. Contaminante: SO_x

Ante las diferencias observadas en la distribución espacial, y a que en varias celdas la emisión residual es menor que cero, es decir, la emisión calculada en el inventario mixto es superior a la emisión EMEP para ese sector y celda, se han analizado con más detalle estas emisiones residuales. En la Tabla 4.3 se ha calculado por contaminante la fracción que los grandes focos puntuales representan en las emisiones EMEP industriales y totales. Se han resaltado aquellos valores que se consideran extraños: en el caso de EMEP totales, aquellas aportaciones superiores al 80% de la emisión total; y en la comparación con EMEP industriales, los valores por encima del 110% (estableciéndose un margen de tolerancia del 10%) y los valores con una aportación inferior al 10% de la emisión EMEP.

Tabla 4.3. Porcentaje de aportación de los focos puntuales calculados a las emisiones EMEP industriales (suma de S1, S3 y S4) y totales de CO, NMVOC, NO_x y SO_x

CELDA EMEP	APORTACIÓN EMEP INDUSTRIAL (%)				APORTACIÓN EMEP TOTAL (%)			
	CO	NMVOC	NO _x	SO _x	CO	NMVOC	NO _x	SO _x
48, 15	7.5	1.4	69.4	100.0	4.2	0.1	2.6	7.9
48, 16	7.4	5.1	47.7	497.6	4.1	0.4	2.1	50.8
49, 14	4.1	126.1	61.2	102.6	1.4	8.1	5.0	47.2
49, 15	3.9	461.2	83.4	219.8	2.2	37.4	7.7	127.6
49, 16	19.2	537.6	144.9	157.6	11.1	75.4	82.0	139.5
49, 17	10.2	350.3	239.5	520.3	5.8	28.4	17.9	148.5
50, 12	100.9	4.1	77.1	36.0	0.1	0.0	0.1	0.2
50, 13	122.2	1463.6	50.0	28.1	3.4	41.4	3.3	8.5
50, 14	23.2	57.5	31.9	49.0	12.3	7.2	7.7	37.5
50, 15	0.0	1.2	2.1	3.2	0.0	0.1	0.2	1.9
50, 16	5.5	82.5	173.4	26.2	2.8	6.4	16.5	16.5
50, 17	30.7	23.7	74.9	98.2	15.6	4.0	60.1	95.5
50, 18	96.9	412.2	128.4	99.4	95.9	295.3	101.4	93.7
51, 13	4.2	472.0	3.9	0.1	0.1	13.5	0.2	0.0
51, 14	164.0	996.9	144.1	228.1	5.5	59.9	16.0	191.3
51, 15	206.2	19.9	252.5	95.7	17.6	1.2	40.4	85.7
51, 16	71.4	1348.9	104.5	29.7	4.9	79.9	10.6	22.3
51, 17	0.1	0.3	2.2	2.1	0.0	0.0	0.4	1.8
52, 15	16.2	0.5	2.2	5.3	1.3	0.0	0.3	4.3
52, 18	68.8	21.0	131.6	29.0	13.4	7.3	80.5	25.8
53, 16	144.4	29.4	1471.5	3534.0	44.5	6.3	776.7	3242.1
53, 18	0.4	70.7	6.9	46.1	0.4	29.8	6.0	44.3
54, 16	1.5	362.5	86.7	92.4	0.4	74.3	23.2	74.8
54, 17	0.6	660.0	3.6	3.6	0.2	121.0	1.4	3.2
54, 18	9.5	56.3	15.0	1.5	1.1	4.5	5.4	1.3
55, 15	10.9	0.5	4.6	10.0	0.8	0.1	0.4	6.9
55, 16	4.3	3.2	24.9	0.3	1.1	0.6	6.2	0.3
56, 14	101.5	4.0	62.7	110.0	4.0	0.7	5.8	84.3

% Aportaciones >100% total o >110% industrial. Las emisiones calculadas superan EMEP.

% Aportaciones 80-100%. Las emisiones calculadas prácticamente representan el 100% de las emisiones EMEP. Relevante sólo en la comparación con EMEP totales.

% Aportaciones < 10%. Las emisiones calculadas son muy inferiores a las propuestas por EMEP. Relevante sólo en la comparación con EMEP industriales.

Teniendo en cuenta que PRTR considera únicamente las instalaciones por encima de cierta capacidad, las emisiones EMEP industriales (que incluirían todas las instalaciones) deberían ser superiores a las calculadas en el inventario *bottom-up*. En la comparación con EMEP totales, las emisiones calculadas no podrían sobrepasarlas en ningún caso, ya que se incluyen todas las emisiones antropogénicas. En la Tabla 4.3 se observaron serias inconsistencias en este aspecto, por lo que hay focos industriales que no están siendo correctamente identificados.

En la Tabla 4.4 se detalla el análisis de aquellas celdas y contaminantes para los que la emisión calculada supera la emisión EMEP total (máximos absolutos) en orden decreciente de diferencia entre la emisión EMEP y la emisión calculada.

Tabla 4.4. Análisis de máximos absolutos. Comparación de las emisiones EMEP totales y las emisiones derivadas de información pública (I.P.) de PRTR empleadas en el desarrollo del inventario mixto

CELDA EMEP	CONTAMINANTE (% aportación total)		Inventario EMEP (t)		INSTALACIONES EN EL INVENTARIO		
			IND.	TOTAL	Nº TOT	Nº I.P.	Instalaciones y emisión I.P.
53, 16	SO _x	3242.1%	861.2	938.8	3	1	C.T. Compostilla 26300 t
53, 16	NO _x	776.7%	1626.9	3082.2	3	1	C.T. Compostilla 22100 t
50, 18	NMVOC	295.3%	142.9	199.4	2	-	No I.P. / No relevante
51, 14	SO _x	191.3%	432.9	516.1	10	2	Orember 411 t C.P.A. Coren 338 t
49, 17	SO _x	148.5%	153.5	537.8	6	2	Intasa 693 t Megasa Siderúrgica 99 t
49, 16	SO _x	139.5%	8977.1	10148.2	28	4	Repsol A Coruña 6800 t C.T. Meirama 4160 t C.T. Sabón 1500 t Ferroatlántica Sabón 306 t
49, 15	SO _x	127.6%	624.0	1075.2	10	2	Finsa Santiago 775 t Finsa Padrón 424 t
54, 17	NMVOC	121.0%	222.7	1215.4	3	1	Antibióticos S.A. 1470 t
50, 18	NO _x	101.4%	2531.1	3204.8	2	2	Alcoa Alúmina 3070 t Alcoa Aluminio 187 t
50, 18	CO	95.9%	17973.5	18149.8	2	2	Alcoa Alúmina 1110 t Alcoa Aluminio 16400 t
50, 17	SO _x	95.5%	8429.9	8668.5	6	1	As Pontes 8270 t
50, 18	SO _x	93.7%	7125.1	7559.6	2	2	Alcoa Alúmina 4490 t Alcoa Aluminio 2590 t
51, 15	SO _x	85.7%	1126.3	1257.5	3	2	Magnesitas de Rubián 799 t Ladrillos de Portomarín 278 t
56, 14	SO _x	84.3%	282.1	368.2	2	-	No I.P. / No relevante
49, 16	NO _x	82.0%	5833.7	10315.5	28	5	Forestal del Atlántico 3740 t Repsol A Coruña 2210 t C.T. Meirama 688 t C.T. Sabón 452 t Ferroatlántica Sabón 435 t
52, 18	NO _x	80.5%	2386.8	3900.1	1	1	Cogeneración de Navia 3140 t

En la Tabla 4.5 se muestra el análisis de las celdas en las que se superan las emisiones industriales (máximos relativos), de nuevo por orden decreciente de diferencia con respecto a las emisiones EMEP, en este caso, industriales.

Tabla 4.5. Análisis de máximos relativos. Comparación de las emisiones EMEP industriales y las emisiones de información pública (I.P.) de PRTR empleadas en el desarrollo del inventario mixto

CELDA EMEP	CONTAMINANTE (% aportación ind)	Inventario EMEP (t)		INSTALACIONES EN EL INVENTARIO		
		IND.	TOTAL	Nº TOT	Nº I.P.	Instalaciones y emisión I.P.
50, 13	NMVOC 1463.6%	202.4	7146.2	22	1	PSA Peugeot Citroen 2390 t
51, 16	NMVOC 1348.9%	67.1	1133.4	12	1	Fibranor 730 t
51, 14	NMVOC 996.9%	88.0	1464.1	10	1	Orember 660 t
49, 16	NMVOC 537.6%	532.1	3792.8	28	1	Repsol 2000 t
48, 16	SO _x 497.6%	33.2	324.8	2	1	Ceramicas el Progreso 165.1 t
51, 13	NMVOC 472.0%	34.1	1189.7	2	1	Crown Embalajes España 161 t
49, 15	NMVOC 461.2%	379.8	4681.9	10	2	Finsa Santiago 1010 t Finsa Padrón 733 t
54, 16	NMVOC 362.5%	218.3	1065.0	1	1	BA Vidrio 791 t
49, 17	NMVOC 350.3%	96.2	1185.5	6	1	Navantia Ferrol 226 t
51, 15	NO _x 252.5%	534.2	3335.8	3	2	Cementos Cosmos 1140 t Magnesitas de Rubián 193 t
49, 17	NO _x 239.5%	143.4	1919.7	6	1	Megasa Siderúrgica 180 t
51, 15	CO 206.2%	390.7	4578.2	3	2	Cementos Cosmos 394 t Ladrillos Portomarín 317 t
50, 16	NO _x 173.4%	433.4	4545.4	7	2	Bioetanol 451 t Campo Brick 101 t
51, 14	CO 164%	156.2	4627.3	10	1	Orember 140 t
53, 16	CO 144.4%	1255.2	4069.2	3	2	C.T. Compostilla 1180 t Cementos Cosmos Toural 632 t
51, 14	NO _x 144.1%	230.0	2066.0	10	2	Vidriera del Atlántico 131 t C.P.A. Coren 117 t
49, 14	NMVOC 126.1%	214.5	3356.9	18	3	Foresa 62 t Metalgrafica Galega 116 t José Lantero 66 t
50, 13	CO 122.2%	363.8	13054.7	22	1	Cerámicas del Miño 195 t

El análisis de las emisiones se basó en la información pública PRTR utilizada para el desarrollo del inventario de emisiones *bottom-up*; ya que ambas iniciativas, EMEP y PRTR son de carácter público y de notificación obligatoria. En las Tablas 4.4 y 4.5 se pone de manifiesto la incoherencia entre ambas iniciativas, destacando el SO_x en cuanto a superaciones de las emisiones EMEP totales; y el NMVOC para superaciones de las emisiones EMEP industriales. En general, la información pública PRTR disponible contradice lo establecido en las emisiones EMEP; y sólo en determinados casos no ha sido posible respaldar la diferencia observada. Sin embargo, por la magnitud de estas emisiones, no se considera relevante.

El análisis de valores mínimos se establece sólo en la comparación con las emisiones EMEP industriales, y es mucho más complejo que los máximos; ya que además de la no consideración de ciertas fuentes de emisión, se analiza la posibilidad de que las emisiones estén asignadas a otra celda colindante. En la Tabla 4.7 se recogen los mínimos (aportación de la emisión calculada inferior al 10% de la propuesta por EMEP industriales) así como las conclusiones y/o suposiciones que explicarían la inconsistencia entre ambos inventarios, en orden decreciente de diferencia. Se han identificado los siguientes supuestos (Tabla 4.6):

Tabla 4.6. Supuestos considerados en el análisis de mínimos para la comparación de las emisiones EMEP y las emisiones del inventario mixto

SUPUESTO	DESCRIPCIÓN
FNI Focos relevantes no incluidos	Afecta al inventario mixto para Asturias y Castilla y León, fundamentalmente, por la falta de información sobre las características físicas de los focos y/o ante la imposibilidad de comprobar el valor de emisión del PRTR. Por ello, se han considerado como fuentes en área ciertos focos muy relevantes en cuanto a sus emisiones. Se indicarán los valores de emisión de información pública disponible (PRTR, 2012).
PAE Posible asignación errónea	De identificarse, se señalará la celda en la que se podría haber asignado de forma errónea la emisión correspondiente.
NAI No actualización de la información	Si la emisión de una instalación varía significativamente de un año a otro, ya sea por bajada de producción o un cambio tecnológico o de combustible, el inventario EMEP puede no reflejar esta actualización correctamente, asignando para el 2008 un valor de emisión (E_{2008}) similar a la emisión histórica de la instalación (E_H).
SEC Sector característico	En una celda caracterizada fundamentalmente por un sector concreto, podría estar produciéndose una sobreestimación generalizada del cálculo, ya sea por usar factores de actividad históricos y/o factores de emisión incorrectos, o por no considerar algún cambio tecnológico. Es un caso complementario al supuesto anterior.
FSE Focos sin emisiones significativas	En el inventario mixto no se han identificado focos de consideración en la celda considerada, aunque EMEP propone una emisión industrial importante en dicha celda.
ENS Emisiones no significativas	La emisión EMEP propuesta no tiene un valor significativo, con respecto al total, por lo que las diferencias observadas no adquieren mayor relevancia.

Tabla 4.7. Análisis de mínimos. Motivos de inconsistencia hallados y/o supuestos de la comparación de las emisiones EMEP y las emisiones del inventario mixto

CELDA EMEP	CONTAMINANTE (% aportación ind)		Inventario EMEP (t)		INSTALACIONES EN EL INVENTARIO		
			IND.	TOTAL	Nº	Supuesto y justificación	
50, 15	CO	0.0%	6175.9	20271.3	4	PAE SEC/NAI	Máximo en (51, 15) Sector: Ind. Alimentaria
51, 13	SO _x	0.1%	168.8	731.9	2	ENS	ENS
51, 17	CO	0.1%	493.9	5546.1	3	SEC/NAI	Sector: Ind. Alimentaria
51, 17	NMVOC	0.3%	104.9	1578.3	3	SEC/NAI	Sector: Ind. Alimentaria
55, 16	SO _x	0.3%	395.8	483.9	2	FSE	FSE
53, 18	CO	0.4%	203270.5	212660.9	14	FNI	Acerlormittal 113000 t Alcoa Inespal Avilés 5120 t Cementos Tudela-Veguín 2080 t C.T. Soto de Ribera 1200 t
52, 15	NMVOC	0.5%	93.0	1243.5	1	NAI	Cedie ($E_H = 10 \cdot E_{2008}$)
55, 15	NMVOC	0.5%	137.0	807.1	1	ENS	-
54, 17	CO	0.6%	1279.1	4585.0	3	FNI	C.T. Robla 1150 t Cementos Robla 810 t
50, 15	NMVOC	1.2%	330.7	5289.6	4	SEC/NAI	Sector: Ind. Alimentaria
48, 15	NMVOC	1.4%	183.6	2393.7	2	FSE/PAE	Máximos en (49, 15) y (49, 16)
54, 16	CO	1.5%	1218.1	4027.5	1	FSE	FSE
54, 18	SO _x	1.5%	3534.2	4076.3	3	FNI/NAI	C.T. de Lada 3350 t ($E_H = 6 \cdot E_{2008}$)
50, 15	NO _x	2.1%	676.6	7649.8	4	PAE SEC/NAI	Máximo en (51, 15) Sector: Ind. Alimentaria
51, 17	SO _x	2.1%	1301.3	1545.0	3	SEC/NAI	Sector: Ind. Alimentaria
51, 17	NO _x	2.2%	664.9	3324.9	3	SEC/NAI	Sector: Ind. Alimentaria
52, 15	NO _x	2.2%	290.6	2376.5	1	NAI	Cedie ($E_H = 10 \cdot E_{2008}$)
50, 15	SO _x	3.2%	975.9	1616.5	4	SEC/NAI	Sector: Ind. Alimentaria
55, 16	NMVOC	3.2%	245.4	1247.9	2	FSE	-
54, 17	NO _x	3.6%	1037.1	2609.7	3	FNI NAI*	Cementos Robla 2170 t C.T. Robla* 7650 t ($E_H = 3 \cdot E_{2008}$)
54, 17	SO _x	3.6%	843.4	962.5	3	FNI NAI*	Cementos Robla 1230 t C.T. Robla* 5480 t ($E_H = 10 \cdot E_{2008}$)
49, 15	CO	3.9%	15991.3	28201.0	10	FSE	-
51, 13	NO _x	3.9%	89.4	1910.2	2	FSE	-
56, 14	NMVOC	4.0%	190.4	1132.2	2	FSE	-
49, 14	CO	4.1%	4615.3	13498.8	18	FSE	-
50, 12	NMVOC	4.1%	3.7	4021.2	1	FSE	-
51, 13	CO	4.2%	60.4	3917.4	2	ENS	-
55, 16	CO	4.3%	1098.2	4201.2	2	FNI	Ceranor I 720 t, Ceranor II 605 t
55, 15	NO _x	4.6%	124.8	1471.9	1	ENS	-
48, 16	NMVOC	5.1%	20.8	266.2	2	PAE	Máximos en (49, 15) y (49, 16)
52, 15	SO _x	5.3%	368.2	455.8	1	NAI	Cedie ($E_H = 7 \cdot E_{2008}$)
50, 16	CO	5.5%	8338.7	16253.0	7	SEC/NAI	Sector: Ind. Cerámica
53, 18	NO _x	6.9%	19567.2	22620.7	14	FNI	Acerlormittal 6920 t C.T. Soto de Ribera 3790 t Cementos Tudela-Veguín 856 t
48, 16	CO	7.4%	893.8	1593.1	2	FSE	-
48, 15	CO	7.5%	7889.3	14180.4	2	FSE	-
54, 18	CO	9.5%	1134.1	9449.9	3	FSE	-

En el análisis de los valores mínimos reflejados en la Tabla 4.7 no destaca ningún contaminante por encima de los demás en términos de ocurrencia; si bien es cierto que para el contaminante CO se acumulan diferencias más significativas. La emisión de CO en el sector industrial se genera fundamentalmente por la combustión incompleta, por lo que está directamente relacionada con la eficiencia de las unidades de combustión. La estimación de las emisiones para este contaminante es compleja y resulta en muchas ocasiones imprecisa, incluso en inventarios *bottom-up*, por la variedad de combustibles, tecnologías y niveles de eficiencia que pueden darse en las instalaciones industriales (Zhao et al., 2012).

La conclusión principal que puede extraerse de este análisis es la inconsistencia entre los datos reportados en las iniciativas EMEP y PRTR; es decir, las autoridades españolas están declarando información diferente a las dos iniciativas de registro de emisiones. Este hecho ya había sido advertido en el informe de Revisión de las emisiones PRTR para el año 2008 publicado por el *European Topic Centre on Air and Climate Change*, ETC/ACC (2010) dependiente de la EEA, aunque el análisis se limitó a las emisiones totales por país.

4.5. TRANSPORTE POR CARRETERA (S7)

El transporte por carretera es uno de los mayores focos de contaminación atmosférica antropogénica. En un dominio como el considerado, con un alto porcentaje de área rural, las emisiones de tráfico pueden verse enmascaradas con respecto a otros sectores (Figura 4.2); sin embargo, en los grandes núcleos de población, estas emisiones pueden suponer hasta un 80% en contaminantes como el NO_x (EEA, 2012).

En el inventario EMEP el cálculo de las emisiones de tráfico se realiza de manera homogénea, considerando la flota total de vehículos en circulación y porcentajes estándar de conducción urbana, rural y por autopista para toda España. Pero al tratar de llevar este cálculo a un dominio y una malla de menor tamaño, no puede considerarse esta suposición, ya que en las ciudades, la emisión de tráfico será muy superior al resto del territorio. Algo similar podría indicarse para las grandes vías, que registran valores muy elevados de densidad de tráfico, destacándose además el tráfico de vehículos pesados de transporte de mercancías.

Por este motivo, en el inventario mixto se propone recalcular las emisiones procedentes del tráfico en Galicia, considerando tres escenarios de cálculo diferenciados: los principales núcleos de población, las principales autopistas y autovías y los demás términos municipales del territorio. Las emisiones generadas por el tráfico son la suma de todas las emisiones producidas por todos los vehículos en circulación en los tres escenarios considerados (Figura 4.7).

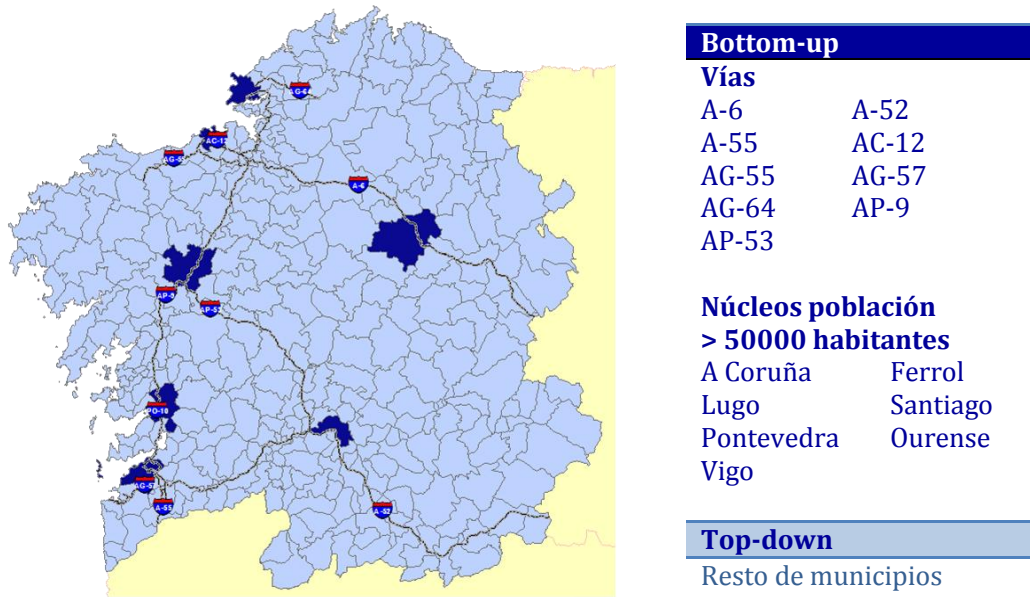


Figura 4.7. Metodología y distribución propuesta para las emisiones de tráfico en Galicia

Debido a que no siempre es posible obtener suficientes datos medidos como para caracterizar toda la red de transporte y a la cantidad de información que es necesario manejar, las emisiones de tráfico se han calculado mediante el software COPERT4, versión 8.0 (EMISIA, 2010). El COPERT4 fue desarrollado bajo la coordinación de la EEA y es metodológicamente consistente con la Guía de cálculo de emisiones EMEP/EEA y, consecuentemente, con el inventario EMEP (EEA, 2009a), las Directrices del IPCC (IPCC, 2006) y otros acuerdos y protocolos internacionales de la Unión Europea (Gkatzoflias & Ntziachristos, 2010).

4.5.1. Modelo de emisiones de tráfico: COPERT4

COPERT4, *Computer Programme to calculate Emissions from Road Transport*, es un modelo complejo que involucra un gran número de factores de entrada: parámetros meteorológicos, características del combustible, factores de actividad como el consumo total de combustibles, el parque de vehículos, kilometraje anual, velocidades medias, porcentajes de conducción en distintos entornos, longitud media recorrida en cada desplazamiento, etc.

Esta herramienta calcula las emisiones totales como el producto de factores de actividad y factores de emisión específicos, definidos según el segmento de vehículo considerado (Ecuación 4.1):

$$E_i = \sum_t \sum_m \sum_s N_s \cdot L_s \cdot FE_{i,s} \quad \text{Ec. 4.1}$$

siendo, E_i la emisión de contaminante i (kg/año); t el tipo de emisión; m el modo de conducción; s la clasificación de los vehículos; N_s el número de vehículos en el segmento s ; L_s la longitud media recorrida anualmente por cada vehículo (km/año); y $FE_{i,s}$ el factor de emisión de contaminante i para el segmento s (kg i/km)

Se diferencian cuatro tipos de emisiones asociadas al tráfico (Kouridis et al., 2009): emisiones en caliente, generadas durante la actividad del motor ya estable térmicamente; las emisiones en frío, que ocurren durante el arranque del motor cuando el proceso de combustión es más ineficiente; las emisiones de NMVOC por evaporación del combustible, ya sea en el momento del repostaje o con el vehículo en funcionamiento; y las emisiones de material particulado por resuspensión de material depositado en la vía y el desgaste de neumáticos, frenos y el propio asfalto. Estos cuatro tipos de emisiones se ven influenciadas por el entorno en el cual se produce la conducción y por el tipo de vehículo.

En el modelo se diferencian tres escenarios, o tres modos de conducción: urbano, rural y por autopista. Cada modo de conducción estará caracterizado por un tipo de emisión. De este modo, las emisiones en frío son características de la conducción urbana, ya que la velocidad media es baja (en torno a 50 km/h), y se producen numerosas interrupciones del tráfico. La emisión en caliente es característica de las emisiones por autopista, ya que la velocidad es alta (100-120 km/h) y el tráfico apenas se ve interrumpido.

En cuanto al tipo de vehículo, se diferencian cinco clases: turismos, vehículos de carga ligeros (LDV *Light Duty Vehicles*), vehículos de carga pesados (HDV *Heavy Duty Vehicles*), autobuses y motos. A su vez estas cinco clases de vehículos se subdividen según el tipo de combustible que emplea el vehículo, sus características técnicas (como cilindrada, carga, etc.) y el estándar de emisión en el que está inscrito el vehículo por su antigüedad (Tabla 4.8). Así se definen los distintos segmentos de vehículos, que caracterizarán la flota en circulación.

Tabla 4.8. Normativas de control de la Comisión Europea de 1970 a 2010. Distribución en categorías. Vehículos a gasolina (G), diesel (D) y a gas (LPG)

MATRICULACIÓN →	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990
TIPO VEHÍCULO ↓																					
Turismos (G)	PreECE		ECE 15/00-01				ECE 15/02			ECE 15/03			ECE 15/04								
Turismos (D, LPG)	Convencional																	Euro 1			
LDV	Convencional																				
HDV y autobuses	Convencional																				
Motos	Convencional																				
MATRICULACIÓN →	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
TIPO VEHÍCULO ↓																					
Turismos (G)	ECE 15/04		Euro 1			Euro 2			Euro 3			Euro 4									
Turismos (D, LPG)	Euro 1					Euro 2				Euro 3			Euro 4								
LDV	Convencional				Euro 1		Euro 2		Euro 3			Euro 4									
HDV y autobuses	Convencional			Euro 1			Euro 2		Euro 3		Euro 4			Euro 5							
Motos	Convencional						Etapa 1					Etapa 2									

La aplicación de este modelo al dominio considerado ha requerido la consideración de algunas hipótesis y/o aproximaciones:

- Se han supuesto unas propiedades medias para los combustibles, extraídas de las principales compañías petrolíferas (CLH, 2006; CEPSA, 2010; REPSOL, 2011); y para las condiciones ambientales (Xunta de Galicia, 2008).
- En cuanto a la distribución de la flota de vehículos (Tabla 4.9), se ha considerado una distribución uniforme para el territorio (Goodwin et al., 2005; Bush et al., 2008), basada en información estadística a nivel autonómico (DGT, 2011). Para las autopistas se ha modificado la distribución anterior, considerando el número de vehículos registrados en las estaciones de aforo de tráfico.
- Para los kilómetros recorridos por cada segmento de vehículos, se emplearon los valores propuestos para España por la EC4MACS, *European Consortium for Modelling of Air Pollution and Climate Strategies* (Ntziachristos & Kouridis, 2008). En caso de las emisiones en las autopistas, la longitud recorrida por cada vehículo se supone proporcional al tramo considerado.

Tabla 4.9. Distribución en categorías y porcentaje total y por tipo de vehículo (%) de la flota de total en Galicia. Elaboración propia a partir de IGE (2008) y DGT (2011)

SUBSECTOR	TECNOLOGIA	% TOTAL	% TIPO	SUBSECTOR	TECNOLOGIA	% TOTAL	% TIPO
TURISMOS							
Gasolina < 1.4 l	ECE 15/00-01	0.87	1.09	Gasolina >2 l	ECE 15/02	0.15	0.18
	ECE 15/02	1.06	1.32		ECE 15/03	0.20	0.25
	ECE 15/03	1.43	1.79		ECE 15/04	0.61	0.76
	ECE 15/04	1.23	1.53		Euro 1	0.58	0.73
	Euro 1	0.88	1.10		Euro 2	1.34	1.67
	Euro 2	1.11	1.39		Euro 3	1.95	2.43
	Euro 3	0.98	1.23		Euro 4	0.45	0.56
Gasolina 1.4 - 2 l	Euro 4	0.18	0.22	Diesel <2 l	Convencional	2.10	2.62
	ECE 15/00-01	0.55	0.69		Euro 1	3.91	4.88
	ECE 15/02	0.67	0.84		Euro 2	6.16	7.68
	ECE 15/03	0.91	1.13		Euro 3	8.68	10.83
	ECE 15/04	4.31	5.37	Euro 4	2.11	2.63	
	Euro 1	4.98	6.21	Diesel >2 l	Convencional	0.19	0.24
	Euro 2	11.94	14.89		Euro 1	0.40	0.50
Euro 3	14.95	18.64	Euro 2		0.63	0.79	
Gasolina >2 l	Euro 4	3.20	3.99	Euro 3	1.06	1.33	
	ECE 15/00-01	0.12	0.15	Euro 4	0.28	0.35	
LDV							
Gasolina < 3.5 t	Convencional	0.27	4.88	Diesel <3.5 t	Convencional	1.67	29.76
	Euro 1	0.10	1.82		Euro 1	0.62	11.11
	Euro 2	0.14	2.48		Euro 2	0.85	15.13
	Euro 3	0.28	4.91		Euro 3	1.68	29.91
HDV							
Rígido ≤ 7.5 t	Convencional	1.38	17.55	Rígido 7.5-12 t	Euro III	0.41	5.22
	Euro I	0.38	4.90		Euro IV	0.23	2.95
	Euro II	0.46	5.91	Rígido 12-14 t	Convencional	1.26	16.09
	Euro III	0.60	7.61		HD Euro I	0.21	2.66
	Euro IV	0.33	4.15		HD Euro II	0.38	4.85
Rígido 7.5 - 12 t	Convencional	0.66	8.45	HD Euro III	0.69	8.76	
	Euro I	0.18	2.32	HD Euro IV	0.40	5.12	
	Euro II	0.27	3.46				
Autobuses							
Estándar 15 - 18 t	Convencional	0.08	32.96	Estándar 15-18 t	HD Euro III	0.06	22.71
	HD Euro I	0.03	13.18		HD Euro IV	0.03	13.58
	HD Euro II	0.05	17.57				
Motos							
4-ejes < 250 cm ³	Convencional	2.07	34.07	4-ejes >750 cm ³	Convencional	0.18	2.88
	Euro I	0.39	6.42		Euro I	0.08	1.31
	Euro II	1.44	23.72		Euro II	0.28	4.67
4-ejes 250-750 cm ³	Convencional	0.79	13.00				
	Euro I	0.17	2.79				
	Euro II	0.68	11.13				

La aplicación del modelo al tráfico total de Galicia permite obtener las emisiones totales calculadas (Tabla 4.10). El modelo permite además extraer una serie de estadísticos y representaciones gráficas comparativas de las emisiones calculadas (Figura 4.8).

Tabla 4.10. Emisiones de tráfico calculadas con COPERT4 para Galicia para los contaminantes EMEP y aportación de cada tipo de vehículo (%). Número total de vehículos: 1896594 (IGE, 2008)

CONT.	CO	Cd	NH ₃	NMVOG	NO _x	PM _{COARSE}	PM _{2,5}	Pb	SO _x
Emisión (t)	76635	0.023	444	11193	51489	295	2276	0.895	38.0
Turismos (%)	83.31	41.26	95.67	71.57	26.31	43.94	33.72	40.94	41.02
LDV (%)	2.23	4.53	0.76	1.88	2.79	4.11	9.42	3.82	4.62
HDV (%)	10.33	50.09	3.50	22.95	65.42	49.15	52.87	52.27	50.14
Autobuses (%)	0.83	3.93	0.00	1.49	5.36	2.54	3.82	2.72	4.22
Motos (%)	3.29	0.18	0.07	2.11	0.12	0.26	0.16	0.27	0.00

(a) NO_x por modo de conducción

(b) NMVOG por tipo de emisión

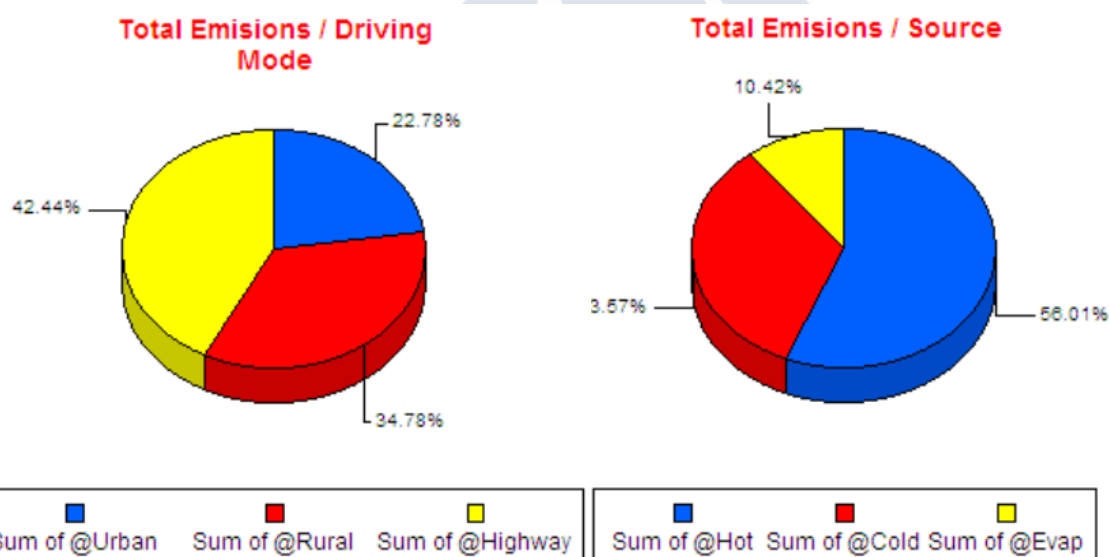


Figura 4.8. Gráficos comparativos para las emisiones totales de Galicia extraídos directamente del COPERT4 (a) Emisiones NO_x. Aportación por modo de conducción (b) Emisiones NMVOG. Aportación por tipo de emisión

Sin embargo, estas emisiones totales calculadas con el COPERT4 y recogidas en la Tabla 4.10, no están localizadas geográficamente. La aplicación de las metodologías *bottom-up* y *top-down* que se describen a continuación son las que permiten redistribuir espacialmente estas emisiones calculadas sobre el territorio.

4.5.2. Estrategia *bottom-up*

Aunque el COPERT4 fue un modelo inicialmente desarrollado para el cálculo de las emisiones de tráfico con baja resolución temporal y espacial, numerosos estudios, como Borge et al. (2012) o Ntziachristos & Samaras (2012), han demostrado que puede aplicarse con un precisión adecuada en resoluciones de hasta 1 x 1 km². En estos casos, la aplicación del modelo en la aproximación no es directa: con el modelo COPERT4 se calcularán los factores de emisión; y, posteriormente, con los parámetros de actividad recopilados, se calcularán las emisiones (Kouridis et al., 2009). Esta aproximación indirecta del modelo se ha aplicado en Galicia sobre las principales autopistas y autovías; y las ciudades de más de 50000 habitantes.

En cuanto a las principales autopistas y autovías, se ha considerado en Galicia una red de 795 km de longitud, pertenecientes a 9 autopistas y autovías (Figura 4.7), que dan servicio hasta a 694000 vehículos al día; con algunos tramos con un porcentaje de vehículos pesados cercano al 30%. Esta información se ha obtenido de la red de contadores y estaciones de aforo de tráfico (Xunta de Galicia, 2009).

Para el cálculo, las vías se han considerado como fuentes en línea (Dios et al., 2010b), y se han fragmentado en 35 tramos, en función del valor de Intensidad Media Diaria, IMD registrada. Se calculará la emisión total asignada al tramo, y se distribuirá en las celdas de la malla regular de 3 x 3 km² proporcionalmente a la longitud de tramo contenido en cada celda. En GIS las vías consideradas fueron representadas como polilíneas.

En medianas o pequeñas ciudades, como las existentes en Galicia, el coste tanto económico como temporal y técnico de un estudio de tráfico a este nivel de detalle no es asumible. Es por ello, que se propone la consideración de las emisiones de tráfico en estas poblaciones como una fuente en área (Hamal, 2008), ya que existe alta densidad de tráfico no sólo en las principales vías urbanas, sino también en los alrededores, por el desplazamiento de vehículos hacia y desde el centro a las afueras (tráfico interno) y de otros municipios limítrofes (tráfico flotante). La aplicación de un modelo de tráfico en este caso, considerando estos desplazamientos internos y de tráfico flotante, también puede clasificarse también como un cálculo *bottom-up* (Tuia et al., 2007).

Para la recopilación de la información sobre el tráfico en las ciudades, tanto interno como flotante, una fuente esencial fue el programa de Agendas 21 (United Nations, 1993), que permite establecer “cinturones” de intensidad de tráfico dentro de los términos municipales. Así, la emisión correspondiente es asignada y distribuida en GIS en el área que ocupa el núcleo urbano y/o el término municipal, según la información disponible.

4.5.3. Estrategia *top-down*

Al igual que con las emisiones industriales, la estrategia *top-down* se aplicará también sobre emisiones residuales de tráfico. En este caso se han restado las emisiones obtenidas mediante la metodología *bottom-up* previamente descrita del total de emisiones calculadas, y se han distribuido en el territorio mediante GIS, considerando como parámetro de distribución el número de vehículos matriculados a nivel municipal, extraído del *Instituto Galego de Estatística, IGE (2008)*.

Como ejemplo de las emisiones calculadas en el inventario mixto, se representa en la Figura 4.9 la emisión del NO_x en el dominio, como un contaminante típicamente asociado al tráfico.

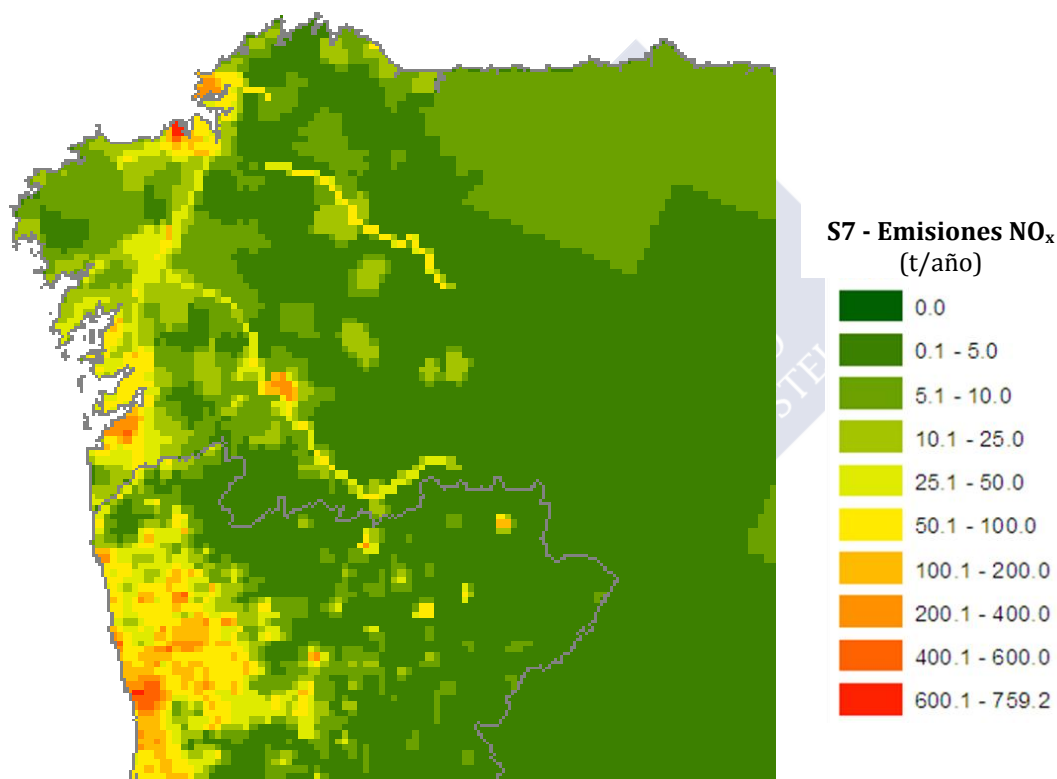


Figura 4.9. Inventario mixto *bottom-up* y *top-down*. Sector: S7 Tráfico. Contaminante: NO_x

4.5.4. Evaluación de las emisiones de tráfico vs EMEP

La comparación de las emisiones obtenidas para este sector con las emisiones EMEP muestra importantes mejoras (Figura 4.10). En EMEP, la resolución es insuficiente para reproducir los gradientes de emisión de las ciudades y, mucho menos, de las vías principales. Se observa además que las emisiones EMEP de Galicia están claramente infraestimadas, considerando los altos valores de tráfico que se detectan en las áreas metropolitanas de ciudades como A Coruña o Vigo (Xunta de Galicia, 2009).

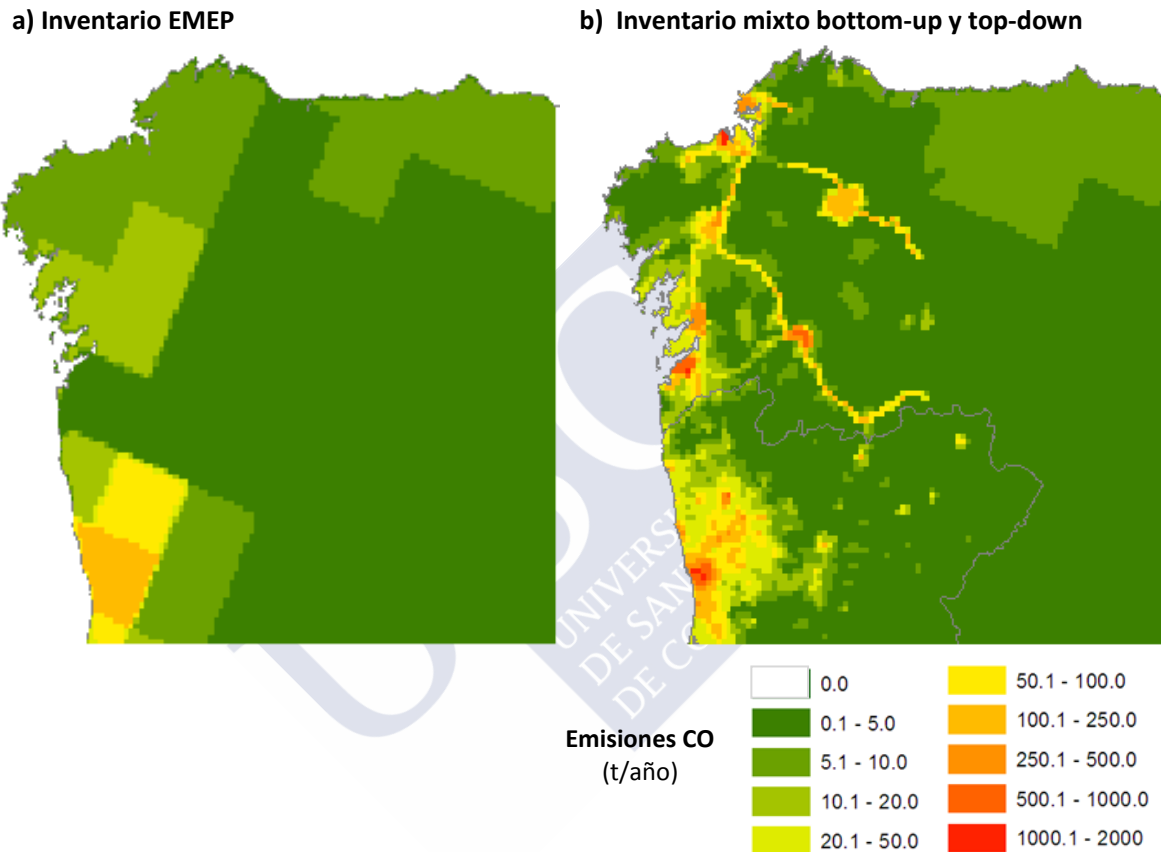


Figura 4.10. Comparación entre el inventario EMEP y el inventario mixto *bottom-up* y *top-down*. Sector: S7 Tráfico. Contaminante: CO

Al haber sido recalculadas, la comparación con EMEP de las emisiones de tráfico no puede limitarse al análisis de la distribución espacial. A nivel cuantitativo, las emisiones calculadas totales son significativamente mayores que las propuestas por EMEP (Dios et al., 2012b). Para caracterizar la desviación cuantitativa con respecto a las emisiones EMEP, que se toman como referencia, en la Figura 4.11 se representa el valor de emisión calculado para cada celda con respecto a la emisión de dicha celda si se distribuyera EMEP de manera uniforme, para CO y NO_x.

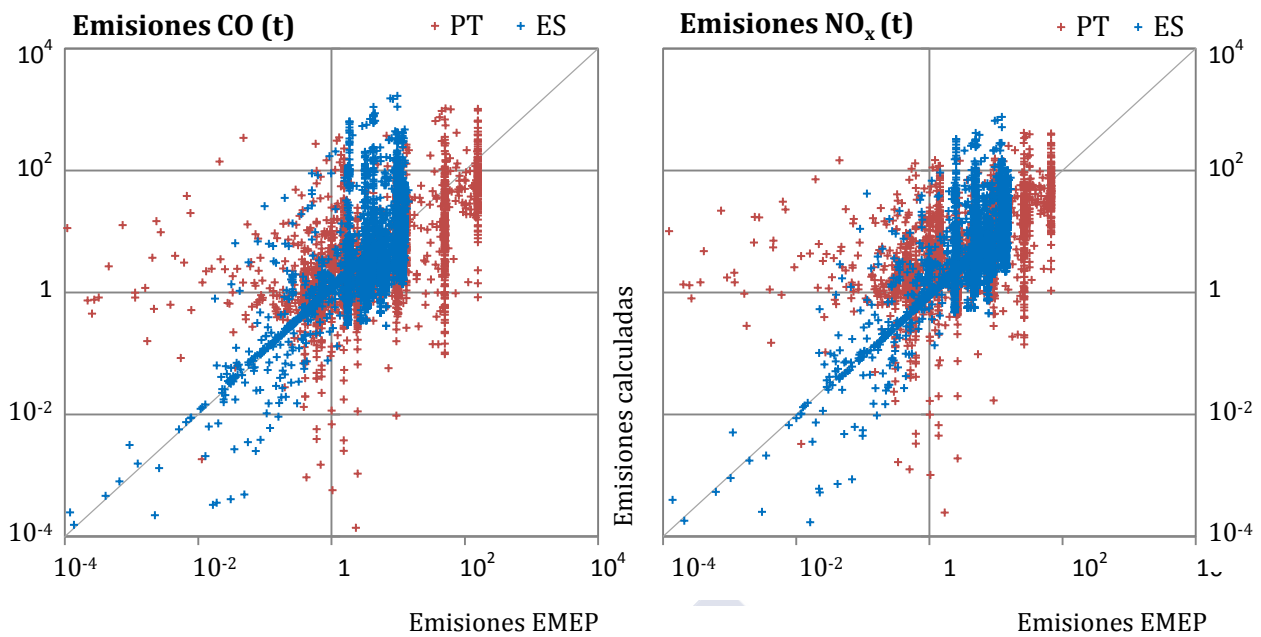


Figura 4.11. Comparación cuantitativa de las emisiones EMEP vs calculadas en el inventario mixto para el sector S7, Tráfico. Contaminantes: CO y NO_x

En la Figura 4.11 se observa una dispersión aceptable de los datos, en torno a la diagonal, por lo que el total de las emisiones no difiere significativamente del inventario EMEP, y los datos son comparables. Los datos por encima de la diagonal representarán las celdas en áreas metropolitanas y/o autopistas, donde la emisión asignada por EMEP puede ser varios órdenes de magnitud inferior a lo calculado.

Comparando la dispersión de las celdas en España con las de Portugal, se observa una mayor coincidencia con las emisiones EMEP en el caso de España, reflejo de la menor resolución con la que se ha desarrollado el inventario. El inventario de tráfico para Portugal ha sido obtenido a nivel submunicipal (Monteiro et al., 2007), y ya ha sido sobradamente testeado en diversos estudios de calidad del aire (Borrego et al., 2002; Borrego et al., 2011).

4.6. AGRICULTURA (S10)

El sector SNAP S10 recoge las emisiones derivadas de las actividades agrícolas y ganaderas. Para la caracterización de este sector se ha diferenciado entre las dos actividades, aplicando las dos estrategias de cálculo (*bottom-up* y *top-down*) de forma independiente para cada actividad.

4.6.1. Estrategia *bottom-up*

Del mismo modo que se procedió con las instalaciones industriales de los sectores S1, S3 y S4, las granjas registradas en PRTR (porcinas y avícolas) se han considerado como fuentes puntuales y sus emisiones se obtuvieron mediante la estrategia *bottom-up*, siguiendo la metodología definida en el Capítulo 3. En total, se han inventariado 51 granjas (Figura 4.12).

Se ha comenzado a desarrollar un estudio de caracterización de las emisiones del sector bobino en Galicia (Morán et al., 2013) calculando mediante una estrategia *bottom-up* las emisiones de todas las cabezas de ganado registradas a nivel municipal. Sin embargo, ante la incertidumbre asociada a este tipo de inventarios (Beusen et al., 2008; Merino et al., 2011) y la falta de coherencia de los resultados obtenidos con el inventario EMEP, tanto en orden de magnitud como en la distribución espacial, se ha preferido limitar el uso de dicho estudio. Se requeriría un estudio específico y de mayor profundidad para determinar de las causas de las desviaciones observadas.

4.6.2. Estrategia *top-down*

La industria ganadera es sólo una fracción de las emisiones totales del sector S10. En el sector S10 se incluyen también las emisiones generadas durante la aplicación de fertilizantes sobre los campos de cultivo o la quema de residuos agrícolas. Ante la falta de información para recalculer estas emisiones, se propone la utilización de las emisiones residuales de EMEP. Las emisiones agrícolas se determinarán como la diferencia entre la emisión EMEP de cada celda y la emisión calculada para la actividad ganadera.

La distribución de las emisiones residuales se realizará de manera uniforme en aquellas áreas donde tiene lugar las actividades agrícolas (Dennis et al., 2009). Así, se utilizó la distribución de usos del suelo propuesta por la EEA: *Corine Land Cover* (EEA, 2009b) a 250 m de resolución (Figura 4.12). Este modelo establece 47 categorías de usos de suelo, clasificadas en seis epígrafes principales: superficies artificiales (SA); áreas agrícolas (AA), bosques y áreas seminaturales (BQ); pantanos (P); cuerpos de agua (W); y otros no clasificables (NC). Las emisiones serán distribuidas sobre aquellas áreas clasificadas por el *Corine Land Cover* como agrícolas (AA). En Galicia, dentro de la superficie considerada agrícola destaca fundamentalmente la categoría 242 Parcelas de cultivo complejas (63.8%), al tratarse en muchos casos de pequeñas parcelas unifamiliares, gestionadas directamente por los propios dueños; confirmando la suposición inicial de la dificultad de recalculer las emisiones correspondientes a este sector.

En la Figura 4.13 se muestran el resultado de redistribuir las emisiones EMEP siguiendo la metodología descrita para el contaminante NH₃, al ser el sector agrícola una de las fuentes de emisión más significativas para este contaminante.

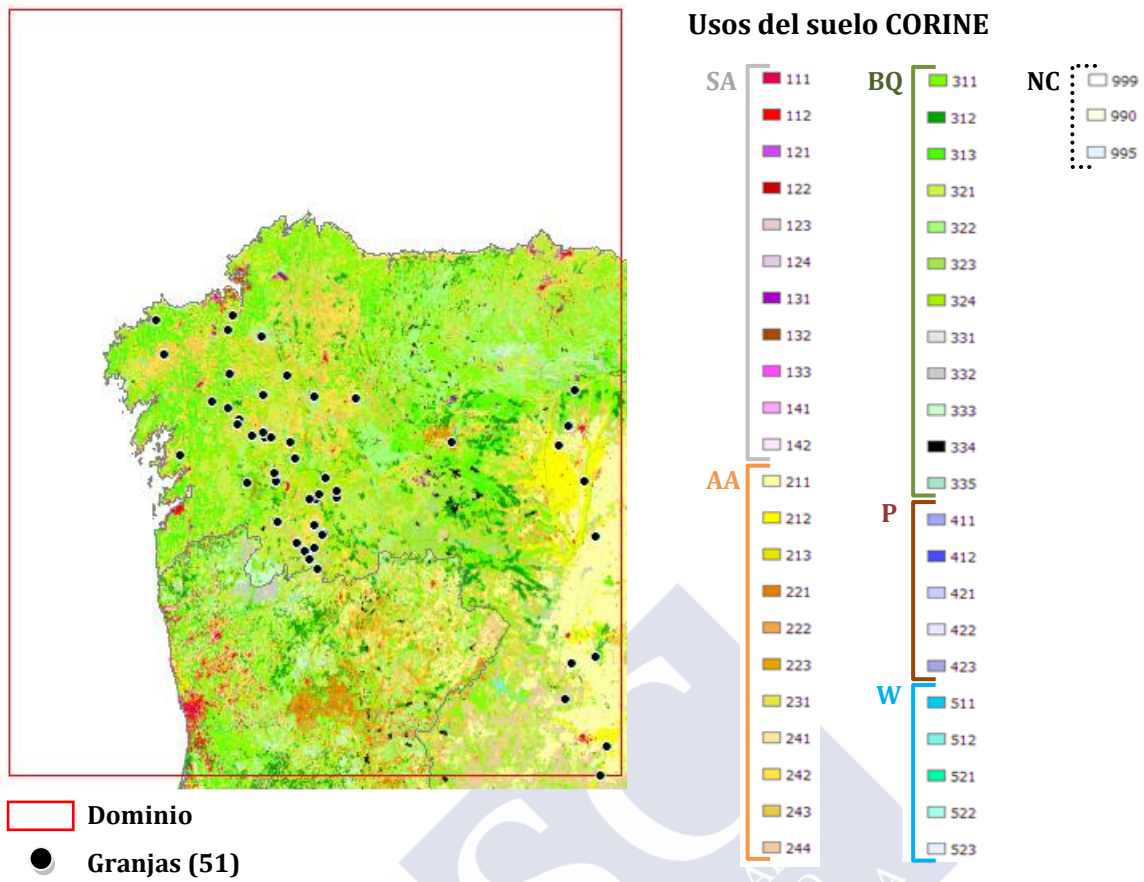


Figura 4.12. Inventario de instalaciones ganaderas y usos del suelo *Corine Land Cover* (EEA, 2009b) utilizados para la segregación de las emisiones del sector S10 Agricultura

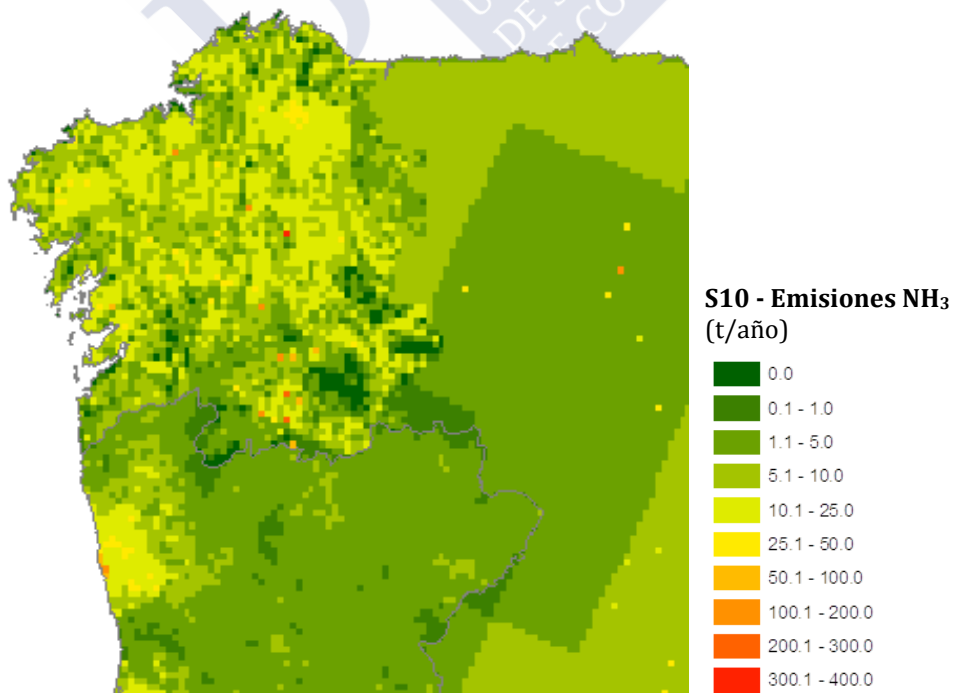


Figura 4.13. Inventario mixto *bottom-up* y *top-down*. Sector: S10 Agricultura. Contaminante: NH₃

4.7. FOCOS DE ÁREA REFERIDOS A LA POBLACIÓN (S2, S6)

Las emisiones de los sectores referidos a la población (S2: combustión no industrial, y S6: uso doméstico de disolventes) son muy complejas de obtener con detalle, ya que las fuentes de emisión son demasiado numerosas y la información disponible, muy limitada. Para estos sectores, se propone la utilización directa de las emisiones EMEP, y su distribución en el territorio mediante una estrategia *top-down*.

4.7.1. Estrategia *top-down*

En este caso, las emisiones serán distribuidas según la densidad de población a nivel municipal, ponderando la población y el área de cada municipio (Bush et al., 2008). Posteriormente, serán distribuidas sobre la malla regular. En la Figura 4.14 se muestran las emisiones EMEP redistribuidas para CO (sector S2) y NMVOC (sector S6) para los dos sectores residenciales, como los contaminantes más significativos del sector correspondiente.

Inventario mixto *bottom-up* y *top-down*

(a) S2

(b) S6

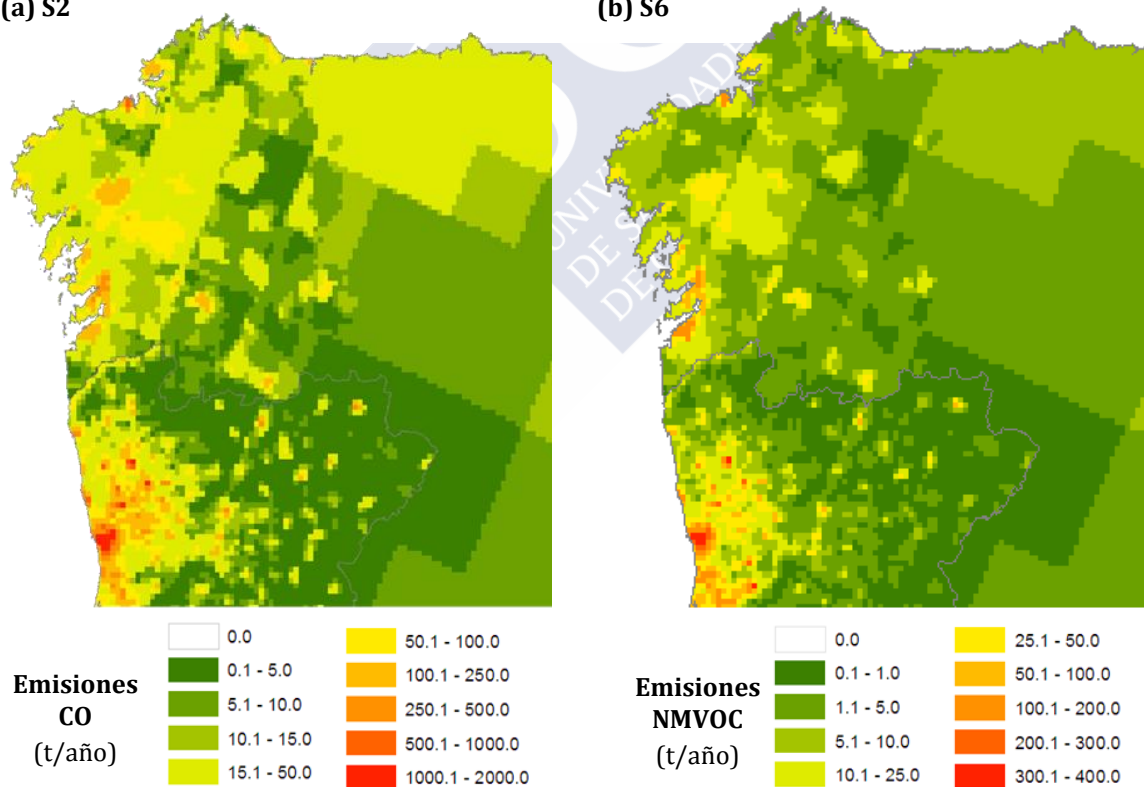


Figura 4.14. Inventario mixto *bottom-up* y *top-down*. (a) Sector: S2 Combustión no industrial. Contaminante: CO. (b) Sector: S6 Uso de disolventes. Contaminante NMVOC

4.7.2. Evaluación de las emisiones residenciales vs EMEP

El análisis de las emisiones EMEP distribuidas de manera uniforme (Figura 4.15) frente a las emisiones del inventario mixto (Figura 4.14) pone de manifiesto la imposibilidad de representar la mayor densidad de población en ciertas áreas con la resolución de 50 x 50 km² de la malla EMEP. Otro aspecto destacable es que, aunque la distribución es similar en ambos sectores, no es idéntica como correspondería a una emisión claramente relacionada con la población.

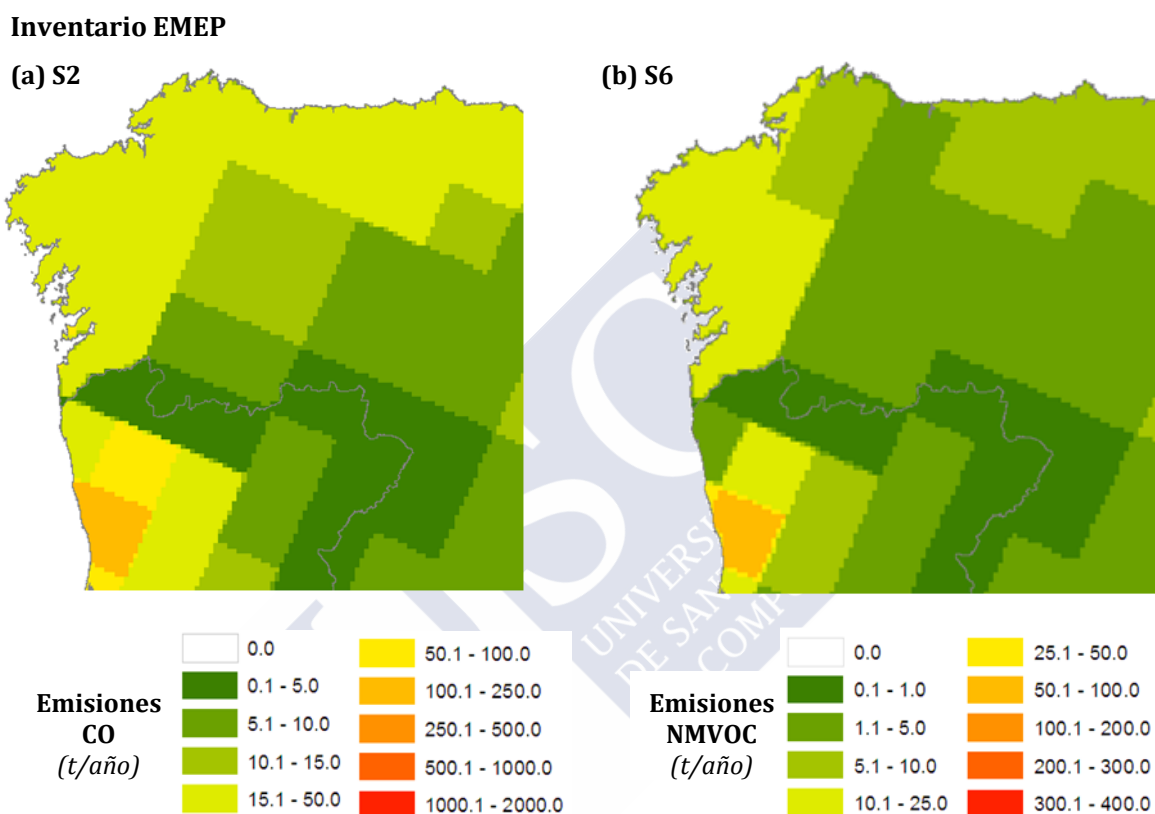


Figura 4.15. Inventario EMEP uniformemente distribuido por superficie (a) Sector: S2 Combustión no industrial. Contaminante: CO. (b) Sector: S6 Uso de disolventes. Contaminante NMVOC

Si se analizan las emisiones EMEP conjuntamente con la densidad de población para Galicia (Figura 4.16), puede observarse cierta independencia entre ambas series. Las áreas más pobladas no conllevan asignadas las emisiones más elevadas del inventario EMEP, como cabría esperar. Por ejemplo, el área de Santiago y sus municipios limítrofes tiene asignado un nivel de emisión superior al área de Vigo para el sector S2; y, sin embargo, la tendencia es la opuesta en el sector S6. Algo similar ocurre para la zona de A Coruña, donde las emisiones asignadas no se corresponden con el nivel de población registrado.

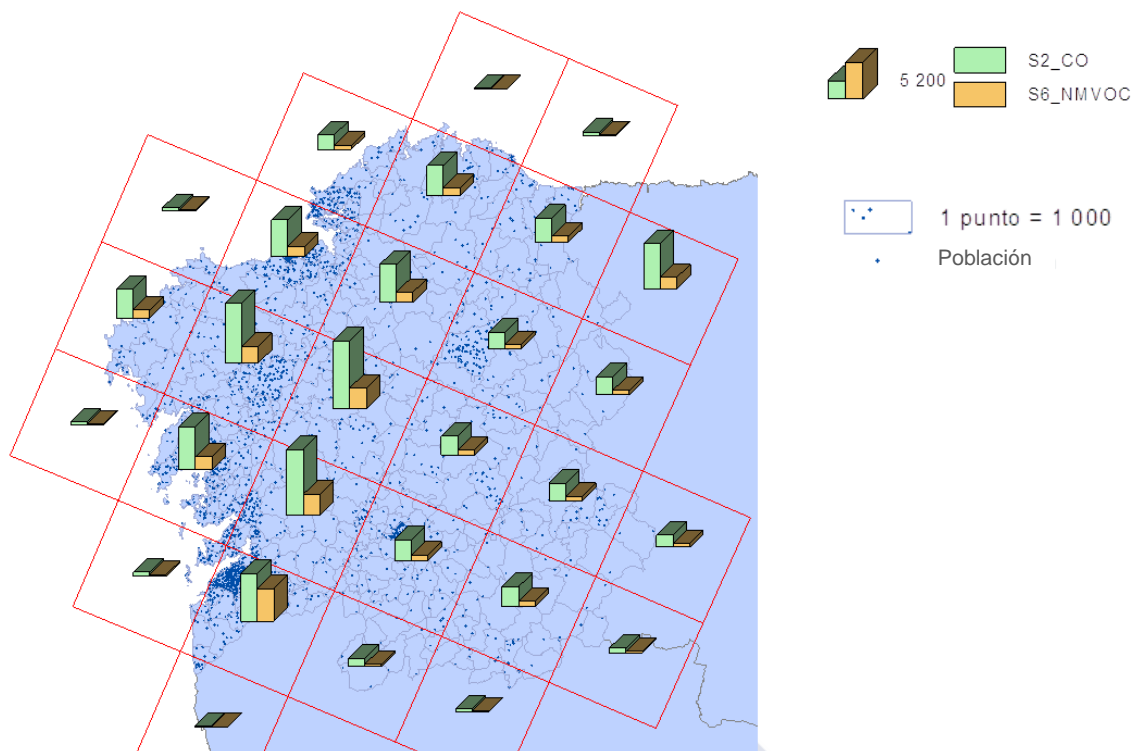


Figura 4.16. Comparación de las emisiones EMEP con la densidad de población por municipio. Sector: S2 Combustión no industrial, contaminante: CO. Sector: S6 Uso de disolventes, contaminante: NMVOC

4.8. OTROS SECTORES (S5, S8, S9)

En esta sección se incluyen los sectores restantes de EMEP, que por su menor relevancia cuantitativa y dificultad de cálculo y/o distribución, se tomarán directamente del inventario EMEP y serán distribuidas de manera uniforme por superficie. Dado que el objetivo era la obtención de un inventario global de emisiones por contaminante, se ha considerado que el cálculo de estos sectores excedía el ámbito de este trabajo; si bien a continuación se discuten las posibles incertidumbres asociadas.

En el caso de los sectores S5 Extracción y distribución de combustibles fósiles y S9 Tratamiento de residuos, su contribución a las emisiones totales (Figura 4.2) no es tan relevante como los sectores considerados hasta ahora. Es por ello que el considerar una distribución uniforme del inventario EMEP para las emisiones de estos sectores, no aportará al inventario un error significativo. Como ejemplo, en la Figura 4.17 se muestran las emisiones EMEP uniformemente distribuidas en la malla de 3 x 3 km² de resolución para S5 y S9, para el contaminante NMVOC.

Inventario EMEP

(a) S5

(b) S9

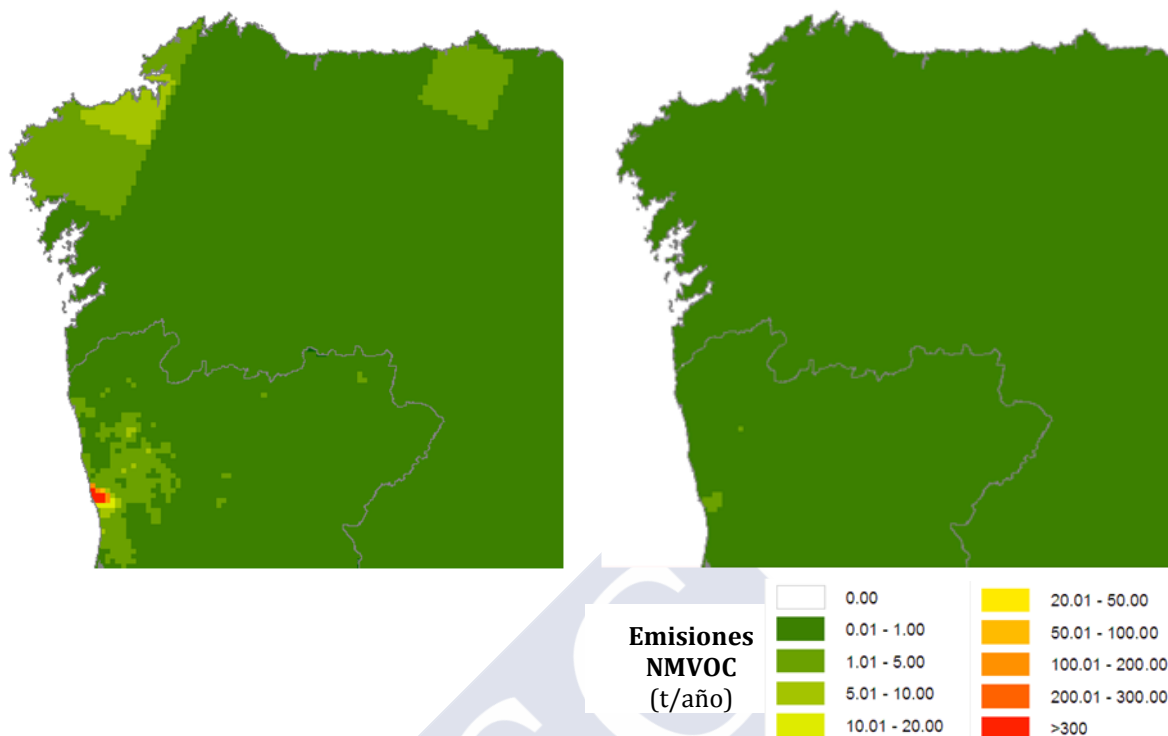


Figura 4.17. Inventario EMEP uniformemente distribuido en Galicia (a) Sector: S5 Extracción y distribución de combustibles fósiles (b) Sector: S9 Tratamiento de residuos. Contaminante NMVOC

Las emisiones del sector S8 Otras Fuentes móviles y maquinaria, sin embargo, sí tienen cierta relevancia (Figura 4.2); pero, por su naturaleza, son altamente complejas de cuantificar. Para las emisiones terrestres del sector S8, correspondientes al tráfico *off-road*, resulta de gran complejidad identificar y caracterizar todo el tráfico aéreo y ferroviario, la flota de vehículos agrícolas y forestales en uso, sus parámetros de actividad, etc. Algunos autores, como Bush et al. (2008), proponen una distribución de este sector por usos del suelo, de forma similar al sector agrícola; considerando además de las categorías clasificadas como suelo agrícola, aquellas categorías asociadas con el transporte, como vías de tren, puertos, aeropuertos, etc. Sin embargo, esta opción en el caso de Galicia no se plantea como una alternativa, ante la resolución insuficiente del Programa *Corine Land Cover* (Figura 4.12).

Las emisiones S8 marítimas son, si cabe, aún más complejas, debido al alto nivel de incertidumbre asociado a los datos de actividad que son necesarios para la caracterización de las emisiones, tanto en términos cuantitativos como de localización (Miola & Ciuffo, 2011). Por esta razón, las emisiones correspondientes a este sector se tomarán directamente del inventario EMEP, y serán distribuidas de manera uniforme por superficie.

En la Figura 4.18 se muestran las emisiones obtenidas para el sector S8, para el contaminante SO_x . Puede distinguirse la influencia del corredor Atlántico en las emisiones marítimas, o la de grandes puertos como Vigo, Avilés o Gijón.

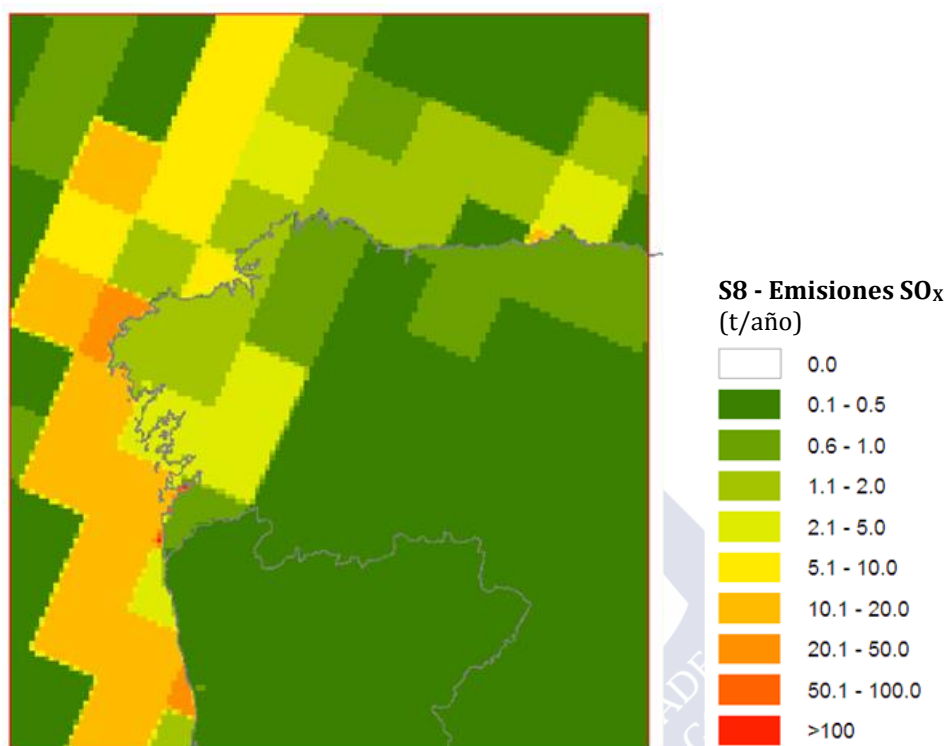


Figura 4.18. Inventario EMEP uniformemente distribuido. Sector: S8 Otras Fuentes móviles y maquinaria. Contaminante SO_x

4.9. APLICACIONES DEL INVENTARIO DE EMISIONES DESARROLLADO

El establecimiento de este tipo de inventarios, como el desarrollado durante el presente capítulo, denominado EMIGAL en sus aplicaciones, constituye una herramienta de gran utilidad como base para la valoración de políticas de reducción de emisiones, comparación entre alternativas, planteamiento de escenarios y su aplicación en modelos de calidad del aire, entre otras aplicaciones.

A continuación se resumen brevemente dos aplicaciones desarrolladas a partir del inventario EMIGAL: El portal PRESAXIO de predicción de la calidad del aire en Galicia (Proyecto "XIMERE/FUXIMERE: impacto de las emisiones industriales y fugitivas en la calidad del aire de Galicia", PIGDT, Xunta de Galicia) y el estudio de zonificación de la calidad del aire en Galicia (para el Laboratorio de Medio Ambiente de Galicia, Xunta de Galicia), ambos desarrollados dentro del Grupo de Modelización Ambiental de la Universidad de Santiago de Compostela, en colaboración con la empresa Troposfera S.C.

4.9.1. Aplicación PRESAXIO

EMIGAL alimenta al sistema de pronóstico y diagnóstico de la calidad del aire a alta resolución para Galicia, PRESAXIO. En él se integran un modelo de calidad del aire, CHIMERE (INERIS, 2008); y un modelo meteorológico, WRF (Skamarock & Klemp, 2008) para estimar las concentraciones de los contaminantes primarios y secundarios; y proporcionar una predicción operativa de la calidad del aire de Galicia (Cartelle et al., 2011-2013).

El pronóstico de la calidad del aire se realiza a una resolución de 9 km², con un horizonte temporal de 48/72 h para los siguientes contaminantes: SO₂, NO_x, CO, Partículas (PM₁₀ y PM_{2,5}) y O₃. A través el portal web www.presaxio.es, los resultados de las predicciones se proporcionan en mapas de concentraciones medias, máximas y superaciones de los niveles de referencia descritos en el Real Decreto 102/2011 (BOE, 2011). Esta aplicación ha sido recientemente integrada en la página web de **Meteogalicia**, <http://www.meteogalicia.es>. Como ejemplo, se muestra en la Figura 4.19 una predicción del Índice de Calidad del Aire (ICA), para Galicia.

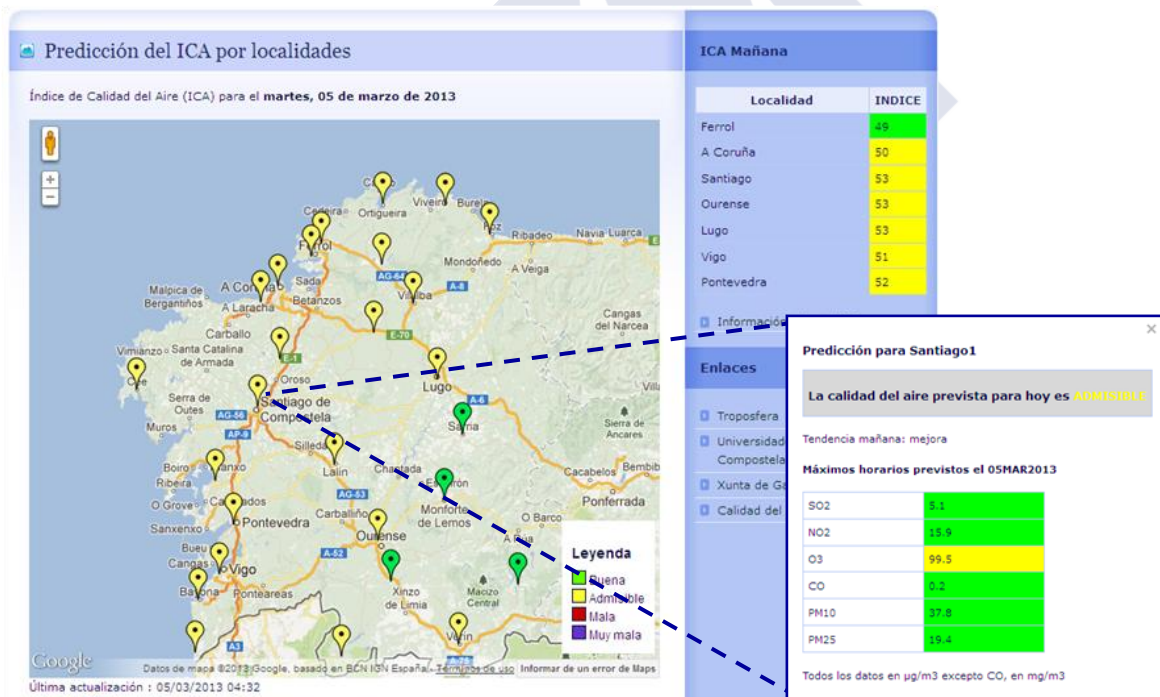


Figura 4.19. Capturas de la web de PRESAXIO del ICA de los principales núcleos de población, y destacada la predicción para Santiago de Compostela el 05/03/2013 (Cartelle et al., 2011-2013)

Actualmente, los resultados obtenidos con este sistema están siendo sometidos a un proceso de validación con el objetivo de cuantificar las desviaciones cometidas por el modelo al utilizar EMIGAL y la diferencia con respecto a EMEP. Este proceso se realiza con la herramienta DELTA desarrollada por el FAIRMODE, *Forum for Air Quality*

Modelling in Europe (Thunis et al., 2010). Los resultados obtenidos hasta ahora con esta herramienta son muy alentadores, en tanto que EMIGAL, aunque parcialmente basado en EMEP, proporciona resultados de modelización de la calidad del aire sensiblemente mejores a los alcanzados directamente con el inventario EMEP (Borrego et al., 2012).

4.9.2. Proyección de inventarios: Zonificación

EMIGAL ha sido también el punto de partida del estudio del óptimo emplazamiento de las estaciones de calidad del aire en Galicia. La zonificación se llevó a cabo tras la simulación de la calidad del aire en la región, a lo largo de un año meteorológico tipo y un inventario de emisiones tipo derivado de EMIGAL; lo que permitió determinar niveles ambientales de contaminantes atmosféricos en función de escenarios de emisiones previstos.

Estos escenarios son alternativas o posibles trayectorias en la evolución de un determinado parámetro o variable (IPCC, 2000). Conceptualmente, en caso de emisiones, los escenarios se plantean a partir de un inventario base en el que parte de la información es sustituida por un conjunto de suposiciones o alternativas en la evolución de las emisiones de un determinado sector, tecnología, actividad, etc. Estas alternativas podrán establecerse considerando posibles cambios o controles tecnológicos en la industria, evolución demográfica, etc. (Casares et al., 2005). La evolución de las emisiones lleva asociado un grado de incertidumbre muy elevado, ya que existen numerosas variables a tener en cuenta; especialmente en aquellas actividades que tienen un componente social, como las emisiones residenciales.

Ante la imposibilidad de formular predicciones demostrables, parece lógico considerar un escenario tendencial, que se base en el hecho de que los factores que determinan las emisiones contaminantes para una actividad siguen cierta tendencia observada en el pasado. Como criterio, se trató de formular un inventario de máximos a partir de EMIGAL, para obtener un inventario no adscrito a un año concreto, si no una estimación válida para un período de tiempo más largo.

La mayor parte de las medidas consideradas en los escenarios hacen referencia a la introducción de medidas y políticas ya sea a nivel local, nacional o internacional de control y reducción de las emisiones, aplicadas fundamentalmente a las instalaciones industriales y a los vehículos (EEA, 2009a). En caso de las emisiones de vehículos, la introducción de la obligación de una nueva tecnología, no implica una reducción instantánea de las emisiones, ya que hay que tener en cuenta la antigüedad del parque de vehículos. Los cambios se reflejarán en el total de manera progresiva y muy lentamente. No así las emisiones industriales, en las que un cambio en una determinada tecnología o el crecimiento económico conllevan directamente cambios en las emisiones.

El sector industrial ha sufrido una serie de cambios tecnológicos y sociales muy importantes en los últimos años, que difícilmente permiten realizar algún tipo de proyección a corto o medio plazo. La primera clave de la heterogeneidad hay que buscarla en el desarrollo económico que se produjo en los últimos años, que generó un crecimiento desigual en los sectores industriales (Paredes, 2012).

Para el inventario tendencial, y ante la imposibilidad de establecer un máximo de emisión teniendo en cuenta la coyuntura actual, se propuso la recopilación de datos de producción nominal y el cálculo teórico de las emisiones, basado en factores de emisión de las propias instalaciones (cuando fue posible) y/o factores de emisión estándar. Para aquellas instalaciones para las que no se disponga de esta información se asignó la emisión histórica máxima disponible desde el año 2001 ó, si se ha identificado algún cambio tecnológico, a partir de la implantación del mismo.

4.10. ANÁLISIS DE LA ACTUALIZACIÓN DEL INVENTARIO EMEP 2008

Durante el desarrollo de la presente tesis, se produjo una actualización del inventario EMEP 2008, corrigiéndose con carácter retroactivo las emisiones en 2012. Aunque el inventario regional presentado en este capítulo hace uso de la reciente actualización, se consideró necesario analizar los cambios entre las dos versiones del inventario EMEP 2008.

En la Figura 4.20 se comparan las variaciones observadas para las emisiones totales e industriales del año 2008, antes y después de la actualización, como suma de todas las celdas en el dominio regional.

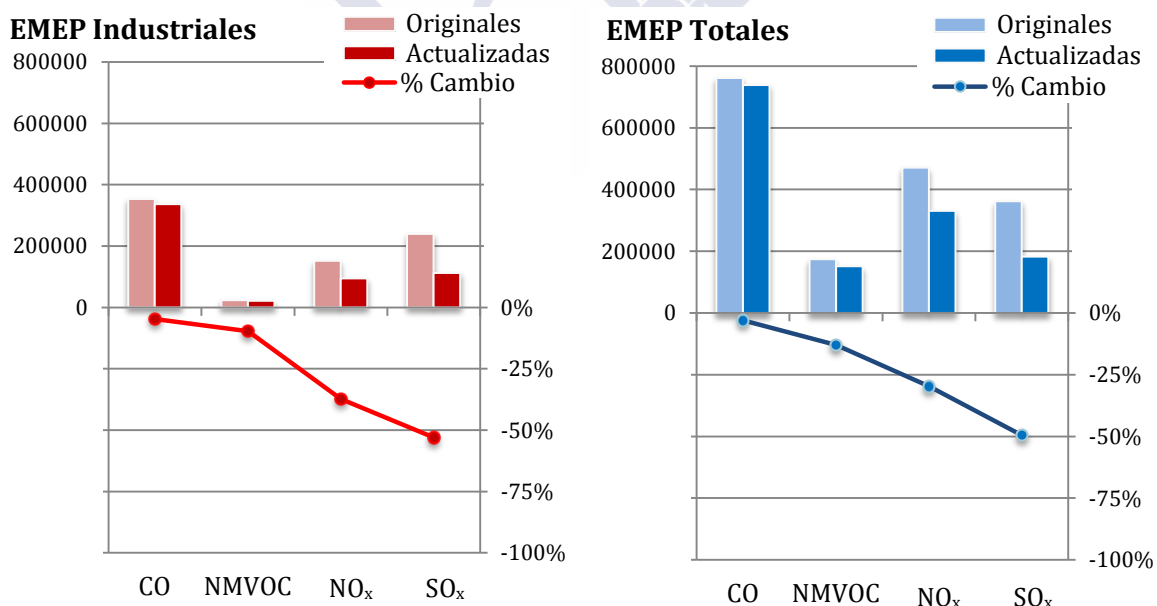


Figura 4.20. Magnitud y cambio en las emisiones EMEP 2008 industriales y totales descargadas en 2011 (CEIP, 2008a) y actualizadas en 2012 (CEIP, 2008b) para CO, NMVOC, NO_x y SO_x

La variación en las emisiones sigue una tendencia similar tanto para las emisiones totales como las industriales, y es siempre negativa; es decir, el CEIP ha considerado que las emisiones EMEP 2008 originales (descargadas en 2011) sobreestimaban la emisión para todos los contaminantes.

El contaminante con menos variación es el CO, con una disminución respecto a las emisiones originales del 2.93% para las totales y del 4.8 % para las industriales. En los demás contaminantes, las variaciones son mucho mayores, con unos porcentajes de disminución de 13.0, 29.7 y 49.6% para las emisiones totales de NMVOC, NO_x y SO_x, y del 9.7, 37.4 y 53.0% para las emisiones sólo industriales. El SO_x es el contaminante que más varía, fundamentalmente por la actualización de las políticas de control de contenido en azufre de los combustibles, que claramente no fueron consideradas en el desarrollo de las emisiones 2008 originales.

Esta variación de las emisiones puede analizarse también por sectores (Tabla 4.11).

Tabla 4.11. Análisis sectorial de la actualización EMEP para el año 2008: variación de las emisiones en la actualización (CEIP, 2008b) con respecto a las emisiones 2008 originales (CEIP, 2008a)

SNAP	VARIACIÓN DE LA ACTUALIZACIÓN (%)			
	CO	NMVOC	NO _x	SO _x
S1	- 54.01	- 27.37	- 28.05	- 53.96
S2	+ 1.74	+ 1.38	- 23.97	+ 56.01
S3	- 5.19	- 29.42	- 48.27	- 53.03
S4	- 1.51	+ 0.82	- 16.30	- 42.55
S5	0	- 29.19	0	0
S6	0	- 17.47	0	0
S7	+ 3.33	+ 8.77	- 5.06	+ 63.91
S8	+ 1.94	- 11.17	+ 15.39	+ 12.62
S8B	0	0	- 0.34	+ 2.84
S9	+ 60.06	- 10.61	+ 21.20	+ 17.54
S10	- 35.65	- 31.19	- 15.75	- 64.32

De los resultados presentados en la Tabla 4.11 se observa que aunque el total sea decreciente, en realidad hay algunos sectores en los que con la actualización se les asigna mayor emisión; decir, se produce una redistribución de las emisiones entre los sectores, de manera desigual entre los contaminantes. Por ejemplo, para el sector S2, la reducción en NO_x es aproximadamente del 24%, mientras se asigna un aumento en la emisión de SO_x para este mismo sector. Por otro lado, este análisis sectorial permite confirmar la suposición realizada sobre el SO_x y de cómo la actualización disminuye las emisiones en el sector industrial, mientras asigna una emisión mayor a prácticamente todos los demás sectores.

En las Tablas 4.12 y 4.13, se comparan los resultados obtenidos en el análisis de las emisiones residuales para los sectores industriales con las emisiones EMEP 2008 originales (CEIP, 2008a) y actualizadas (CEIP, 2008b). A diferencia de lo que cabría esperar, los resultados son bastante similares. De nuevo, se destacan los valores que se consideran incoherentes: en la comparación con EMEP totales, las emisiones calculadas superiores al 80% de la emisión total; y en comparación con EMEP industriales, las emisiones superiores al 110% e inferiores al 10%.

Tabla 4.12. Comparación del porcentaje de aportación de los grandes focos puntuales a las emisiones EMEP industriales de CO, NMVOC, NO_x y SO_x, para las emisiones 2008 originales (CEIP, 2008a) y actualizadas (CEIP, 2008b)

CELDA EMEP	EMEP IND. ORIGINALES (%)				EMEP IND. ACTUALIZADAS (%)			
	CO	NMVOC	NO _x	SO _x	CO	NMVOC	NO _x	SO _x
48,15	7.6	1.8	45.0	325.2	7.5	1.4	69.4	100.0
48,16	7.4	6.5	31.0	1617.0	7.4	5.1	47.7	497.6
49,14	4.1	100.1	39.5	528.6	4.1	126.1	61.2	102.6
49,15	3.9	575.3	54.1	733.1	3.9	461.2	83.4	219.8
49,16	18.4	443.0	123.1	54.1	19.2	537.6	144.9	157.6
49,17	10.2	447.7	155.3	1691.6	10.2	350.3	239.5	520.3
50,12	95.9	2.4	49.7	238.0	100.9	4.1	77.1	36.0
50,13	112.7	872.8	34.1	186.5	122.2	1463.6	50.0	28.1
50,14	22.9	49.2	33.3	52.0	23.2	57.5	31.9	49.0
50,15	0.0	0.9	1.3	16.9	0.0	1.2	2.1	3.2
50,16	5.4	93.2	107.1	100.8	5.5	82.5	173.4	26.2
50,17	28.0	12.4	97.6	8.1	30.7	23.7	74.9	98.2
50,18	54.3	692.4	176.4	93.8	96.9	412.2	128.4	99.4
51,13	2.6	361.2	2.1	0.4	4.2	472.0	3.9	0.1
51,14	101.2	753.9	68.9	917.8	164.0	996.9	144.1	228.1
51,15	95.8	13.6	191.8	324.4	206.2	19.9	252.5	95.7
51,16	50.0	917.8	59.2	174.1	71.4	1348.9	104.5	29.7
51,17	0.0	0.3	2.0	12.4	0.1	0.3	2.2	2.1
52,15	13.0	0.3	1.3	30.8	16.2	0.5	2.2	5.3
52,18	78.3	48.0	304.3	137.3	68.8	21.0	131.6	29.0
53,16	74.4	17.3	84.3	117.8	144.4	29.4	1471.5	3534.0
53,18	0.4	98.6	6.6	38.6	0.4	70.7	6.9	46.1
54,16	1.6	316.4	65.0	309.3	1.5	362.5	86.7	92.4
54,17	0.4	471.6	0.3	0.2	0.6	660.0	3.6	3.6
54,18	9.9	56.9	18.2	8.7	9.5	56.3	15.0	1.5
55,15	8.1	0.3	1.8	50.0	10.9	0.5	4.6	10.0
55,16	4.7	2.6	18.5	1.3	4.3	3.2	24.9	0.3
56,14	65.0	2.6	28.4	826.3	101.5	4.0	62.7	110.0

% Aportación emisiones calculadas >110% Las emisiones calculadas superan EMEP industrial

% Aportación emisiones calculadas < 10%. Las emisiones calculadas son muy inferiores a las propuestas por EMEP para los sectores industriales

Tabla 4.13. Comparación del porcentaje de aportación de los grandes focos puntuales a las emisiones EMEP totales de CO, NMVOC, NO_x y SO_x, para las emisiones 2008 originales (CEIP, 2008a) y actualizadas (CEIP, 2008b)

CELDA EMEP	EMEP TOTAL ORIGINALES (%)				EMEP TOTAL ACTUALIZADAS (%)			
	CO	NMVOC	NO _x	SO _x	CO	NMVOC	NO _x	SO _x
48, 15	4.1	0.1	1.6	4.5	4.2	0.1	2.6	7.9
48, 16	4.0	0.4	1.4	29.8	4.1	0.4	2.1	50.8
49, 14	1.4	7.3	4.8	54.6	1.4	8.1	5.0	47.2
49, 15	2.2	35.2	7.7	214.1	2.2	37.4	7.7	127.6
49, 16	10.8	68.5	75.0	51.7	11.1	75.4	82.0	139.5
49, 17	5.8	26.5	15.0	115.8	5.8	28.4	17.9	148.5
50, 12	0.1	0.0	0.1	0.3	0.1	0.0	0.1	0.2
50, 13	3.4	34.9	3.0	8.6	3.4	41.4	3.3	8.5
50, 14	12.1	6.5	8.3	36.6	12.3	7.2	7.7	37.5
50, 15	0.0	0.1	0.2	3.6	0.0	0.1	0.2	1.9
50, 16	2.8	5.9	17.3	32.1	2.8	6.4	16.5	16.5
50, 17	14.8	3.2	76.3	8.1	15.6	4.0	60.1	95.5
50, 18	53.9	352.1	104.6	85.1	95.9	295.3	101.4	93.7
51, 13	0.1	12.1	0.2	0.0	0.1	13.5	0.2	0.0
51, 14	4.9	50.0	13.2	519.4	5.5	59.9	16.0	191.3
51, 15	15.6	1.0	46.6	247.7	17.6	1.2	40.4	85.7
51, 16	4.6	68.6	12.3	73.9	4.9	79.9	10.6	22.3
51, 17	0.0	0.0	0.5	7.3	0.0	0.0	0.4	1.8
52, 15	1.2	0.0	0.3	14.5	1.3	0.0	0.3	4.3
52, 18	14.6	8.6	111.4	97.4	13.4	7.3	80.5	25.8
53, 16	32.6	4.8	79.8	117.5	44.5	6.3	776.7	3242.1
53, 18	0.4	31.6	5.6	37.5	0.4	29.8	6.0	44.3
54, 16	0.4	62.5	19.9	185.8	0.4	74.3	23.2	74.8
54, 17	0.1	99.5	0.2	0.2	0.2	121.0	1.4	3.2
54, 18	1.2	4.2	5.2	5.7	1.1	4.5	5.4	1.3
55, 15	0.7	0.1	0.4	17.5	0.8	0.1	0.4	6.9
55, 16	1.1	0.5	5.3	0.8	1.1	0.6	6.2	0.3
56, 14	3.6	0.6	5.2	284.5	4.0	0.7	5.8	84.3

% Aportación >100% Las emisiones calculadas superan EMEP Total.

% Aportación 80-100%. Las emisiones calculadas prácticamente representan el 100% de las emisiones EMEP totales

En el caso de las emisiones industriales (Tabla 4.12), se alcanzan prácticamente los mismos máximos relativos, si bien es cierto que, en muchos casos, la diferencia calculada entre los inventarios disminuye. Así, en las celdas (48, 15) ó (49, 14), la emisión actualizada elimina los máximos alcanzados para SO_x, y la nueva emisión prácticamente coincide con la calculada en el inventario mixto. En otros casos, la actualización no consigue eliminar esta diferencia aunque sí se alcanzan importantes

mejoras, como en las celdas (48,16) ó (49,17) también para SO_x, donde las diferencias se reducen a un tercio y a la mitad, respectivamente.

En cuanto a los mínimos, la disminución generalizada de las emisiones del sector industrial (Tabla 4.11), no ha supuesto ninguna diferencia en la ocurrencia de aportaciones mínimas, excepto en la celda (50,17); con las emisiones EMEP 2008 originales, la emisión industrial propuesta para SO_x eran 101687.8 t, frente a las 8429 t propuestas tras la actualización. En esta celda, la única fuente de emisión industrial significativa de SO_x es la C.T. As Pontes. El valor original procedía de los registros históricos de dicha central térmica, cuando el combustible empleado contenía alrededor de un 70% en peso de lignito local, y la emisión total rondaba este orden de magnitud. Con la actualización, se recogió el cambio de tecnología y combustible de esta central, y la nueva emisión coincide prácticamente con la emisión medida en los sistemas de monitorización en continuo en esta instalación.

Para las emisiones totales (Tabla 4.13) las mejoras no son tan significativas. El número de superaciones de las emisiones EMEP totales es inferior con la actualización (9 frente a 10 superaciones); pero hay mayor número de celdas con una emisión calculada por encima del 80% de la emisión EMEP (8 frente a 3 superaciones). La diferencia se acorta en alguno de estos máximos, como en las celdas (49, 15) o (51, 14) para el SO_x. Sin embargo, en otras celdas las diferencias son mucho mayores, como en (53, 16), en la que las emisiones originales 2008 asignaban un total de 25913.1 t de SO_x, y en la actualización este valor se reduce 861.25 t; cuando existe en dicha celda una instalación que en 2008 emitió 26300 t de este contaminante, la U.P.T Compostilla (PRTR, 2012).

4.11. CONCLUSIONES

En este capítulo se ha establecido un inventario regional de emisiones atmosféricas antropogénicas a partir de la combinación de estrategias *bottom-up* y *top-down* para el Noroeste de la Península Ibérica. La combinación de estas dos estrategias mejora sensiblemente la precisión de las emisiones calculadas. Debido a que esta metodología está basada en PRTR, EMEP y otras fuentes de información pública, es posible actualizar y mejorar periódicamente el inventario de emisiones. Además, por basarse en el inventario EMEP, puede ser comparado con otros estudios equivalentes a nivel estatal, o europeo, como se ha constatado tras la integración de las emisiones desarrolladas por el GEMAC para Portugal.

La aplicación de la estrategia *bottom-up*, aplicada sobre los sectores industrial y de tráfico, posibilita la inclusión de información específica del área de estudio. En la aplicación de la estrategia *top-down*, la utilización de herramientas GIS permite la sistematización del proceso de distribución de las emisiones, facilitando la actualización y/o cambios en el inventario.

Al comparar el inventario mixto desarrollado con el inventario EMEP, uniformemente distribuido, se observan diferencias muy significativas en la distribución espacial de las emisiones, tanto en los focos puntuales como de área. Estas diferencias son mayores en aquellas áreas específicas en las que se ha mejorado la resolución del inventario, como en las grandes ciudades, o en zonas con focos puntuales.

El análisis de las diferencias entre el inventario mixto y EMEP en las emisiones industriales ha permitido identificar ciertas incoherencias entre los valores declarados por las autoridades a las dos iniciativas empleadas como base: el inventario PRTR (emisiones industriales), y el inventario EMEP (emisiones antropogénicas). Se han identificado contaminantes y áreas en las que el valor asignado a sólo una o varias instalaciones supera el valor asignado en EMEP para el total de las emisiones antropogénicas.

La evaluación de la actualización del inventario EMEP para 2008 confirma la independencia con la que las autoridades gestionan las iniciativas EMEP y PRTR. Además, en los procesos de revisión del inventario EMEP no se está teniendo en cuenta la información ya publicada y teóricamente revisada por las autoridades, recogida en el PRTR. Esto provoca un desconocimiento por parte de EMEP de las medidas de reducción de emisiones industriales que, de manera efectiva, se han aplicado en Galicia en el año 2008 y anteriores.



Chapter 5.

LOCAL SCALE

Experimental development of specific emission factors: U.P.T. As Pontes

5.1. OBJECTIVE

5.2. INTRODUCTION

5.3. METHODOLOGY

5.4. CASE STUDY: AS PONTES POWER PLANT

- 5.4.1. Coal blend: local lignite and foreign subbituminous coal
- 5.4.2. Burning technology
- 5.4.3. Emission values

5.5. RESULTS AND DISCUSSION

- 5.5.1. Carbon dioxide, CO₂
- 5.5.2. Sulphur dioxide SO₂
- 5.5.3. Nitrogen oxides, NO_x

5.6. CONCLUSIONS



5.1. OBJECTIVE

In this chapter, specific emissions factors for a large 1400 MW coal-fired power plant were obtained from continuous emissions monitoring data along 8 years, with different coal mixtures and combustion conditions. Experimental data were provided by As Pontes Power Plant (Endesa S.A.). A methodology to estimate pollutants emissions from coal mixtures combustion using standard pure coal emission factors was developed and tested.

Differences in experimental emission factors (both specific and standard) set the procedure to estimate the uncertainty of standard emission factors. The adjustment of experimental data leads to reevaluate the applicability of the standard emissions factors widely used in the literature. This work represents an effort to question the use of general emission factors for characterizing the emissions from a coal-fired power plant burning coal mixtures for CO₂, SO₂ and NO_x.

5.2. INTRODUCTION

Electricity generation is one of the major industrial sources of atmospheric emissions all over the world. Within the European countries included on the CLRTAP, it is responsible for 45% of the sulphur dioxide emissions, 22.5% of nitrogen oxides emissions, and 30% of all GHGs emissions (EEA, 2009a; EEA, 2011b). Similar results can be found for the United States, where fossil fuel-fired power plants are responsible for 67% of the sulphur dioxide emissions, 23% of nitrogen oxide emissions, or 40% of anthropogenic carbon dioxide emissions (U.S. EPA, 2007b). The significance of this sector has resulted in emissions from electricity generating units as the best characterized source category.

The typical expression for the estimation of emissions is set up by equation 1.1 (p. 27). The emission of a certain pollutant will be obtained as the product of the activity rate by the related emission factor and the total emission reduction percentage by application of control systems. In most cases, the emission factors are averages of all the available experimental data with acceptable quality, as they are assumed to be representative of long-term averages for all facilities in the same source category (Wisner et al., 2010). They are usually expressed as the resulting pollutants emission intensity divided by either product or raw material flow of the process.

For a coal-fired industry, emission factors are typically given in terms of mass of pollutant per Mg of burnt coal, or per unit of produced energy. Emission factors for the energy sector are the most widely available in the literature, considering parameters like boiler type, fuel type and quality, burner pattern, emission control technologies, unit age, location and size, etc (Zhao et al., 2010).

However, the same process unit can change its operational regime during different time periods, even though the unit load and, as a consequence, the activity rate of the unit keep constant. In spite of that, most of the existing studies apply uniform emission factors from internationally recognized data sources along the entire activity period, even though the same emission factor does not fit at all (Nazari et al., 2010). Also, it is assumed that emission rates vary linearly with throughput, which is not always true. These features become even clearer when trying to estimate emissions from complex processes. In this case, the use of average values of standard emission factors does not seem appropriate (Baugues, 2005).

This fact emphasizes the importance of deriving emission estimates using specific available data. Through the compilation of historical information, it is possible to develop specific emission factor for an industrial facility, group of facilities or even certain regional industrial sector. Activity factors, technology characterization, emission measurements, etc, are some of the data required, and they have been already compiled during the procedure of development of the emissions database (Figura 3.1, p. 95).

Four approaches can be defined, sorted by increasing order of accuracy: average emission factors, material balance, modelling, and use of flue gas analyzers or continuous emission monitoring systems (U.S. EPA, 2010b). The latter is considered as the best method. In large coal-fired power plants, continuous emission source monitoring data for the main gaseous pollutants (SO_2 , NO_x) are available (MacArthur et al., 2009). Therefore, specific emissions factors could be developed based on continuous measurements, as the measured concentration of gases exiting the stacks by the measured flow rate of flue gas. The technology to set up this task is generally available, but compilation of data and quality assurance use to be very expensive, which result in an imprecise calculation of emissions (MacArthur et al., 2009; Dadashzadeh et al., 2011).

The availability and low cost of coal as a fossil fuel have been the major drivers for the past development of technology and construction of coal-fired power plants. During 1960s and 1970s in Europe, many power boilers operated with coal, being supplied by local coal mining facilities. The environmental problems associated to SO_2 emissions and acid rain episodes became a major issue regarding the operation of coal plants in the 1980s. The 1990s brought forward the problem of CO_2 as a GHG gas. At that time, the question was how to combine coal industry and environmental protection (Kavouridis, 2008). Because coal is one of the cheapest fossil fuel, its price is relatively stable, and its reserves are the highest between the current none-renewable energies. So, a joint solution is to use a balanced energy mix with local and cleaner foreign coal.

In this chapter, a general method for the development of average emission factors and correlations from blended-coal-fired electricity utility power plant is proposed and applied to CO_2 , SO_2 and NO_x emissions. For SO_2 and NO_x , these emission factors are

based in experimental data of flue gases emitted by a large 1400 MW coal-fired power plant burning different coal mixtures. CO₂ emission factors are based on mass balances, using routinely fuel and residual compositions data. Results are compared to standard emission factors for pure coals, proving that coal blends combustion products often deviate from the weighted average values for the single coals of the blend (Goñi et al., 2003); then, the suitability of the application of standard individual (pure coals) emission factors and methodologies is also discussed.

This work has been accepted to publication in Energy: Dios et al., 2013. Experimental development of CO₂, SO₂ and NO_x emission factors for mixed lignite and subbituminous coal fired power plant. Energy. DOI 10.1016/j.energy.2013.02.043 (In Press).

5.3. METHODOLOGY

Standard emission factors for the emissions of CO₂, SO₂ and NO_x from uncontrolled fossil fuel power plants are widely available in the literature. These factors are usually referred to pure fuels with steady mean compositions. However, environmental, economical and technological reasons can recommend the use of fuel mixtures, as one of the Best Available Techniques (BATs) (European Commission, 2006b) to be applied, in order to guarantee a longer life for the boilers.

This blend of coals is considered to be an effective strategy for reducing the emissions, as well as reducing the end-use energy demand, improving the efficiency of engines and generators, or just as financially competitive (Agraniotis et al., 2012). Some countries, as Poland with 94% of energy production based on hard coal and lignite combustion, have significantly decreased SO₂ emissions by the practice of blending their own fuel with coals with reduced sulphur contents (Uliasz-Bochenczyk & Mokrzycki, 2007).

Because of the complex behaviour of blends in a boiler, it is difficult to predict the synergistic effects from the performance and composition of the single coals in the blend. These effects may be classified as 'positive' or 'negative' depending on whether the blend performance and reactivity is better or worse than the predicted behaviour from the individual coals (Peralta et al., 2001; Goñi et al., 2003; Mardon & Hower, 2004). In this context, some coal properties for blends are additive, such as sulphur content: they can be obtained from the individual coal properties, by adding the related proportion of the individual coal. But, other properties may be non-additive, as far as volatile matter release (Haas et al., 2001; Ulloa et al., 2005).

Blending coals as fuel for power stations results in changes in the aggregate quality of coal to be fired (Durgun & Genc, 2009). Compatibility of coals for blending needs to be examined in order to avoid problems in operational variables, emissions or grinding

requirements. Because of that, the characteristics of coals for blending are examined for compatibility, and to reach acceptable conditions of operation and slagging (CEA, 2012).

Typically, an emission factor for combustion processes is referred as the mass of pollutant released per unit of burnt fuel (EEA, 2009a). Because the different parameters involved in this case, the emission factors were fitted to linear functions, with other variables as dependant. The general approach applied to develop the emission factors from experimental data can be summarized as follows (Frey & Zheng, 2002),

- Compilation and evaluation of a database for emission and activity factors.
- Graphical analysis of the data and selection of best parameters to fit.
- Adjustment, evaluation and selection of alternative parametric distribution models, representing the variability of activity and emission factors data. A general decomposition analysis methodology is proposed: the emissions were calculated by adding the contributions from several selected parameters (Hatzigeorgiou et al., 2008).

If there are more than three data points and the sample is representative, it is possible to apply statistical techniques to estimate the values of the parameters for a two-parameter distribution that can be used to describe the variability in the dataset (EEA, 2009a). The remainders (differences between modelled and observed values) are expected to approach a normal distribution.

These adjustment models include parameters as the specific consumption per unit of energy production, the proportion of coals in terms of energy ratio in the mixture (indirectly, it introduces the low heat value (LHV); and, for SO₂ emissions, the percentage of sulphur content. It is important to notice that other parameters could be also considered, but linear adjustment was not suitable for them. As an example, Figure 5.1 shows the total coal consumption (in both weight and energy basis) vs. electric production for the study case. Strong nonlinearities can be observed for coal consumption on weight basis, which are not observed on energy basis.

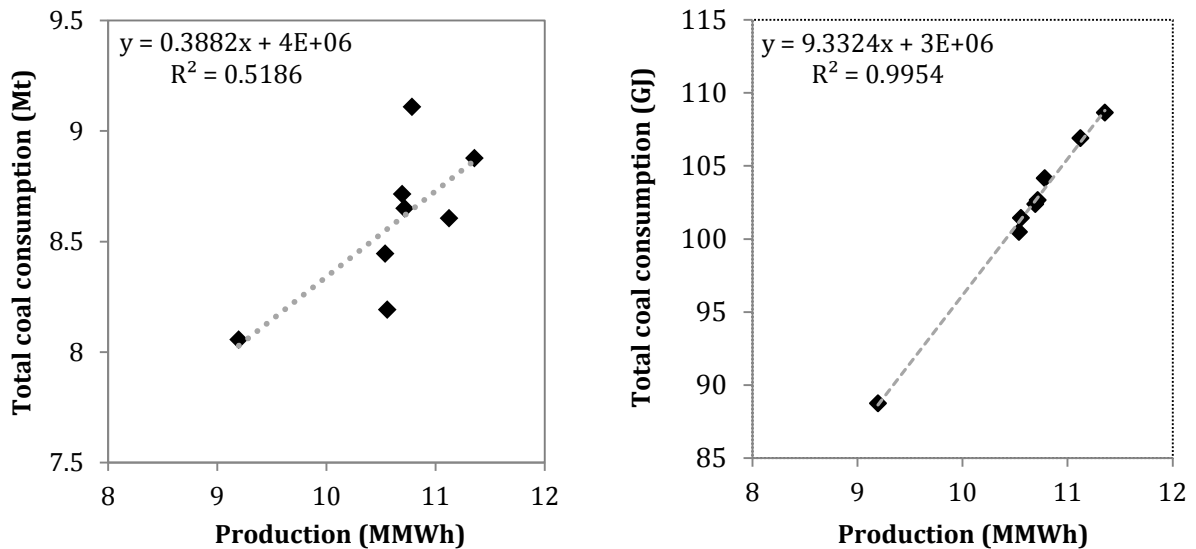


Figure 5.1. Electric production (Millions of MWh) vs total coal consumption in As Pontes Power Plant: (a) on weight basis (b) on energy basis

Because of the particular characteristics and parameters involved in the adjustment procedure for each pollutant, both the adjustment equations and comparison with standard emission factors are presented in section 5.5 Results and Discussion.

5.4. CASE STUDY: AS PONTES POWER PLANT

As Pontes Power Plant (Endesa Generación S.A.) is the largest power plant in the Iberian Peninsula. Its stack of 356 m is the highest in Spain and the 7th in the world; and it is considered the stack of higher volume all over the world (its wideness varies from 36 to 18 m, from the base to the top). These large dimensions are justified by the need to mitigate the emissions impact over the local environment, and to disperse a huge amount of combustion gases (8 million of Nm³/h) with a reasonable exit velocity (less than 30 m/s).

This power facility has four independent power generation units (G-I to G-IV), each with 350 MW of installed capacity with its own boiler and liner inside the stack. The power plant takes an important role in electrical power, being capable of producing about 5% of the total electrical energy demand of Spain (Fernández Martínez et al., 2001; Prieto, 2009).

As Pontes Power Plant was originally designed to burn the lignite extracted from the open cast mine sited close to this facility. This fuel has a high content in humidity, inert material and sulphur and low calorific value. Coal analysis for lignite extracted from As Pontes open cast mine (1997 to 2004), and higher quality foreign subbituminous coal (1994 to 2010), both burnt in As Pontes Power plant boilers between 1994 and 2007 in

different mixing ratios, is presented in Table 5.1 (mean values \pm standard deviation for key parameters). This dataset has been provided by As Pontes Power Plant Laboratory (certified UNE-EN ISO/IEC 17025:2005).

Table 5.1. Coal analysis (mean values + standard deviation for key parameters) for lignite extracted from As Pontes open cast mine (1997 to 2004), and higher quality foreign subbituminous coal (1994 to 2010), both burnt in As Pontes Power plant boilers

COMPOSITION ANALYSIS			PHYSICAL PROPERTIES		
	Lignite	Subb.coal		Lignite	Subb.coal
C (wt%)	23.025	53.15	LHV (GJ t ⁻¹)	7.65 \pm 0.65	19.52 \pm 0.46
H (wt%)	2.055	3.735	Ash (%)	26.52 \pm 1.11	2.66 \pm 0.65
N (wt%)	0.35	0.67	Volatile matter (%)	21.395	34.96
S (wt%)	2.73 \pm 0.47	0.15 \pm 0.04	Humidity (%)	37.275	25.58
O (wt%)	8.595	13.95			

In order to reduce its air pollution emissions, several technological retrofitting were carried out in this power plant, boiler to boiler. Considering these technological changes, five different operational periods can be distinguished (Figure 5.2).

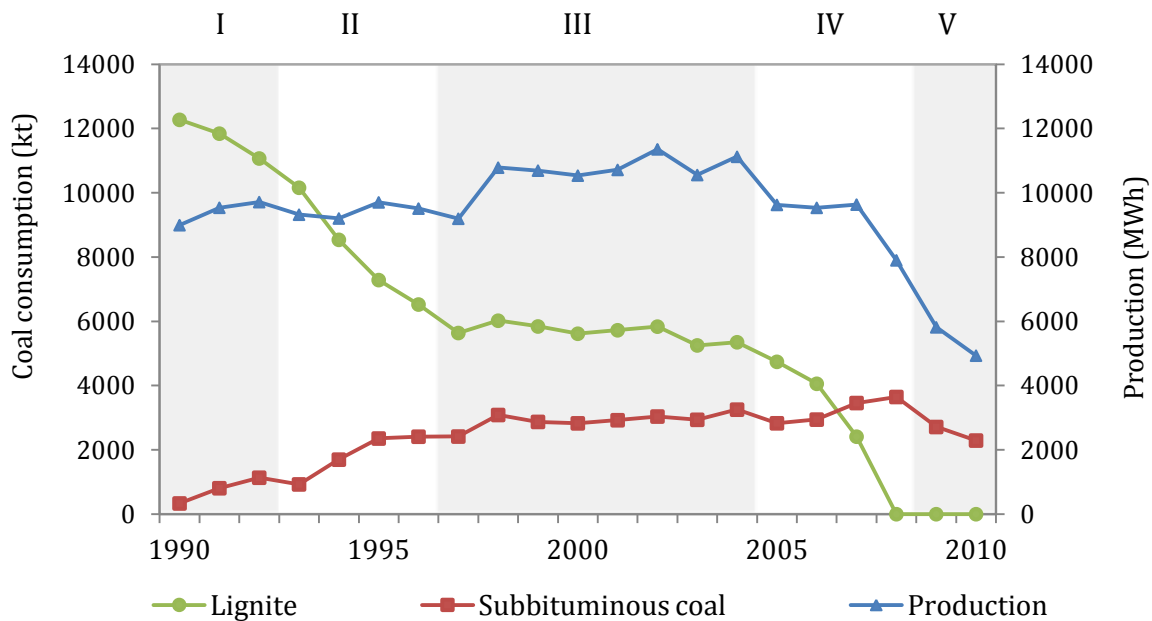


Figure 5.2. Time series for As Pontes Power Plant, from 1990 to 2010: Production and coal consumption values (ENDESA, 2011)

Prior to 1992 (period I) only local lignite was burnt. In period II, from 1993 to 1996, a technological retrofitting took place (one boiler per year) to use a 50% mixture in energy of this local lignite with higher quality foreign subbituminous coal. As a consequence, important reductions on pollutant emissions were achieved, year by year, being sulphur dioxide emissions the most significant case, due to the lower sulphur

content of the subbituminous coal. Period III corresponds to the second steady-state operation, with all boilers routinely burning a 50% in energy coal blend.

In 2005, this plant began a second retrofitting process (period IV) which allows burning 100% of foreign subbituminous coal, due to the closure of the local lignite open cast mine in 2008. Therefore, from 2005 to 2008, a gradual reduction of lignite consumption was achieved. Of course, with this second retrofitting process further reductions on emissions were achieved.

The periods when boilers were retrofitted, II and IV, the power generation units operated with different technologies and burnt different fuel mix. As the available annual emissions dataset is not segregated by boiler; only period III (1997-2004) can be considered to estimate specific emission factors for coal mixtures burning in this plant.

5.4.1. Coal blend: local lignite and foreign subbituminous coal

The blending process in As Pontes Power Plant took place in the coal storage area, where the blend was homogenized. Local lignite and foreign subbituminous coal were stacked independently in stockyards, and mixed subsequently at a common transfer point. Blending was carried out cautiously, adding a higher proportion of subbituminous coal when necessary, in order to control the performance of the boiler, atmospheric emissions or air quality specifications. During the period from 1997 to 2004, the proportion of foreign subbituminous coal varies from 62.2 to 70.0% on annual weight basis (53.7 to 59.4% on energy basis) (ENDESA, 2011).

Coal is the main fuel in this plant; the use of auxiliary fuels, heavy and diesel oil, is limited only to very specific applications, like boiler start-up operations or emergencies. In fact, these auxiliary fuels mean just 0.5% of the total energy consumed by the plant.

5.4.2. Burning technology

Boilers of As Pontes Power Plant were designed to burn lignite, using a combustion technology identified as tangentially fired pulverized coal dry-bottom boiler. The dry-bottom boiler technique has the highest installed capacity of coal combustion in the world (Lewis, 1997; Belosevica et al., 2006; EEA, 2009a; U.S. EPA, 1997-2012).

In these boilers, the coal is pulverized and pneumatically injected through the burners inside the boiler, with a tangential configuration, locating the burners on the corners of the combustion chamber, set in 6 columns with 4 levels each. Each column of burners is fed by a beater wheel mill, which also allows for the drying of the coal by means of the recirculation of hot exhaust gas (ENDESA, 2011). Both fuel and required air are injected in tangential direction of an imaginary circle defined by the horizontal plane of the chamber (Figure 5.3).

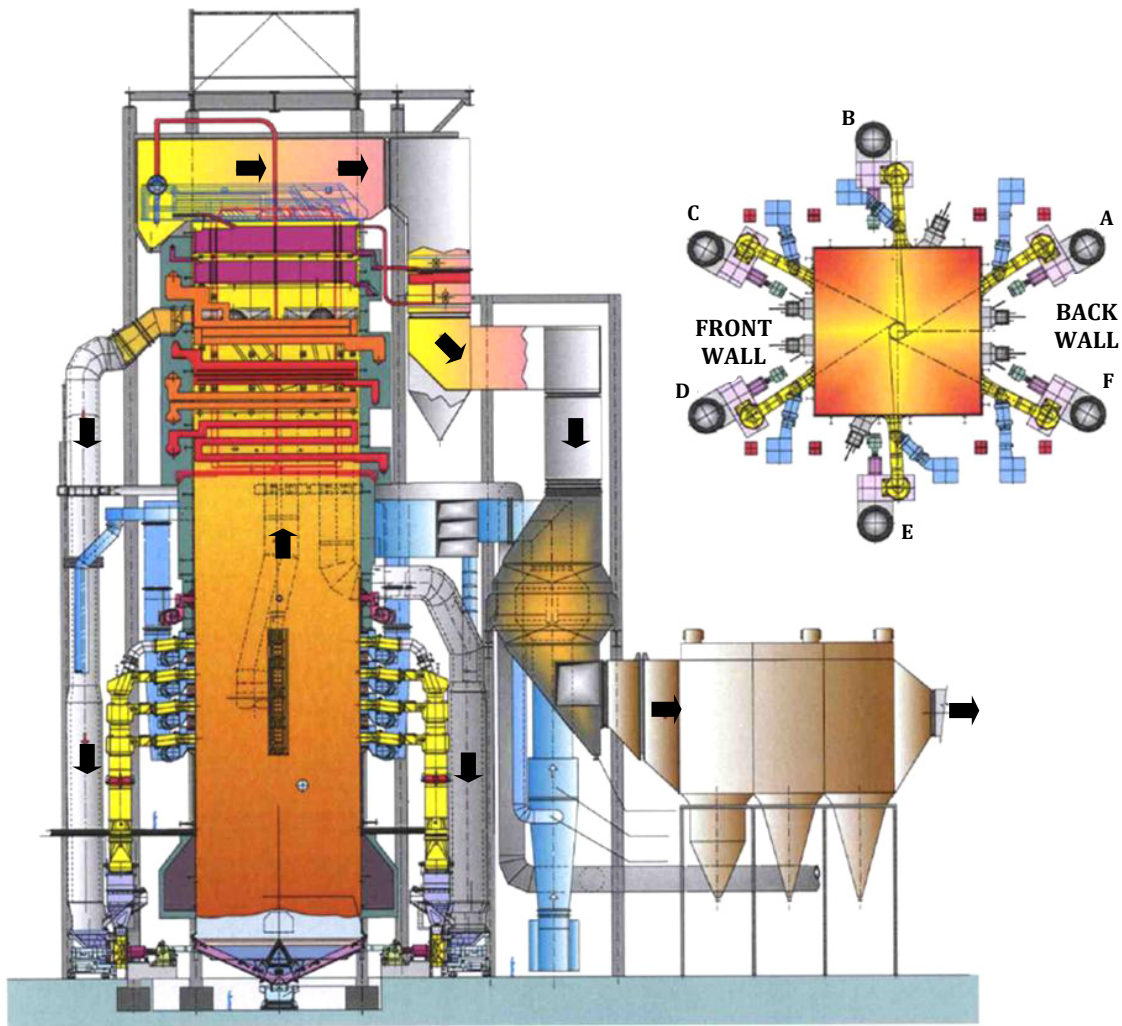


Figure 5.3. Traversal section and horizontal distribution of the burners in As Pontes Power Plant tangentially fired dry bottom boiler. Adapted from ENDESA (2011)

The combustion occurs at temperatures between 900 and 1200 °C, always below the fusion temperature of the ash. Thus, between 10 to 20% of the ashes are transferred to the bottom of the chamber and removed as solid ash; most of the remainder ash is usually collected in electrostatic precipitators (ESPs), with just a small fraction emitted (lower than 0.5%) as flying ash in the flue gases. These boilers are widely used in power generation worldwide for the combustion of hard coal and brown coal/lignite.

5.4.3. Emission values

The environmental impacts of pulverized coal power plants and their mitigation mainly involve the emissions of pollutants CO₂, SO₂, NO_x and particles. However particles are collected in ESPs which are designed to reduce their emissions and to keep them steady. Because of the technological and fuel retrofittings applied in As Pontes Power Plant, the rest of emissions values change with time. Taken 1990 as the reference year, Figure 5.4 shows the emissions time series of these three pollutants in As Pontes Power

Plant, along the study period. Changes in both coals and combustion technologies drive to attained emission reductions of 10.2% for CO₂ and 45.8% for SO₂ in period II, regarding 1990's data. With the total swapping of lignite by subbituminous coal, period IV, reductions reach 19.4% for CO₂, 98.2% for SO₂ and 34.5% for NO_x.

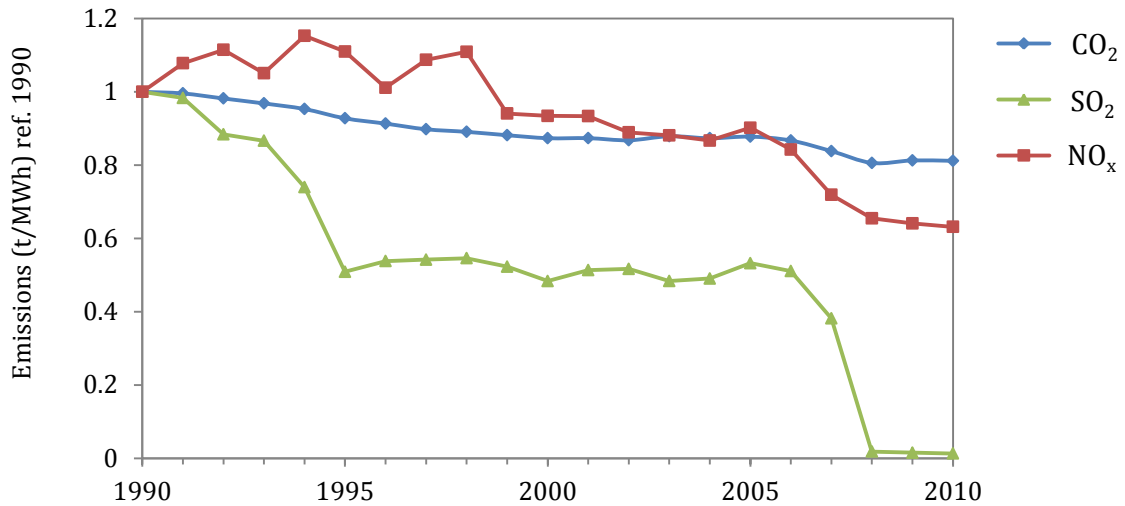


Figure 5.4. CO₂, SO₂ and NO_x emissions from As Pontes Power Plant for 1990 to 2010 referred to 1990 emissions

These emissions data were obtained from continuous emissions monitoring for SO₂ and NO_x, by applying the following methods and standards,

- SO₂: UV fluorescence, UNE-EN 14181:2005, UNE 77222:1996, UNE 77210:1989
- NO_x: Chemiluminiscence, UNE-EN 14181:2005, UNE 77224:2000, UNE 77211:1989

For CO₂, the emissions were obtained by carbon material balance following the methodology defined by 2007/589/EC Directive, which establishes guidelines for the monitoring and reporting of greenhouse gas emissions (EU, 2007). Analytic data to apply this methodology were obtained by the As Pontes Power Plant Laboratory, accomplishing the general requirements for the competence of testing and calibration laboratories (currently, UNE-EN ISO/IEC 17025:2005).

5.5. RESULTS AND DISCUSSION

5.5.1. Carbon dioxide, CO₂

The emission of CO₂ can be expressed in terms of production in MWh. Considering that the efficiency of each type of coal is proportional to their energy contribution, equation 5.1 is proposed.

$$E_{CO_2} = Prod \cdot (a \cdot x_{lig} + b \cdot x_{subb}) \quad \text{Eq. 5.1}$$

where, E_{CO_2} is the CO₂ emission, $Prod$ is the production value (MWh); x_{lig} and x_{subb} , the percentages on energy basis (% GJ) of lignite and subbituminous fuel; and a and b , the adjustment parameters, expressed as tons of pollutant per MWh produced.

The carbon dioxide emission factors only vary significantly with the carbon content and the efficiency of the facility. For power plants, a 99% conversion of the fuel carbon is generally considered (U.S. EPA, 1997-2012). As Pontes Power Plant has not any pollution controls systems to capture CO₂ as it exit the stack, and the efficiency of the plant can be considered almost constant for the 1997-2004 period.

If the specific energy production for each type of fuel were known, a and b could be compared with standard emission factors. In this dataset, production values for As Pontes Power Plant are not fuel specific, and standard CO₂ emission factors for this industrial sector are expressed in terms of fuel consumption (not referred to energy production). Because of the relatively independence of the CO₂ emission factors, separate calculations can be carried out for each fuel type, and the total emissions are obtained by adding the contribution of each fuel type, as in equation 5.2 (DCC, 2011).

$$E_{CO_2} = c \cdot C_{lig} + d \cdot C_{subb} \quad \text{Eq. 5.2}$$

where E_{CO_2} is the emission of CO₂; c and d , the adjustment parameters; and C_{lig} and C_{subb} the consumption values for lignite and subbituminous coal, expressed on terms of weight or energy (tons or GJ). Directly, c and d are experimental emission factors, expressed as tons of pollutant per tons or GJ of coal consumed. No emission control system is considered for this pollutant.

The adjustment of the experimental data to equation 5.2, delivers the specific emission factors for CO₂ of the plant. Table 5.2 shows the adjustment equation and the specific emission factors obtained, both on weight and energy basis.

Table 5.2. Adjustment and experimental parameters for Eq. 5.2 (a) on weight basis and (b) on energy basis. Specific emission factors developed from experimental parameters, expressed in t CO₂ per either t or GJ of consumed fuel

ADJUSTMENT - Eq. 5.2	
WEIGHT BASIS	ENERGY BASIS
$E_{CO_2} = 0.669 \cdot C_{lig} + 2.231 \cdot C_{subb}$ $c = 0.669, d = 2.231$	$E_{CO_2} = 0.119 \cdot C_{lig} + 0.087 \cdot C_{subb}$ $c' = 0.119, d' = 0.087$
$EF_{lig} = 0.669 \text{ t CO}_2 / \text{t lignite}$	$EF_{lig} = 0.119 \text{ t CO}_2 / \text{GJ lignite}$
$EF_{subb} = 2.231 \text{ t CO}_2 / \text{t subbituminous}$	$EF_{subb} = 0.087 \text{ t CO}_2 / \text{GJ subbituminous}$

The measured emissions were represented (Figure 5.5) against the calculated emissions using specific emission factors, and using standard emission factors, both on weight and on energy basis. Standard emission factors were obtained from different sources,

- U.S. EPA (U.S. EPA, 1997-2012).
- DCC Department of Climate Change and Energy Efficiency, Australian Government (DCC, 2011).
- IPCC (IPCC, 2006)
- IPCC* Modification of IPCC emission factors with country specific parameters (Herold, 2003).
- Q (Quaschnig, 2011).

For this calculated emissions datasets, Table 5.3 shows the correlation coefficient R^2 , and standard error, SE, with regard to measured values.

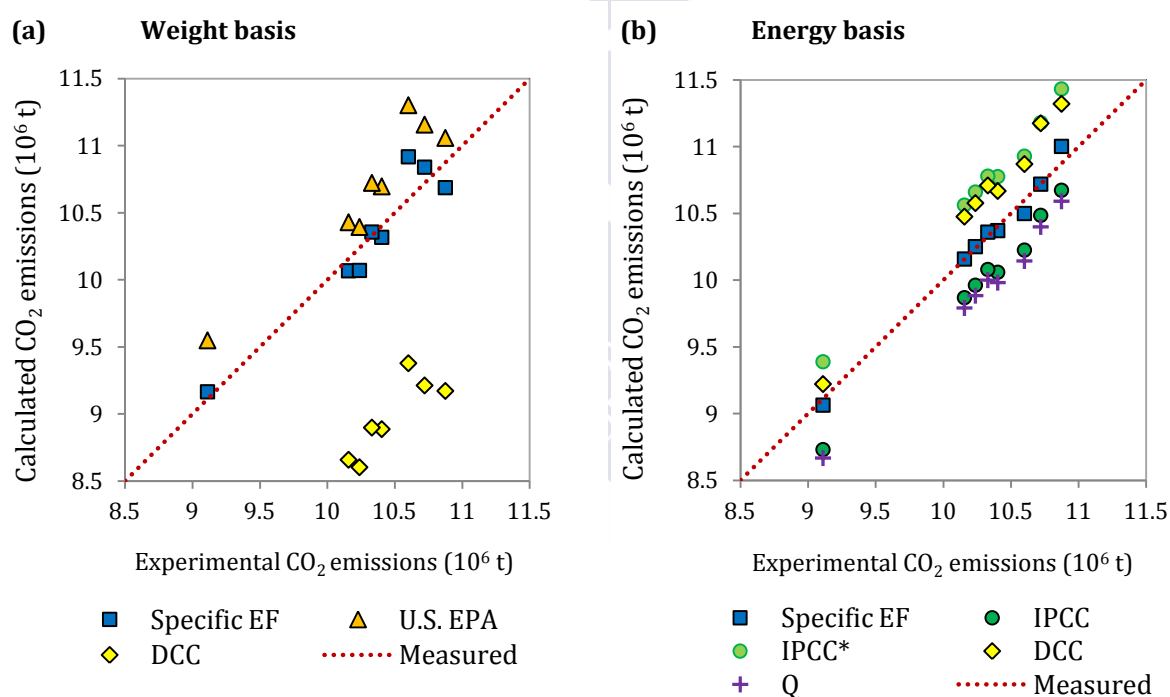


Figure 5.5. Experimental vs calculated CO₂ emissions (x 10⁶ t) (a) on weight basis and (b) on energy basis. The straight line corresponds to experimental data

Table 5.3. CO₂: Correlation coefficients, R^2 , and standard errors, SE (t), between experimental and calculated values

CORRELATION COEFFICIENTS								
WEIGHT BASIS			ENERGY BASIS					
	Specific EF	U.S. EPA	DCC	Specific EF	IPCC	IPCC*	DCC	Q
R²	0.9115	0.6103	0.0678	0.9884	0.7702	0.6499	0.7655	0.6734
SE (t)	167564	421599	1570029	62019	300468	416583	339196	376753

In Figure 5.5, for each dataset it can be observed that both measured and calculated data follow a similar tendency; but, differences between the datasets arises, with the highest emissions obtained with U.S. EPA weight based emission factors and IPCC energy based emission factors.

Of course, the most accurate estimations are obtained with the specific emission factors (Table 5.3), with R^2 between 0.9115 and 0.9884. The lowest SE ($62019 \text{ t}\cdot\text{yr}^{-1}$) is achieved applying the energy based emission factor. On weight basis, U.S. EPA emission factor (U.S. EPA, 1997-2012) provides acceptable estimations, with SE equal to 421599 t/yr ; lower SE is obtained with energy basis IPCC emission factor ($300468 \text{ t}\cdot\text{yr}^{-1}$), but still higher than the specific emission factors results. In all cases, the correlation improves using energy based emission factors, as the specific LHV values are indirectly introduced. Therefore, this model for coal blends provides very good agreement for CO_2 emissions, and it is feasible because of the short data input required.

A comparison between the specific and standard emission factors is shown on Table 5.4, taking into account fuels properties and boiler technology. Differences between specific experimental and standard emission factors, as percentage ($\% \text{ Dif}$), are obtained by equation 5.3 (Wisner et al., 2010),

$$\% \text{ Dif} = (EF_{STD} - EF_{ESP}) / EF_{ESP} \cdot 100 \quad \text{Eq. 5.3}$$

where EF_{STD} is the standard emission factor value and EF_{ESP} is the specific value, obtained by adjustment of the experimental data.

Table 5.4. CO_2 : Comparison between specific and standard emission factors (EF)

	EF_{units}	EF_{adj}	EF_{std}	$\text{Dif } \%$	REFERENCE AND DETAILS
Lignite	$\frac{\text{t CO}_2}{\text{t lig}}$	0.669	0.764	+14.2	EF for lignite combustion, corrected with specific % carbon and oxidation factor. Rate B (U.S. EPA, 1997-2012)
			0.837	+25.1	Default EF for lignite/brown coal corrected with % carbon (DCC, 2011)
	$\frac{\text{t CO}_2}{\text{GJ lig}}$	0.119	0.101	-15.4	Default EF for lignite. Tier 1 (IPCC, 2006)
			0.117	-1.63	Spanish utilities specific EF for lignite. Tier 2 (Herold, 2003; IPCC, 2006)
			0.098	-8.29	Default EF for lignite/brown coal corrected with % carbon and LHV (DCC, 2011)
			0.1012	-15.2	Default EF for lignite (Quaschnig, 2011)
	Subbituminous	$\frac{\text{t CO}_2}{\text{t subb}}$	2.231	1.764	-20.9
1.909				-14.4	Default EF for black coal corrected with % carbon (DCC, 2011)
$\frac{\text{t CO}_2}{\text{GJ subb}}$		0.087	0.0961	+10.1	Default EF for subbituminous coal. Tier 1 (IPCC, 2006)
			0.109	-8.29	Default EF for black coal corrected with % carbon and LHV (DCC, 2011)
			0.0946	+8.42	Default EF for hard coal (Quaschnig, 2011)

Comparing directly the emission factors, the mean differences are between -20.9 and 25.1%. If we take into account the uncertainty of emission factors, these differences could drive to consider the standard emission factors as acceptable. However, the impact of these differences in the absolute CO₂ emissions of large facilities is extremely high, with special incidence in the Kyoto Protocol application. So, the calculation of CO₂ emissions using standard emission factors (corrected with specific properties of the fuels) seems to be appropriate. The behaviour of blend on CO₂ emissions complies with the expected weighted average values of activity factor and emission factor from the pure coals comprising the same blend.

For both coals, the trend varies considering emission factors either on weight or on energy basis. For lignite, the standard values on weight basis tend to overestimate the emissions; as long as for energy basis, the behaviour is the opposite. The trend is the opposite for subbituminous coal.

This behaviour can be partly explained because of the compositions and physical properties of the coals, especially for lignite, which are very different to the values in the literature. The standard averages LHV for lignite and subbituminous coal are 11.9 and 18.9 GJ/t respectively (IPCC, 2006), as long as these values for local lignite and foreign subbituminous coal are 7.65 and 19.52 GJ/t, respectively. Besides, the 99% oxidation factor established in the literature slightly differs to the factor obtained for As Pontes Power Plant in the period under study, which is 99.78%.

5.5.2. Sulphur dioxide, SO₂

Following the same approach as stated for CO₂, similar equations are developed for SO₂. Without any desulphurisation technology in the flue gas exhaustion, the emission of SO₂ is directly related to the sulphur content of the fuels mixture. The sulphur content, directly related to SO₂ emissions, is an additive property of blends of coals. In these cases, usually a material balance is applied (equation 5.4), considering that 100% of sulphur content in the fuel is oxidize to SO₂, and rejecting any sulphur retention in ashes.

$$E_{SO_2} = e \cdot C_{lig} \cdot S_{lig} + f \cdot C_{subb} \cdot S_{subb} \quad \text{Eq. 5.4}$$

where E_{SO_2} is the emission of SO₂ (t); C_{lig} , C_{subb} , the consumption of lignite and subbituminous coal, respectively (t); S_{lig} , S_{subb} the sulphur content (% w/w) in lignite and subbituminous coal, respectively; and, e and f , the adjustment parameters (EEA, 2009a).

On the other hand, considering the retention ratio of sulphur in ash, the material balance becomes to equation 5.5,

$$E_{SO_2} = (e' \cdot C_{lig} \cdot S_{lig} + f' \cdot C_{subb} \cdot S_{subb}) \cdot (1 - S_{RA}) \quad \text{Eq. 5.5}$$

where S_{RA} the sulphur retention in ash; e' and f' are the adjustment parameters; and, the rest of parameters were previously defined (EEA, 2009a).

The adjustment of the experimental data to equation 5.4, delivers the specific SO_2 emission factors for this power plant. Table 5.5 shows the adjustment equation and the specific emission factors obtained on weight and energy basis.

Table 5.5. Adjustment and experimental parameters for Eq. 5.2 (a) on weight basis and (b) on energy basis. Specific emission factors developed from experimental parameters, expressed in t SO_2 per either t or GJ of consumed fuel

ADJUSTMENT - Eq. 5.2	
WEIGHT BASIS	ENERGY BASIS
$E_{SO_2} = 3.352 \cdot 10^{-2} \cdot C_{lig} + 4.173 \cdot 10^{-2} \cdot C_{subb}$ $c = 3.352 \cdot 10^{-2} ; d = 4.173 \cdot 10^{-2}$	$E_{SO_2} = 5.310 \cdot 10^{-3} \cdot C_{lig} + 1.348 \cdot 10^{-3} \cdot C_{subb}$ $c' = 5.310 \cdot 10^{-3} ; d' = 1.348 \cdot 10^{-3}$
$EF_{lig} = 3.352 \cdot 10^{-2} \text{ t } SO_2 / \text{t lignite}$	$EF_{lig} = 5.310 \cdot 10^{-3} \text{ t } SO_2 / \text{GJ lignite}$
$EF_{subb} = 4.173 \cdot 10^{-2} \text{ t } SO_2 / \text{t subbituminous}$	$EF_{subb} = 1.348 \cdot 10^{-3} \text{ t } SO_2 / \text{GJ subbituminous}$

The measured emissions were represented (Figure 5.6) against the calculated emissions using both experimental specific emission factors, and also standard emission factors on weight and on energy basis. These standard emission factors were obtained from:

- U.S. EPA (U.S. EPA, 1997-2012).
- NPI, National Pollutant Inventory, Australian Government (NPI, 2012).
- IPCC (IPCC, 2006).
- EEA (EEA, 2009a).
- EEA* Modification of standard EEA emission factors by specific sulphur content (EEA, 2009a).
- BAT Minimum and maximum emission factors defined by Best Available Techniques (EEA, 2011b).

For these calculated emissions datasets, Table 5.6 shows the correlation coefficient R^2 , and standard error, SE, with regard to measured values.

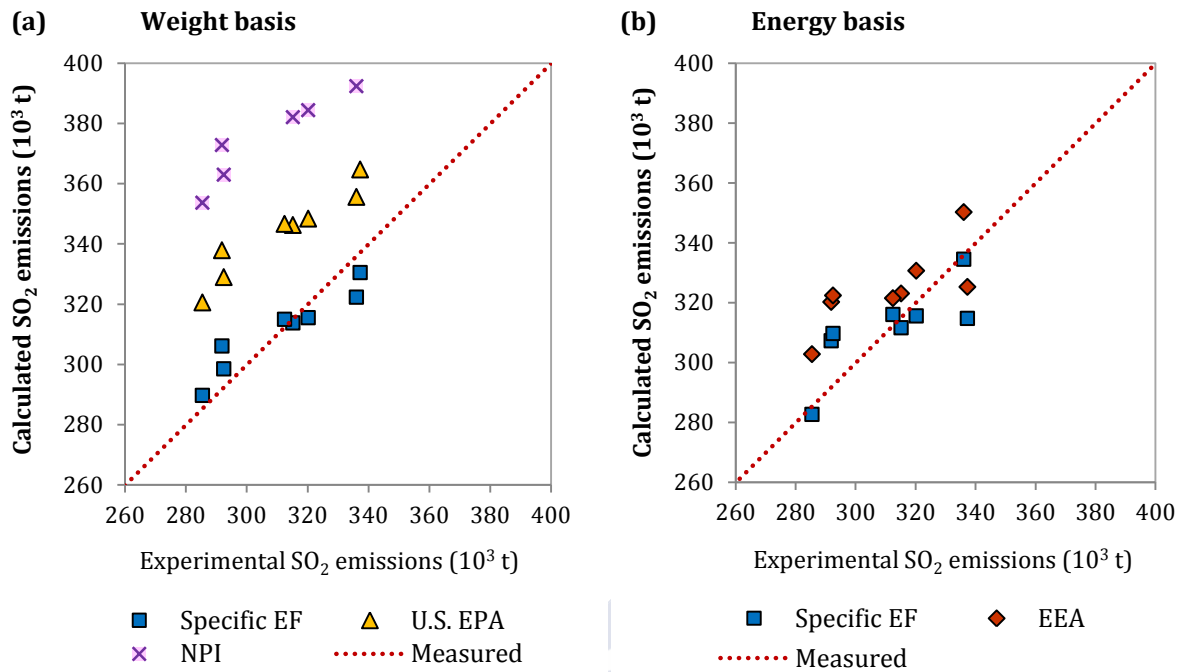


Figure 5.6. Experimental vs calculated SO₂ emissions (x 10³ t) (a) on weight basis and (b) on energy basis. The straight line corresponds to experimental data

Table 5.6. SO₂: Correlation coefficients, R², and standard errors, SE (t), between experimental and calculated values

CORRELATION COEFFICIENTS							
WEIGHT BASIS				ENERGY BASIS			
	Specific EF	U.S. EPA	NPI	Specific EF	EEA	EEA*	BAT
R²	0.9003	0.1313	0.0404	0.609	0.2698	2.46·10 ⁻⁴	2.83·10 ⁻⁷
SE (t)	8644	35325	72757	11728	18030	204030	307907

In Figure 5.6, it is apparent that energy based emission factors results (both standard and specific) are more accurate than weight based emission factors results; although results using both specific emission factors are very similar to the experimental dataset (as expected). However, for SO₂ specific weight based emission factor offers better statistics than specific energy based emission factor; in fact, only specific weight based emission factor should be acceptable (R² equal to 0.9003), with a SE of 8644 t·yr⁻¹. Otherwise, for standard emission factors the energy based emission factors get better results than the weight based emission factors. This difference between specific and standard emission factors results is due to the large differences in the sulphur content of both blended coals (lignite and subbituminous), as in these cases, specific weight based emission factor is better.

Table 5.7 shows the comparison between standard and specific SO₂ emission factors, with the differences calculated following equation 5.3.

Table 5.7. SO₂: Comparison between specific and standard emission factors

	EF _{units}	EF _{adj}	EF _{std}	Dif %	REFERENCE AND DETAILS
Lignite	$\frac{t\ SO_2}{t\ lig}$	$3.35 \cdot 10^{-2}$	$3.79 \cdot 10^{-2}$	+13.1	EF for dry bottom tangential boiler, lignite, obtained with specific % sulphur. Rate C (U.S. EPA, 1997-2012)
			$4.18 \cdot 10^{-2}$	+24.7	Default EF for lignite, obtained with specific % sulphur. Rate C (NPI, 2012)
	$\frac{t\ SO_2}{GJ\ lig}$	$5.31 \cdot 10^{-3}$	$7.17 \cdot 10^{-3}$	+35.1	Default EF for lignite obtained with specific % sulphur and LHV. Tier 1 (EEA, 2009a)
			$2.28 \cdot 10^{-3}$	-57.0	EF for dry bottom boiler for lignite corrected by specific % sulphur. Tier 2 (EEA, 2009a)
			$7.20 \cdot 10^{-6}$	-99.9	Min and max BAT-based EFs for >300 MW existing boiler using pulverized coals (EEA, 2011b)
			$7.25 \cdot 10^{-5}$	-98.6	
Subbituminous	$\frac{t\ SO_2}{t\ subb}$	$4.17 \cdot 10^{-2}$	$4.42 \cdot 10^{-2}$	+6.01	EF for dry bottom tangential boiler, subbituminous coal, with specific % sulphur. Rate A (U.S. EPA, 1997-2012)
			$4.88 \cdot 10^{-2}$	+16.8	Default EF for subbituminous coal, obtained with specific % sulphur (Rate A) (NPI, 2012)
	$\frac{t\ SO_2}{GJ\ subb}$	$1.35 \cdot 10^{-3}$	$1.66 \cdot 10^{-4}$	-87.7	Default EF for subbituminous coal obtained with specific % sulphur and LHV. Tier 1 (EEA, 2009a)
			$1.35 \cdot 10^{-4}$	-90.0	EF for dry bottom boiler for subbituminous corrected by specific % sulphur. Tier 2 (EEA, 2009a)
			$7.20 \cdot 10^{-6}$	-99.5	Min and max BAT-based EFs for >300 MW existing boiler using pulverized coals (EEA, 2011b)
			$7.25 \cdot 10^{-5}$	-94.6	

The adjustment of the emissions of SO₂ without considering retention in ash provides very poor results. On weight basis, the standard emission factors systematically overestimate the emissions and, using different standard energy based emission factors, no correlation vs. specific emission factors observed: the differences on the LHV coal values, regarding bibliographic values, may be acting as a disturbing factor.

Comparing the different emission factors (Table 5.7) the standard SO₂ emission factors for lignite differ significantly with regard to the experimental emission factors obtained in this study. Only U.S. EPA emission factors (U.S. EPA, 1997-2012) on weight basis seem to provide acceptable results. Compared to the standard values, specific SO₂ emission factor for subbituminous coal is close to an order of magnitude higher than the standard emission factors. This large difference can be explained as the average sulphur content for lignite in standard emission factors is 1%, as long as the measured value in local lignite burnt in As Pontes Power Plant was $2.73 \pm 0.47\%$ (Table 5.1).

As it is observed above, assuming no sulphur retention in ashes leads to significant errors. The adjustment of the experimental data to equation 5.5, is shown in Table 5.8. Ideally, the adjustment parameters should be equal to the SO₂/S molecular weight ratio. On the other hand, considering the retention of sulphur in ashes, the adjustment is

close to ideal. The high correlation proves the representativeness of these experimental emission factors, as they can be applied to estimate the SO₂ emissions from different mixtures of these coals.

Table 5.8. Adjustment parameters and obtained differences in SO₂ mass balances, with Eq. 5.4 (w/o retention in ash) and Eq. 5.5 (with retention in ash)

MASS BALANCE	
Eq. 5.4 (no retention in ash)	Eq. 5.5 (retention in ash)
$E_{SO_2} = 1.752 \cdot C_{lig} \cdot S_{lig} + 7.225 \cdot C_{subb} \cdot S_{subb}$ $e = 1.752; f = 7.225$	$E_{SO_2} = (1.998 \cdot C_{lig} \cdot S_{lig} + 2.186 \cdot C_{subb} \cdot S_{subb}) \cdot (1 - S_R)$ $e' = 1.994; f' = 2.099$
Difference (→ 2)	Difference (→ 2)
$Dif_e = -12.42\%$; $Dif_f = -261.36\%$	$Dif_{e'} = 0.32\%$; $Dif_{f'} = -4.94\%$

In Figure 5.7, the improvement of the adjustment when considering sulphur retention in ash, is shown. The introduction of sulphur retention in ash percentage is capable of explaining the deviations in the combustion of coal blends with respect to the expected results. The adjustment is close to ideal, with a value of R² of 0.995. This result proves the need of including sulphur retention in ash for SO₂ emission estimation. However, this data should be available in any coal-fired power plant, as one of the routinely wastes characterization.

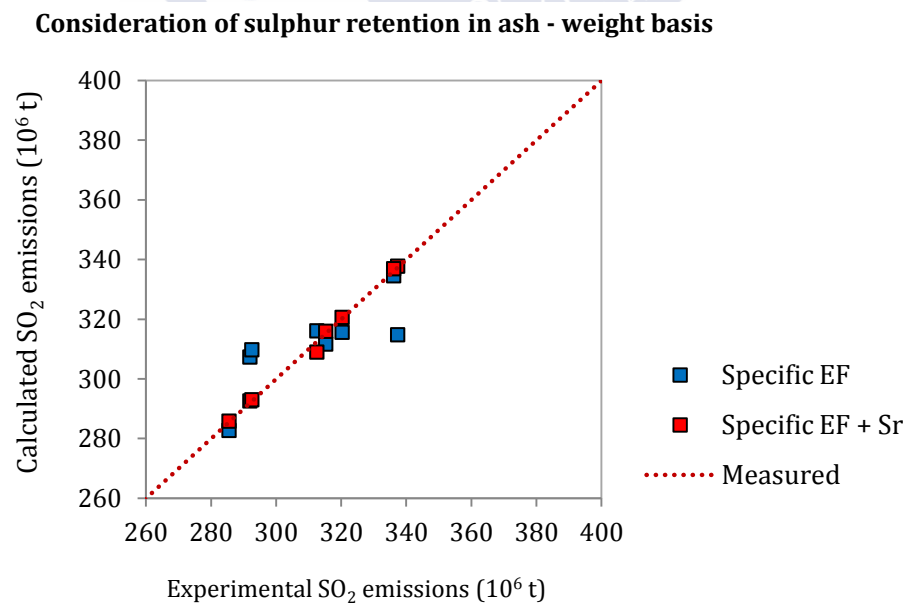


Figure 5.7. Comparison of SO₂ emissions calculated using weight based specific emission factor and specific emission factors + Sr (using sulphur in ash data). The straight line corresponds to experimental data

5.5.3. Nitrogen oxides, NO_x

Emissions of NO_x are influenced by both the properties of the fuel, such as the nitrogen content in the fuel, content of moisture or fineness of the pulverized coal; and the operation parameters: load, combustion temperature and excess of air, position and configuration of the air injectors, etc. (Wang et al., 2012). In fact, these emissions are produced by both the nitrogen content in the fuel and the thermal reaction between atmospheric nitrogen and oxygen, or radicals such as C, CH, CH₂ fragments derived from fuel (Franco & Diaz, 2009). The generation of the latter thermal nitrogen oxides during combustion is related to the temperature and the oxygen enrichment level, and both parameters are indirectly influenced by boiler size, the burners, the properties of fuels and the boiler load.

Standard NO_x emission factors not always provide a good estimation of actual emissions, as the mean uncertainty for this pollutant emissions varies from 14 to 45% (Zhao et al., 2010). Pulles & Heslinga (2010) found that, among over 500 boilers for which fuel-use and NO_x emission data were available, emission factors were poorly correlated over time, and there was only a weak association with emission factors for the same boilers 3 years previously. In part, this reflects the complex, non-linear relationship between NO_x emissions and boiler loading.

In addition, currently the integration of renewable energies into the electric markets caused that coal-fired plants only operate at full power when electricity demand is extremely high (Voorspools & D'haeseleer, 2000). Generally, they operate at much lower regimes; which leads to poorer efficiency, and consequently, higher emissions.

The adjustment of the experimental NO_x data to equation 5.2 delivers the specific emission factors for NO_x of the plant. Table 5.9 shows the adjustment equation and the specific emission factors obtained on weight and on energy basis.

Table 5.9. Adjustment and experimental parameters for Eq. 5.2 (a) on weight basis and (b) on energy basis. Specific emission factors developed from experimental parameters, expressed in t NO_x per either t or GJ of consumed fuel

ADJUSTMENT - Eq. 5.2	
WEIGHT BASIS	ENERGY BASIS
$E_{\text{NO}_x} = 3.400 \cdot 10^{-3} \cdot C_{\text{lig}} + 3.521 \cdot 10^{-4} \cdot C_{\text{subbb}}$ $c' = 3.400 \cdot 10^{-3}; d' = 3.521 \cdot 10^{-4}$	$E_{\text{NO}_x} = 1.905 \cdot 10^{-4} \cdot C_{\text{lig}} + 2.030 \cdot 10^{-4} \cdot C_{\text{subbb}}$ $c' = 1.905 \cdot 10^{-4}; d' = 2.030 \cdot 10^{-4}$
$EF_{\text{lig}} = 3.400 \cdot 10^{-3} \text{ t NO}_x / \text{t lignite}$	$EF_{\text{lig}} = 1.905 \cdot 10^{-4} \text{ t NO}_x / \text{GJ lignite}$
$EF_{\text{subbb}} = 3.521 \cdot 10^{-4} \text{ t NO}_x / \text{t subbituminous}$	$EF_{\text{subbb}} = 2.030 \cdot 10^{-4} \text{ t NO}_x / \text{GJ subbituminous}$

The measured emissions were represented (Figure 5.8) against the calculated emissions using both experimental specific emission factors, and standard emission factors on energy and weight basis. Standard emission factors were obtained from:

- U.S. EPA (U.S. EPA, 1997-2012).
- NPI (NPI, 2012)
- EEA (EEA, 2009a).
- EEA* Standard EEA emission factor specific for boiler type (EEA, 2009a).

For these calculated emissions datasets, Table 5.10 shows the correlation coefficient, R^2 , and standard error, SE, against measured values.

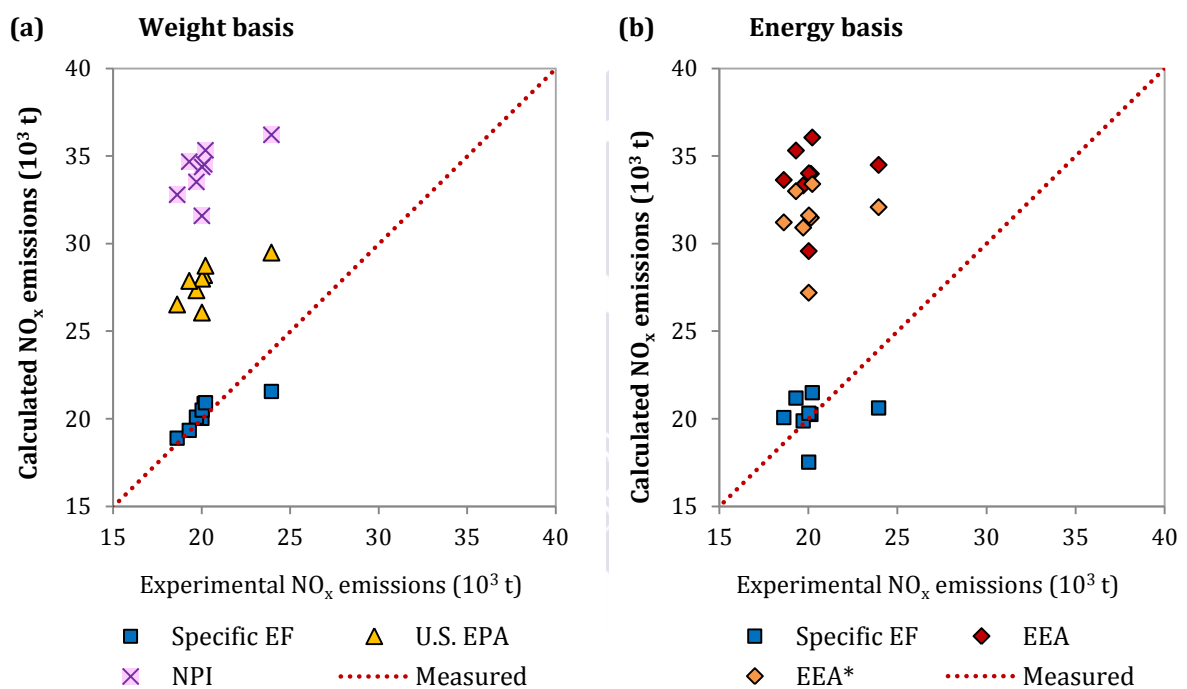


Figure 5.8. Experimental vs calculated NO_x emissions (x 10³ t) (a) on weight basis and (b) on energy basis. The straight line corresponds to experimental data

Table 5.10. NO_x: Correlation coefficients, R^2 , and standard errors, SE (t), between experimental and calculated values

CORRELATION COEFFICIENTS						
WEIGHT BASIS				ENERGY BASIS		
	Specific EF	US-EPA	NPI	Specific EF	EEA	EEA*
R^2	0.6643	0.0095	0.0038	0.0135	0.0002	0.0003
SE (t)	1010	8122	14886	1756	13720	11316

Figure 5.8 shows large differences between emissions calculated by standard emission factors and experimental data, also with different tendencies. Much more accurate estimations are obtained by using specific emission factors (as expected), with better results using specific emission factor on weight basis; however, correlation using this emission factor are not good (R^2 equal to 0.6643), with the largest error in the highest emission. But, SE can be acceptable, $1010 \text{ t}\cdot\text{yr}^{-1}$, as the total NO_x emissions range is around $20000 \text{ t}\cdot\text{yr}^{-1}$. In fact, if the highest emission is suppressed, R^2 rises to 0.889.

Table 5.11 shows the comparison between standard and specific NO_x emission factors, with the differences calculated following equation 5.3.

Table 5.11. NO_x : Comparison between specific and standard emission factors

	EF_{units}	EF_{adj}	EF_{std}	Dif %	REFERENCE AND DETAILS
Lignite	$\frac{\text{t NO}_x}{\text{t lig}}$	$3.40\cdot 10^{-3}$	$3.22\cdot 10^{-3}$	-5.25	EF for dry bottom tangentially fired boiler, lignite. Rate A (U.S. EPA, 1997-2012)
			$3.50\cdot 10^{-3}$	+2.97	EF for dry bottom tangentially fired boiler, lignite. Rate C (NPI, 2012)
	$\frac{\text{t NO}_x}{\text{GJ lig}}$	$1.91\cdot 10^{-4}$	$3.60\cdot 10^{-4}$	+89	Default EF for lignite. Tier 1 (EEA, 2009a)
			$2.86\cdot 10^{-4}$	+50.1	EF for dry bottom boiler for lignite corrected by specific % sulphur. Tier 2 (EEA, 2009a)
$1.81\cdot 10^{-5}$			-90.5	Min and max BAT-based EFs for >300 MW existing boiler using pulverized coals (EEA, 2011b)	
$7.25\cdot 10^{-5}$	-61.9				
Subbituminous	$\frac{\text{t NO}_x}{\text{t sub}}$	$3.52\cdot 10^{-4}$	$3.27\cdot 10^{-3}$	+827	EF for dry bottom tangential boiler, subbituminous coal. Rate A (U.S. EPA, 1997-2012)
			$4.90\cdot 10^{-3}$	+1061	Default EF for subbituminous coal, obtained with specific % sulphur. Rate A (NPI, 2012)
	$\frac{\text{t NO}_x}{\text{GJ subb}}$	$2.03\cdot 10^{-4}$	$3.10\cdot 10^{-4}$	+52.7	Default EF for subbituminous coal. Tier 1 (EEA, 2009a)
			$3.24\cdot 10^{-4}$	+59.6	EF for dry bottom boiler for subbituminous coal. Tier 2 (EEA, 2009a)
			$1.81\cdot 10^{-5}$	-91.1	Min and max BAT-based EFs for >300 MW existing boiler using pulverized coals (EEA, 2011b)
			$7.25\cdot 10^{-5}$	-64.3	

The standard NO_x emission factors differ significantly with regard to the specific factors obtained in this study. For lignite, both specific and standard emission factors are comparable on weight basis; unlike for subbituminous coal, as the use of individual standard NO_x emission factors leads to significant errors, over an order of magnitude. On energy basis, the comparison of experimental and standard emission factors shows lower but also large differences, between -91.1% to +89.0%.

As it was explained, combustion conditions are critical to produce more or less thermal NO_x , and standard emission factors usually provide poor emissions estimations. Particularly, the excess of air is a very important factor in NO_x emissions, as a better air distribution in the boiler reduces the thermal peaks, decreasing the NO_x production. In order to avoid slag, a common technique is to increase the excess of air, which results in reduction of efficiency (Pipatmanomai et al., 2008). Also, the excess of air changes the temperature distribution in the furnace.

As the excess of air increases, the heat necessary to rise up the temperature of cold air increases, and the gas temperature decreases, affecting the thermal NO_x production. Then, at the same temperature, higher 'excess of air' increases NO_x emissions (Liu et al., 2010; Tang et al., 2012). This practice also guarantees high concentrations of O_2 near the wall, avoiding high-temperature corrosion near the wall (Jing et al., 2011). Complexity arises when blended coal is fired, as slagging propensity is higher, related to the blend bulk chemistry and ash fusion temperatures (Goñi et al., 2003). A lack of understanding remains about how synergistic effects between co-fired coals take place (Sheng et al., 2004).

In As Pontes Power Plant boilers, even though the mean coals mixture during the period 1997-2004 remains practically constant, the operation of the boilers was continuously improved in order to burn the coals blend with maximum efficiency. Therefore, NO_x thermal production was varying not only because the coals mixture, but also because of the burning conditions; which was not taken into account in the standard NO_x emission factors. In fact, better results (although not good) are obtained using standard emission factors on energy basis, as they are more directly related to the energy efficiency of the boilers. The modelling approach considering the calculation of NO_x emissions as the sum of the proportions of each coal of the blend can predict the synergistic behaviour (non additive) of coal blends (Sheng et al., 2004).

Several studies have tried to linearly correlate NO_x emissions with boiler factors as coal quality, load, coal composition, etc, in order to obtain new NO_x emissions factors. Particularly, Jung et al. (2001) proposed a relationship between NO_x emissions, coal composition in carbon and nitrogen, and volatile matter. Pohl et al. (1987) developed a similar correlation, besides including the NO_x equivalent of fuel nitrogen in the coal on a zero percentage O_2 basis. Rozendaal et al. (1997) and van der Kooij (1997) proposed a linear model only based on the weight percentage of volatile matter, with different adjustment parameters. Also, Lupiáñez et al. (2013) have tried to correlate the NO_x emissions with the emissions of other pollutants, as CO or CO_2 , because higher values of CO indicate lower efficiency of the combustion, and consequently, lower NO_x .

In the case under study, none of those models achieve good correlations with the available data; probably because of the reduced variation range of the burning conditions and coals properties in the operation of this power plant. In addition, a complete study of the non additivity of emissions had been done, testing the variation

of the emissions with the properties of the burnt blend, year-by-year, as total consumption, ash percentage, LHV and specific consumption. But, the properties of the blend did not vary significantly along the years, as they correspond to an operational power plant. As it is shown on Figure 5.9, no linear correlations were observed, with low R^2 from 0.0135 to 0.5027. Also, non-linear adjustments were tested with poor results.

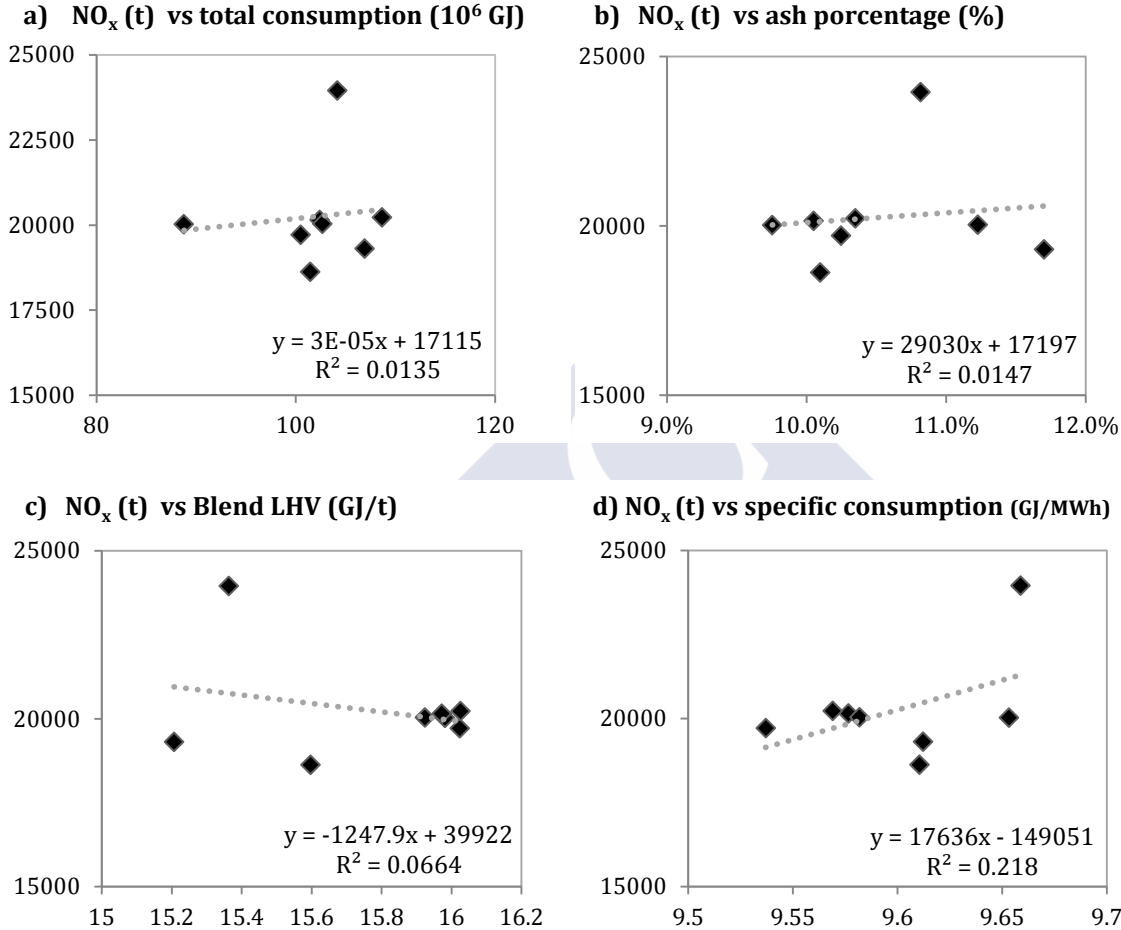


Figure 5.9. Adjustment of NO_x emissions vs. properties of the blend along period 1997 to 2004: (a) Total consumption (t); (b) ash percentage (%), (c) LHV of the blend (GJ/t) and Specific consumption (GJ/MWh). Also, the correlation coefficients, R^2 are shown

Several studies, as Hao et al., (2001); Kesgin (2004) or Zhou et al. (2004), have showed that the application of more complex modelling techniques for NO_x emissions estimation, as neural networks, can provide better results. However, these techniques are not based on the emission factors approach.

5.6. CONCLUSIONS

In this chapter, specific emission factors for CO₂, SO₂ and NO_x were derived from detailed analytic data collected from As Pontes Power Plant, a coal-fired facility burning a mixture of lignite and subbituminous coal. The quality management supported by this facility reduces these uncertainties related to the representativeness of the experimental data, although the period considered is only 8 years. Besides, some uncertainties can be partly explained as the result of how the emission factors are developed and applied, and also, the measurements are subject to either random or systematic errors in the determination of the pollutants concentrations.

As part of this uncertainty analysis, from the comparison of the results obtained by using these experimental emission factors to the application of standard emission factors values for individual coals, in order to estimate emissions for coals mixtures, the calculation of CO₂ and SO₂ emissions shows a very good agreement with the experimental data; although differences between individual standard emission factors can be observed (SO₂ emissions should take into account the sulphur retention in ashes). Although the use of individual standard CO₂ and SO₂ emission factors was successful, the inconsistency between these new measurements and bibliographic values suggests that the main information sources about emissions need to be periodically updated, trying to include the new available measurements.

On the other hand, for NO_x the use of individual standard emission factors results in serious inconsistencies with measurements. In addition, NO_x emissions for coal mixtures seem to be specific to the coals properties, so the use of individual emissions factors on weight basis is not recommended. If NO_x experimental data are not available, only energy based emission factors can achieve an initial estimation with significant error. Any correlation developed would be site and coal specific, despite on general methodologies to calculate emissions are acceptable to calculate the NO_x emissions as the sum of the proportions of each coal in the blend (U.S. EPA, 1997-2012; EEA, 2009a).

The comparability of emission data between different industries is not straightforward. Difficulties may arise when comparing emissions of a specific industrial installation to reference information in literature (Saarinen, 2003b). Particularly, this study confirms it is not possible to predict the NO_x emissions of coal blends from individual emission factors of fuels. Some authors have already indicated that there is not consistent relationship between coal type and NO_x emissions (Hao et al., 2001). Therefore, it has been suggested that the best way to evaluate NO_x emissions could be to perform experiments.



CONCLUSIONES

El objetivo de este trabajo se definió como la elaboración de inventarios emisiones atmosféricas mediante la combinación de diferentes metodologías, así como su análisis y evaluación para su posterior aplicación en tres escalas espaciales: continental, regional y local. Se ha considerado a escala continental, Norteamérica y Europa; a escala regional, el Noroeste de la Península Ibérica; y a escala local, un foco singular, la Central Térmica de As Pontes.

A escala continental (Capítulo 2), se ha realizado un análisis estadístico exhaustivo y una evaluación diagnóstica de las emisiones de Norteamérica y Europa del año 2006 empleadas en el experimento AQMEII. Esta información resulta de gran utilidad para la evaluación de los resultados de los modelos de calidad el aire, al comparar dichos resultados con los valores de concentración de contaminantes medidos en superficie; e intrínsecamente, para la evaluación de los inventarios de emisiones utilizados.

Se han establecido similitudes y diferencias entre las emisiones propuestas para Norteamérica y Europa, de entre las que cabe destacar:

- Para prácticamente todos los contaminantes considerados, la magnitud y distribución sectorial de las emisiones de Norteamérica y Europa son similares; aún cuando la metodología, clasificación y cálculo de las emisiones se ha realizado de manera independiente en ambos continentes y atendiendo a criterios diferentes.
- Además, del análisis de los perfiles temporales de cada continente es posible extraer conclusiones específicas relacionadas con aspectos sociales de las emisiones como horarios de trabajo, períodos vacacionales, comportamiento en día laborable/fin de semana, etc. Por ejemplo, para Norteamérica en el sector de combustión industrial, no se considera ningún tipo de variación en los perfiles mensuales, semanales u horarios; sin embargo, en Europa se aprecian claras diferencias en las emisiones para los períodos vacacionales (fundamentalmente, agosto), los fines de semana o el horario nocturno.

A escala regional (Capítulos 3 y 4), se desarrollaron y aplicaron metodologías para el cálculo y evaluación de un inventario mixto de emisiones antropogénicas para el Noroeste de la Península Ibérica, combinando las estrategias *bottom-up* y *top-down*. Esta metodología combinada se ha desarrollado priorizando la aplicación de métodos más precisos y detallados sobre aquellos sectores que generan mayores emisiones; y

también la dificultad y el grado de incertidumbre asociado al cálculo y a la distribución de las emisiones sector por sector.

Al estar basada en los procedimientos de cálculo de CORINAIR y en los inventarios EMEP, PRTR, y otras fuentes de información pública de carácter gubernamental y estadístico, la metodología desarrollada es fácilmente reproducible, coherente, consistente y comparable con otros estudios similares y con el propio inventario EMEP. Además, la implementación de la metodología mediante herramientas GIS hace que el inventario mixto obtenido sea fácilmente actualizable y adaptable a diferentes escenarios.

En el desarrollo de este inventario, y debido a su importancia, se han tratado de forma independiente las emisiones generadas en las grandes instalaciones industriales (Capítulo 3). Se han descrito y desarrollado metodologías específicas para el cálculo y evaluación de estas emisiones; basadas en la estrategia *bottom-up*, y considerando cada instalación de manera independiente y exhaustiva. En esta estrategia, el uso de fuentes de información pública, como el registro PRTR, permite incorporar al inventario valores de emisión medidos y/o características específicas de las tecnologías de producción, características de los combustibles, etc. Aunque se dio prioridad a los valores medidos sobre los calculados, la metodología de evaluación sistemática permite comprobar si los valores recogidos en el registro PRTR podrían corresponderse con valores de emisión reales, tratando de corregir aquellos que no se ajusten a lo esperado.

En el Capítulo 4, se desarrolló la metodología para el establecimiento del inventario mixto integrado sobre el Noroeste de la Península Ibérica, aplicándose distintas combinaciones de las estrategias *bottom-up* y *top-down*, en función del sector y el área geográfica considerada. Con respecto al desarrollo de este inventario, las conclusiones más relevantes alcanzadas se resumen a continuación:

Para las emisiones industriales:

- El inventario EMEP no es capaz de representar correctamente ni la magnitud ni la localización de los grandes focos puntuales para esta región, identificándose “emisiones residuales negativas”, que carecen de sentido y han requerido un estudio de mayor profundidad para su corrección.
- Tras el análisis de las emisiones incluidas en los inventarios EMEP y PRTR (dos iniciativas de carácter público y teóricamente complementarias), se han podido identificar incoherencias muy destacables entre ambas iniciativas. Esto remarca la hipótesis realizada al inicio del estudio, en cuanto a la falta de consideración del inventario PRTR como una fuente de información fiable para EMEP, a pesar de estar desarrollado siguiendo una estrategia *bottom-up*.

En cuanto a las emisiones de tráfico:

- De nuevo, EMEP no consigue reflejar correctamente las diferencias en las emisiones de las zonas con mayor tráfico, como las ciudades o las grandes vías. Por ello, se propuso una combinación de las metodologías *bottom-up* y *top-down*, lo que permite obtener un mapa de emisiones más realista, donde se le asigna mayor peso a las ciudades (a través de la recopilación de los estudios de tráfico correspondientes), autopistas y autovías (a través de la información obtenida de los contadores de aforo de tráfico); y a aquellos términos municipales con mayor flota de vehículos matriculados.

Para las emisiones típicamente asociadas con las actividades residenciales:

- En este tipo de emisiones, como la combustión no industrial o el uso de disolventes, se ha empleado como parámetro de distribución la densidad de población, siguiendo una estrategia *top-down*. Aunque se emplea el inventario EMEP como base en dicha estrategia, la nueva distribución regional de las emisiones es más realista en comparación con la distribución uniforme del inventario EMEP, ya que este último no asigna las emisiones más significativas a las áreas más pobladas, como cabría esperar.

En definitiva, en comparación con el inventario EMEP el inventario mixto obtenido plantea mejoras notables, tanto en la magnitud como en la distribución espacial de las emisiones, corroborándose este hecho cualitativa y cuantitativamente con los resultados obtenidos en la modelización del mismo.

La última parte de este trabajo se centra en el estudio y desarrollo a escala local de factores de emisión específicos, a partir de datos históricos de emisión medidos en la central térmica de As Pontes (Chapter 5). Se ha desarrollado y aplicado una metodología para los contaminantes CO₂, SO₂ y NO_x; durante el período quasi-estacionario 1997-2004, durante el cual el combustible utilizado era una mezcla de lignito pardo local y carbón subbituminoso de importación (típicamente, 70-30% en peso). A partir de este estudio, es posible alcanzar las siguientes conclusiones:

- El uso de factores de emisión estándar proporciona un resultado satisfactorio en la estimación de las emisiones de CO₂, obteniéndose nuevos factores de emisión específicos muy similares a los factores estándar propuestos por las principales fuentes bibliográficas de referencia.
- La aplicación de factores de emisión estándar es también aceptable para el SO₂, siempre y cuando se considere el contenido de azufre específico tanto para los carbones como para las cenizas. Este hecho es especialmente significativo para la Central de As Pontes, considerando la diferencia en el contenido de azufre en el

lignito local (superior al 2.73%) y en el carbón subbituminoso de importación (aproximadamente un 0.15%).

- El uso de factores de emisión estándar para los NO_x, genera resultados muy alejados de los valores medidos experimentalmente y también de los factores de emisión específicos desarrollados, incluso cuando se han considerado las características específicas de la mezcla de carbones. Las condiciones de operación y las medidas para el control de episodios de contaminación local y de la corrosión parecen ejercer una influencia decisiva en la emisión de este contaminante. En este caso, el uso de factores de emisión estándar es descartado, y la medida experimental se plantea como única alternativa.

Por último, del extenso trabajo desarrollado en esta tesis doctoral resulta evidente que el desarrollo de los inventarios de emisiones combinando distintas metodologías y métodos de cálculo (que incluyan tanto valores estimados como medidos) puede proporcionar datos de emisión para contaminantes, escalas espaciales y resoluciones temporales, que serían inviables sólo con medidas experimentales. No es posible disponer de medidas en cada fuente de emisión individual ni para cada contaminante en cada momento. Utilizando los parámetros y metodologías de cálculo adecuadas, y respaldadas por agencias gubernamentales, como EEA o U.S.EPA, los valores de emisión obtenidos en el inventario pueden considerarse la mejor aproximación posible a los valores de emisión reales.

Finalmente, a fin de obtener mejores inventarios de emisiones atmosféricas antropogénicas es necesario combinar de manera coherente los resultados obtenidos en las diferentes escalas y con distintas metodologías. Así, el nivel de detalle y características específicas de la escala local deben ser integradas en la escala regional; posteriormente, esta escala regional deberá ser agregada en la escala continental y, por extensión, en la escala global.

CONCLUSIONS

The objective of this work was defined as the establishment of atmospheric emissions inventories through the combination of different methodologies; also their analysis and evaluation to their later application in three different scales: continental, regional and local. North America and Europe were considered at continental scale; the Northwest of the Iberian Peninsula at regional scale; and a singular point source As Pontes Power Plant, at local scale.

About the continental scale (Chapter 2), a comprehensive statistical analysis and diagnostic evaluation of the emissions for North American and European emissions for 2006 used in AQMEII initiative were carried out. This information will be especially interesting in the evaluation of air quality modelling results, when comparing the results of the modelling against ground level concentration measurements, and, inherently, to the evaluation of those emissions inventories.

Some similarities and differences between the emissions from both continents were found; the most noteworthy are,

- For almost all the pollutants considered, the magnitude and sectorial distribution of the emissions for North America and Europe are quite similar; even though the methodologies, classifications and calculation procedures for the emissions over both continents have been independently carried out, and attending to different criteria.
- In addition, some specific characteristics were drawn from the analysis of the time emissions profiles in both continents, related to the reflection of social aspects in the emissions: business hours, vacation periods, differences in the social behaviour on working or free days, etc. For instance, no variations are considered for combustion on industrial sectors in North America for monthly, weekly or hourly profiles, meanwhile in Europe there are clear differences in the emissions for vacation periods (August), the weekends or night time.

About the regional scale (Chapters 3 and 4), a combination of bottom-up and top-down methodologies for the calculation and evaluation of a mixed anthropogenic emissions inventory was developed and applied over the Northwest of the Iberian Peninsula. This combined methodology was carried out with more effort over those sectors with major contribution to the total emissions; and also considering the difficulty and uncertainty related to the calculation or spatial distribution of the

emissions sector by sector. As this methodology is based on CORINAIR calculation procedures, EMEP and PRTR inventories and other governmental and statistical public information sources, it is easily reproducible, coherent, consistent and comparable with other similar studies, including EMEP inventory. Besides, the use of the GIS tools for the implementation of the methodology makes the new mixed inventory easily updatable and adaptable to different scenarios.

In this methodology due to their significance, the emissions generated by industrial plants were independently handled (Chapter 3). Thus, specific methodologies for the calculation and evaluation of the industrial emission were developed and described. A bottom-up strategy was applied, considering each industrial plant independently and exhaustively. In this strategy, the use of public information sources, such as PRTR register, enables the integration of measured emission values and specific characteristics to the inventory, such as the characteristics of the production technology, properties of fuel, etc. Even though priority has been given to experimental values over calculated emissions, a systematic evaluation methodology verifies if the emissions registered in PRTR could approach to actual emission values, trying to correct those that were out of line.

In Chapter 4, the methodology for the development of a mixed inventory over Northwest of the Iberian Peninsula was applied, with different combinations of bottom-up and top-down strategies, depending on the specific sector and geographical area of interests. About this integrated inventory, the most relevant conclusions about this mixed inventory are summarized below,

With regard to industrial emissions,

- EMEP inventory resolution is not able to represent correctly neither the magnitude nor the location of the major industrial point sources in this region. Even, negative “remainder emissions” were identified, which are nonsense and required in depth study to their correction.
- After the analysis of the emissions included in EMEP and PRTR inventories (two public and complementary governmental initiatives) very remarkable incoherencies were identified. This feature clearly confirms the assumption that PRTR emissions are not considered as reliable information by EMEP, even though PRTR emissions are developed following a bottom-up strategy.

With regard to traffic emissions,

- Again, EMEP inventory resolution is not capable of representing properly the areas with higher traffic density, such as cities and main highways. The combination of the bottom-up and top-down methodology obtains a more

realistic emission distribution, assigning higher emissions to cities (by the emissions were obtained through the compilation of specific traffic studies), highways (by using traffic counters data); and municipalities with larger vehicle fleet.

With regard to emissions typically related to residential activities,

- In this kind of emissions, like non industrial combustion or domestic use of solvents, the population density was used as distribution parameter, following a top-down strategy. Although EMEP inventory is used as basic data, the new regional distribution of these emissions is more realistic compared to the uniformly distributed EMEP, as it does not assign the higher emissions to the most populated areas.

In short, the mixed inventory provides significant improvement with regard to EMEP inventory, both in magnitude and distribution of the emissions. This fact has been corroborated both qualitatively and quantitatively with the results obtained after the air quality modelling of this mixed inventory.

The last section of this work is focused in the local scale study and development of specific emission factors, derived from historical experimental data in As Pontes Power Plant (Chapter 5). The development and application of a proposed methodology was done for CO₂, SO₂ and NO_x, along the quasi-steady operational period 1997-2004, when the fuel fired in this plant was a blend (typically, 70-30 in weight) of local lignite and foreign subbituminous coal. From this study, the following conclusion can be drawn,

- The application of standard emission factors supplies acceptable results for the estimation of CO₂ emissions. New specific emission factors obtained were similar to standard values, proposed by main reference sources.
- Standard emission factors are also acceptable for SO₂, if both specific sulphur contents in coals and in ash are considered. This feature is especially significant for As Pontes Power Plant, because the sulphur contents in local lignite (up to 2.73%) and in subbituminous coal (around 0.15%) are very different.
- The application of standard emission factors for NO_x provides results that do not agree with experimental values and derived specific emission factors, even though specific characteristics of the blend of coals were considered. The operation conditions and control strategies to reduce local pollution episodes and corrosion in the boilers have a decisive influence on NO_x emissions. In this case, the use of standard emission factors is dismissed, and the experimental measurement becomes the only alternative.

Finally, from the vast work involved in this PhD Thesis it is evident that the development of emissions inventories using mixed approaches (both estimated and measured values) can provide emissions data of different pollutants with different spatial and time resolutions. This process should be completely unfeasible with just experimental measurements, because it is unachievable to take measurements neither in each emission source nor for each pollutant. Using the adequate calculation methodologies and parameters, defined by governmental agencies as EEA or U.S. EPA, the estimated emission values can be considered the best approximation as possible to actual emissions.

In addition, it is obvious that to achieve better anthropogenic atmospheric emissions inventories, it is required the coherent combination of results obtained through the different scales and different methodologies. The level of detail and specific characteristics of local scale should be integrated into regional scale; and subsequently, the regional scale should be aggregated to continental scale, and by extension, to global scale.



Publicaciones y Aplicaciones

Artículos y capítulos de libro

Rodríguez A., Saavedra S., Dios M., Torres M.C., Casares J.J., Soto B., Bermudez J.L., Souto J.A., 2011. Evaluation of Regional Emissions Control Based in Photochemical Air Quality Modelling. *Advanced Air Pollution* (Chapter 15) p. 261-276. INTECH. ISBN 978-953-307-511-2.

Borrego, C., Souto, J. A., Monteiro, A., Dios, M., Rodríguez, A., Ferreira, J., Saavedra, S., Casares, J. J., Miranda, A. I., 2012. The role of transboundary air pollution over Galicia and North Portugal area. *Environmental Science and Pollution Research*, DOI 10.1007/s11356-012-1201-9. (JCR Impact factor 2012: 2.651)

Ferreira, J., Rodríguez, A., Monteiro, A., Miranda, A., Dios, M., J.A. Souto, Yarwood, G., Nopmongcol, U., Borrego, C., 2012. Air quality simulations for North America - MM5-CAMx modelling performance for main gaseous pollutants. *Atmospheric Environment*, Volume 53, p. 212-224. (JCR Impact factor 2012: 3.465)

Dios, M., Souto, J.A., Casares, J.J., 2013. Experimental development of CO₂, SO₂ and NO_x emission factors for mixed lignite and subbituminous coal fired power plant. *Energy*, DOI 10.1016/j.energy.2013.02.043. (JCR Impact factor 2012: 3.487)

Morán. M, Dios M., Souto J.A., 2013. A comparative analysis of air pollutants emissions from cattle at Galicia. Submitted to *Animal Feed Science and Technology*. (JCR Impact factor 2011: 1.691)

Comunicaciones a congresos

Dios, M., Castro, M. S., Souto, J. A., Casares, J. J., 2010. An evaluation of road traffic emissions around Galician cities. *Sixth International Conference on Sustainable City 2010*. 14-16 April 2010. A Coruña, Spain (Oral).

Dios, M., Souto, J. A., Casares, J. J., 2010. Emissions inventory analysis for an urban (industrial)-rural (agricultural) environment. *Sixth International Conference on Sustainable City 2010*. 14-16 April 2010 (Oral).

Ferreira, J., Rodríguez, A., Monteiro, A., Miranda, A.I., Dios, M., Souto, J.A., Yarwood, G., Nopmongcol, U., Borrego, C., 2011. Air quality simulations for North America within AQMEII initiative. *14th Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes*. 2-6 October 2011, Kos, Greece (Oral).

Borrego, C. Souto, J.A., Dios, M., Ferreira, J., Monteiro, A., Rodríguez, A., Saavedra, S., Casares, J.J., Miranda, A.I. 2012. The role of transboundary air pollution over Galicia and North Portugal area. *8th International Conference on Air Quality – Science and Application*, 19-23 March 2012, Athens, Greece. (Oral).

Rodríguez, A., Dios, M., Saavedra, S., Souto, J.A., Casares, J.J., Cartelle, D., Vellón, J.M., Gallego, N., Macho, M.L. 2012 Evaluation of regional gridded distribution of emissions

for the simulation of air quality. 32nd NATO/SPS International Technical Meeting on Air Pollution Modelling and its Application. 7-11 May, 2012, Utrecht, The Netherlands. (Poster).

Dios, M., Souto, J. A., Casares, J. J., Gallego, N., Sáez, A., Macho, M. L., Cartelle, D., Vellón, J. M., 2012. A mixed top-down and bottom-up methodology in spatial segregation of emissions based on GIS tools. International Conference on Modelling, Monitoring and Management of Air Pollution, 16-18 May 2012, A Coruña, Spain (Oral).

Dios, M., Morán, M., Carrera, F., Souto, J. A., Casares, J. J., Díaz, A., Macho, M. L., 2012. Evaluation of the E-PRTR emissions inventory: the Galician case. International Conference on Modelling, Monitoring and Management of Air Pollution, 16-18 May 2012, A Coruña, Spain (Oral).

Souto J.A., Borrego C., Dios M., Rodríguez A., Monteiro A., Ferreira J., Saavedra S., Casares, J.J., Miranda, A.I., Cartelle, D., Vellón, J.M. 2012. Simulation of the transboundary air pollution over Galicia and North Portugal area using PRESAXIO regional air quality modelling system. 24th ACCENT/GLOREAM Workshop on Tropospheric Chemical Transport Modelling. 17-19 October, 2012. Barcelona, Spain. (Oral).

Dios, M., Morán, M., Carrera, F., Pombo, C., Souto, J.A., Casares, J.J., Díaz, A., Díez, A., 2013. PRTRVal: a software tool for the validation of European Pollutant Release and Transfer Register emissions data. 15th International Conference on Harmonisation within Atmospheric. Dispersion Modelling for Regulatory Purposes. 6-9 Mayo 2013, Madrid, Spain. (Accepted for oral presentation).

Souto, J.A., Saavedra, S., Rodríguez, A., Dios, M., Cartelle, D., Vellón, J.M., 2013. Evaluation of both WRF and CHIMERE models in the PRESAXIO air quality forecasting system. 15th International Conference on Harmonisation within Atmospheric. Dispersion Modelling for Regulatory Purposes. 6-9 Mayo 2013, Madrid, Spain. (Accepted for oral presentation).

Souto, J.A., Saavedra, S., Rodríguez, A., Dios, M., López, J., Cartelle, D., Vellón, J.M., Gallego, N., Macho, M.L., 2013. Application of CHIMERE air quality model to different scenarios for monitoring network assessment and sources apportioning. 15th International Conference on Harmonisation within Atmospheric. Dispersion Modelling for Regulatory Purposes. 6-9 Mayo 2013, Madrid, España. (Accepted for poster)

Aplicaciones

Cartelle, D., Vellón, J. M., Souto, J. A., Casares, J. J., Saavedra, S., Rodríguez, A., Dios, M., 2011-2013. *Presaxio - Aire de Galicia*. [En línea]
<http://www.presaxio.es/es/presaxio.html>

BIBLIOGRAFÍA

- Agraniotis, M., Koumanakos, A., Doukelis, A., Karellas, S., Kakaras, E., 2012. Investigation of technical and economic aspects of pre-dried lignite utilisation in a modern lignite power plant towards zero CO₂ emissions. *Energy*, 45 (1), p. 134-141.
- Alonso, M. F., Longo, K. M., Freitas, S. R., Fonseca, R. M. d., Marécal, V., Pirre, M., Klenner, L. G., 2010. An urban emissions inventory for South America and its application in numerical modelling of atmospheric chemical composition at local and regional scales. *Atmospheric Environment*, 44 (39), p. 5072-5083.
- Baklanov, A., Fay, B., Kaminski, J., Sokhi, R., 2007. Overview of existing integrated (off-line and on-line) mesoscale meteorological and chemical transport modelling systems in Europe. TD No. 1427 Joint Report of COST Action 728.
- Baldasano, J. M., Güereca, L. P., López, E., 2008. Development of a high-resolution (1 km x 1 km, 1 h) emission model for Spain: The High-Effective Resolution Modelling Emission System (HERMES). *Atmospheric Environment*, 42 (31), p. 7215-7233.
- Ball, M., 2008. How do the issues of scale (global, regional, local) factor into sustainability planning and the technology toolset? *ASM Magazine, Asian Surveying and Mapping*, May, 23, 2008.
- Baugues, K., 2005. Everything That Emission Factors/Emission Inventories Could Be, *Proceedings of 14th International Emission Inventory Conference: Transforming Emission Inventories - Meeting Future Challenges Today*. April 11 - 14, 2005, Las Vegas, Nevada.
- Belosevica, S., Sijercica, M., Oka, S., Tucakovic, D., 2006. Three-dimensional modelling of utility boiler pulverized coal tangentially fired furnace. *International Journal of Heat and Mass Transfer*, 49 (19-20), p. 3371-3378.
- Beusen, A., Bouwman, A., Heuberger, P., van Drecht, G., van DerHoek, K., 2008. Bottom-up uncertainty estimates of global ammonia emissions from global agricultural production systems. *Atmospheric Environment*, 42 (24), p. 6067-6077.
- BOE, 2007a. Real Decreto 508/2007, de 20 de abril, por el que se regula el suministro de información sobre emisiones del Reglamento E-PRTR y de las autorizaciones ambientales integradas. Madrid: Boletín Oficial del Estado, núm. 96, p. 17686-17703.
- BOE, 2007b. Real Decreto 812/2007, de 22 de junio, sobre evaluación y gestión de la calidad del aire ambiente en relación con el arsénico, el cadmio, el mercurio, el níquel y los hidrocarburos aromáticos policíclicos. Madrid: Boletín Oficial del Estado, núm. 50, p. 27171-27177.
- BOE, 2011. Real Decreto 102/2011, de 28 de enero, relativo a la mejora de la calidad del aire. Madrid: Boletín Oficial del Estado, núm. 25, p. 9574-9626.
- Borge, R., Miguel, I., Paz, D., Lumbreras, J., Pérez, J., Rodríguez, E., 2012. Comparison of road traffic emission models in Madrid (Spain). *Atmospheric Environment*, 62, p. 461-471.

- Borrego, C., Tchepel, O., Monteiro, Barros, N., Miranda, A.I., 2002. Influence of traffic emissions estimation variability on urban air quality modelling. *Water, Air and Soil Pollution*, Kluwer Academic Publishers, 2, p. 487-499.
- Borrego, C., Monteiro, A., Pay, M., Ribeiro, I., Miranda, A., Basart, S., Baldasano, J., 2011. How bias-correction can improve air quality forecast over Portugal. *Atmospheric Environment*, 45 (37), p. 6629-6641.
- Borrego, C., Souto, J. A., Monteiro, A., Dios, M., Rodríguez, A., Ferreira, J., Saavedra, S., Casares, J. J., Miranda, A. I., 2012. The role of transboundary air pollution over Galicia and North Portugal area. *Environmental Science and Pollution Research*. DOI 10.1007/s11356-012-1201-9.
- Brand, R., Pulles, T., van Gijlswijk, R., Fribourg-Blanc, B., Courbet, C., 2004. EPER European Pollutant Emission Register. Review Report, Luxemburg: European Commission.
- Bush, T., King, K., Passant, N., Tsagatakis, I., 2008. NAEI UK Emission Mapping Methodology 2005. AEAT/ENV/R/2511 – Issue 1, Oxfordshire, UK: National Atmospheric Emissions Inventory. AEA Energy & Environment. United Kingdom.
- Butler, T., Lawrence, M., Gurjar, B., Aardenne, J. v., Schultz, M., Lelieveld, J., 2008. The representation of emissions from megacities in global emission inventories. *Atmospheric Environment*, 42 (4), p. 703-719.
- Cartelle, D., Vellón, J. M., Souto, J. A., Casares, J. J., Saavedra, S., Rodríguez, A., Dios, M., 2011-2013. Presaxio - Aire de Galicia. [En línea]
<http://www.presaxio.es/es/presaxio.html>
- Casares, J. J., Souto, J. A., Rodríguez, R., Maceira, P., Ramos, S., Costoya, M., Vellón, J. M., 2005. Inventario, Análisis y Proyección de las Emisiones Atmosféricas industriales de Galicia. Santiago de Compostela: Servizo de Publicacións e Intercambio Científico. Universidade de Santiago de Compostela
- CEA, 2012. Report of The Group for Studying Range of Blending of Imported Coal with Domestic Coal, New Delhi: Central Electricity Authority.
- CEIP, 2005. Emissions as used in EMEP models. Centre on Emission Inventories and Projections. Emissions 2005. [Online. Accessed: October 2011]
<http://www.ceip.at/webdab-emission-database/emissions-as-used-in-emep-models/>
- CEIP, 2007. Methods and procedures for the technical review of air pollutant emission inventories reported under the convention and its protocols. [Online]
<http://www.ceip.at/review-of-inventories/>
- CEIP, 2008a. Emissions as used in EMEP models. Centre on Emission Inventories and Projections. Emissions 2008. [Online. Accessed: May 2011]
<http://www.ceip.at/webdab-emission-database/emissions-as-used-in-emep-models/>
- CEIP, 2008b. Emissions as used in EMEP models. Centre on Emission Inventories and Projections. Emissions 2008 (updated 2012). [Online: Accessed: September 2012]
<http://www.ceip.at/webdab-emission-database/emissions-as-used-in-emep-models/>
- CEIP, 2011. Centre on Emission Inventories and Projections. [Online]
<http://www.ceip.at/>

CEIP, 2012. The New EMEP grid. An overview of the upcoming changes. Centre on Emission Inventories and Projections.

CEPSA, 2010. Fichas Técnicas de Carburantes: Gasolinas y Gasóleos. [En línea]
http://www.cepsa.com/cepsa/Que_ofrecemos/Carburantes/

CIESIN, 2006. Gridded Population of the World: Future Estimates (GPWFE). Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC). [Online]
<http://sedac.ciesin.columbia.edu/gpw>

CLH, 2006. Especificaciones de productos y características de aditivos. [En línea]
<http://www.clh.es/GrupoCLHCastellano/Clientes/EspecificacionesProductos/>

CNE, 2007-2010. Información básica de los sectores de la energía 2007-2010, Madrid: Comisión Nacional de la Energía.

CNE, 2008-2011. Informe de Supervisión del mercado minorista de Gas Natural en España. Año 2007-2010, Madrid: Comisión Nacional de la Energía.

Comisión Europea, 2002. Documento de orientación para la realización del EPER, Luxemburgo: Dirección General de Medio Ambiente. Comisión Europea.

Cowling, E. B., Furiness, C., 2004. The State of the Southern Oxidants Study (SOS) Policy Relevant Findings in Ozone and PM_{2.5} Pollution Research 1995-2003. State of SOS-ii 3: 1995 - 2003, North Carolina, U.S.: North Carolina State University.

Cowling, E. B., Furiness, C., Dimitriades, B., Parrish, D., 2006. Preliminary Findings from the Second Texas Air Quality Study (TexAQS II), Texas, U.S.: Texas Commission on Environmental Quality. North Carolina State University.

Dadashzadeh, M., Khan, F., Hawboldt, K., Abbassi, R., 2011. Emission factor estimation for oil and gas facilities. *Process Safety and Environmental Protection*, 89 (5), p. 295-299.

Dai, J., Rocke, D. M., 2000. A GIS-based approach to spatial allocation of area source solvent emissions. *Environmental Modelling & Software*, 15 (3), p. 293-302.

Daly, A., Zannetti, P., 2007. Air Pollution Modelling - An Overview. Chapter 2. Fremont: ASSAT & EnviroComp Institute.

DCC, 2011. National Greenhouse Accounts (NGA) Factors. Department of Climate Change and Energy Efficiency. Australian Government.

Denby, B. et al., 2010. Guidance on the use of models for the European Air Quality Directive. A working document of the Forum for Air Quality Modelling in Europe FAIRMODE. ETC/ACC report. Version 6.2. [Online]
<http://fairmode.ew.eea.europa.eu/>

Denier van der Gon, H., A.Visschedijk, H., Kuenen, J., Brugh, H. v. d., Droge, R., Schaap, M., 2009a. High resolution European emission grids for anthropogenic sources for the years 2003-2007, EGU 2010 special session Monitoring Atmospheric Composition and Climate. EGU2010-10800-1. *Geophysical Research Abstracts*, 12.

Denier van der Gon, H., Visschedijk, A., Brugh, H., van der Dröge, R., Kuenen, J., 2009b. MEGAPOLI Scientific Report 09-02. A base year (2005) MEGAPOLI European gridded emission inventory (1st version). MEGAPOLI Deliverable 1.2. TNO Netherlands Organization for Applied Scientific Research.

- Denier van der Gon, H., Hendriks, C., Kuenen, J., Segers, A., Visschedijk, A., 2011. Description of current temporal emission patterns and sensitivity of predicted AQ for temporal emission patterns. TNO Report: EU FP7 MACC deliverable report DD-EMIS 1.3. TNO Netherlands Organization for Applied Scientific Research.
- Dennis, R., Fox, T., Fuentes, M., Gilliland, A., Hanna, S., Hogrefe, C., Irwin, J., Rao, S., Scheffe, R., Schere, K., Steyn, D., Venkatram, A., 2009. On the evaluation of regional-scale photochemical air quality modelling systems. EPA/AMS Regional Model Evaluation Workshop Steering Committee.
- Dennis, R., Fox, T., Fuentes, M., Gilliland, A., Hanna, S., Hogrefe, C., Irwin, J., Rao, S. T., Scheffe, R., Schere, K., Steyn, D., Venkatram, A., 2010. A framework for evaluating regional-scale numerical photochemical modelling systems. *Environmental Fluid Dynamics*, 10 (4), p. 471–489.
- Derwent, D., Fraser, A., Abbott, J., Jenkin, M., Willis, P., Murrells, T., 2010. Evaluating the Performance of Air Quality Models. DEFRA Report, Issue 3, London, UK: Department for Environment, Food and Rural Affairs. UK Government.
- DGT, 2011. Anuario Estadístico 2008, Madrid: Dirección General de Tráfico, Observatorio Nacional de Seguridad Vial.
- Dios, M., Souto, J. A., Casares, J. J., 2010a. Emissions inventory analysis for an urban (industrial)-rural (agricultural) environment. C. A. Brebbia, S. Hernandez, E. Tiezzi, eds. *The Sustainable City VI: Urban Regeneration and Sustainability*. Southampton: WIT Press, p. 383-392.
- Dios, M., Castro, M. S., Souto, J. A., Casares, J. J., 2010b. An evaluation of road traffic emissions around Galician cities. C. Brebbia, S. Hernandez, E. Tiezzi, edits. *The Sustainable City VI: Urban Regeneration and Sustainability*. Southampton, United Kingdom: WIT Press, p. 683-693.
- Dios, M., Morán, M., Carrera, F., Souto, J. A., Casares, J. J., Díaz, A., Macho, M. L., 2012a. Evaluation of the E-PRTR emissions inventory: the Galician case. J. Longhurst, C. Brebbia, edits. *Air Pollution XX*. Bristol, University of the West of England, p. 237-247.
- Dios, M., Souto, J. A., Casares, J. J., Gallego, N., Sáez, A., Macho, M. L., Cartelle, D., Vellón, J. M., 2012b. A mixed top-down and bottom-up methodology in spatial segregation of emissions based on GIS tools. J. Longhurst, C. Brebbia, edits. *Air Pollution XX*. Southampton: Wessex Institute of Technology, p. 225-236.
- Dios, M., Souto, J.A., Casares, J.J., 2013. Experimental development of CO₂, SO₂ and NO_x emission factors for mixed lignite and subbituminous coal fired power plant. *Energy*, DOI 10.1016/j.energy.2013.02.043 (In press).
- Dore, C., Vidič, S., 2012. Considerations of Changing the EMEP grid, Geneva, Switzerland: EMEP Centres MSC-W, MSC-E, CEIP and CIAM.
- Dragosits, U., Theobald, M. R., Place, C. J., Lord, E., Webb, J., Hill, J., ApSimon, H. M., Sutton, M. A., 2002. Ammonia emission, deposition and impact assessment at the field scale: a case study of sub-grid spatial variability. *Environmental Pollution*, 117 (1), p. 147–158.
- Durgun, D., Genc, A., 2009. Effects of coal properties on the production rate of combustion solid residue. *Energy*, 34 (11), p. 1976–1979.

- EEA, 1995-2009. The European Pollutant Release and Transfer Register. European Environment Agency. [Online]
<http://prtr.ec.europa.eu/>
- EEA, 1999. EMEP/CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook, Second Edition, Copenhagen: European Environment Agency.
- EEA, 2005. Location of ozone monitoring stations as reported by Member States and other European countries in the framework of the ozone directive (2002/3/EC on ozone in ambient air) for summer 2005. Copenhagen: European Environment Agency.
- EEA, 2009a. EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook 2009. Technical Report No 6/2009, Copenhagen: European Environment Agency.
- EEA, 2009b. Corine land cover (CLC1990) 250 m - version 12. Raster data on land cover for the CLC1990 inventory, Copenhagen: European Environment Agency.
- EEA, 2011a. The application of models under the European Union's Air Quality Directive: A technical reference guide. Technical report No 10/2011, Copenhagen: European Environment Agency.
- EEA, 2011b. Emissions from public electricity and heat production - explanatory indicators (ENER 009), Copenhagen: European Environment Agency.
- EEA, 2012. The contribution of transport to air quality. TERM 2012: transport indicators tracking progress towards environmental targets in Europe. Office for Official Publications of the European Union. Copenhagen: European Environment Agency.
- EIA, 2006. International Energy Statistics 2006. U.S. Energy Information Administration. [Online. Accessed July 2012]
<http://205.254.135.7/>
- EMISIA, 2010. COPERT4 (version 8.0). Computer Programme to calculate emissions from road transport. Aristotle University of Thessaloniki/Laboratory of Applied Thermodynamics. Thessaloniki, Greece
- ENDESA, 2011. Declaraciones medioambientales U.P.T. As Pontes 2005 a 2009. Reglamento (CE) 1221/2009 EMAS. ENDESA GENERACION S.A. [En línea]
<http://www.endesa.com/es/nuestrocompromiso/PoliticaSostenibilidad/>
- ESRI, 2011. ArcGIS Desktop: Release 10. Environmental Systems Research Institute.
- ETC/ACC, 2010. E-PRTR Review Report 2010 covering the 2008 E-PRTR dataset. Technical Paper 2010/05, Bilthoven: European Topic Centre on Air and Climate Change.
- EU, 2007. Directive 2007/589/EC of the European Parliament and of the Council Commission: Decision of 18 July 2007 establishing guidelines for the monitoring and reporting of greenhouse gas emissions pursuant to Directive 2003/87/EC. [Online]
<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32007D0589:EN:NOT>
- EURACOAL, 2012. Country Profiles. [Online]
http://www.euracoal.be/pages/layout1sp_graphic.php?idpage=15

European Commission, 1996. Council Directive 96/61/EC of 24 September 1996 concerning Integrated Pollution Prevention and Control. Official Journal of the European Communities. L 257, 10/10/1996 p. 0026-0040.

European Commission, 2000. Commission Decision of 17 July 2000 on the implementation of a European Pollutant Emission Register (EPER) according to Council Directive 96/61/EC concerning Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC). Official Journal of the European Communities L 192 28/07/2000, p.0036 0043.

European Commission, 2001a. Communication from the Commission - The Clean Air for Europe (CAFE) Programme: Towards a Thematic Strategy for Air Quality. Official Journal of the European Communities.

European Commission, 2001b. Directive 2001/81/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2001 on national emission ceilings for certain atmospheric pollutants. Official Journal of the European Communities.

European Commission, 2006a. Regulation (EC) No 166/2006 of the European Parliament and of the Council of 18 January 2006 concerning the establishment of a European Pollutant Release and Transfer Register. Official Journal of the European Communities L 33 of 04/02/2006 p. 0001 - 0017.

European Commission, 2006b. Reference Document on Best Available Techniques for Large Combustion Plants. Institute for prospective technological studies. Joint Research Centre.

European Commission, 2008. Directive 2008/1/EC of the European Parliament and of the Council of 15 January 2008 concerning Integrated Pollution Prevention and Control. Official Journal of the European Communities L 24 of 29/1/2008 p. 008-290.

Fernández, G., López, P., Muniategui, S., Prada, D., Fernández, E., 2001. Distribution of volatile organic compounds during the combustion process in coal-fired power stations. *Atmospheric Environment*, 35 (33), p. 5823-5831.

Ferreira, J., Rodriguez, A., Monteiro, A., Miranda, A., Dios, M., Souto, J.A., Yarwood, G., Nopmongkol, U., Borrego, C., 2012. Air quality simulations for North America - MM5-CAMx modelling performance for main gaseous pollutants. *Atmospheric Environment*, 53, p. 212-224.

Franco, A., Diaz, A. R., 2009. The future challenges for "clean coal technologies": Joining efficiency increase and pollutant emission control. *Energy*, 34 (3), p. 348-354.

François, S., Grondin, E., Fayet, S., Ponche, J., 2004. The establishment of the atmospheric emission inventories of the ESCOMPTE program. *Atmospheric Research*, 74 (1-4), p. 5-35.

Frey, H. C., Zheng, J., 2002. Quantification of Variability and Uncertainty in Air Pollutant Emission Inventories: Method and Case Study for Utility NO_x Emissions. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 52, p. 1083-1095.

Frondel, M., Horbach, J., Rennings, K., 2007. End-of-pipe or cleaner production? An empirical comparison of environmental innovation decisions across OECD countries. *Business Strategy and the Environment*, 16 (8), p. 571-584.

Galmarini, S., 2006. ENSEMBLE. Background, concept, system & web tool. [Online] <http://ensemble2.jrc.ec.europa.eu/public/>

Galmarini, S., Hogrefe, C., Mathur, R., Moran, M., Pierce, T., Rao, S., Schaap, M., Schere, K., Vautard, R., 2009. Overview of the 1st AQMEII activity: Preparing a two-continent model evaluation. Advancing approaches to the evaluation of regional scale photochemical air quality modelling systems. Luxembourg: Institute for Environment and Sustainability. Joint Research Centre. European Commission.

Galmarini, S., Steyn, D. G., Schere, K. L., Moran, M., 2010. Advancing the evaluation of regional-scale air quality models. Air Quality Model Evaluation International Initiative. EUR 24245 EN - 2010, Luxembourg: Institute for Environment and Sustainability. Joint Research Centre. European Commission.

Galmarini, S., Rao, S., 2011. The AQMEII Two-Continent Regional Air-Quality Model Evaluation and Intercomparison, Arona, Italy: HTAP meeting.

Gamper-Rabindran, S., 2006. Did the EPA's voluntary industrial toxics program reduce emissions? A GIS analysis of distributional impacts and by-media analysis of substitution. *Journal of Environmental Economics and Management*, 52 (1), p. 391-410.

GEIA, 2011. Emissions Datasets. Global Emissions Inventory Activity. Colorado, U.S.

GIA, 2011. Air Conditioning Systems. A global strategic bussiness report. MCP-2253, Global Industry Analysts. California, U.S.

Gil, J., Alonso, J. F., Sáez, A., Mourelle, A., Barro, F., Presedo, S., 2007. Manual para el registro de las instalaciones con emisión de Compuestos Orgánicos Volátiles (COV) Real Decreto 117/2003, Santiago de Compostela: Xunta de Galicia.

Gil, J., 2009. El Registro Gallego de Emisiones, REGADE: Sección PRTR., Madrid: Xunta de Galicia. Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible. Dirección Xeral de Calidade e Avaliación Ambiental.

Gilliland, A. B., Appel, K. W., Pinder, R. W., Dennis, R. L., 2006. Seasonal NH₃ emissions for the continental united states: Inverse model estimation and evaluation. *Atmospheric Environment*, 40 (26), p. 4986-4998.

Gkatzoflias, D., Ntziachristos, L., 2010. COPERT4 v8.0. ETC/ACC Implementation Plan 2010 / Task 1.1.3.1. Report No.: 10.RE.0037.V1, Thessaloniki: Laboratory of Applied Thermodynamics. Aristotle University of Thessaloniki .

Goñi, C., Helle, S., Garcia, X., Gordon, A., Parra, R., Kelm, U., Jimenez, R., Alfaro, G., 2003. Coal blend combustion: fusibility ranking from mineral matter composition. *Fuel*, 82 (15-17), p. 2087-2095.

Goodchild, M. F., Parks, B. O., Steyaert, L. T., 1993. Environmental modelling with GIS, New York, U.S.: Oxford University Press.

Goodwin, J., Hobson, M., King, K., Murrells, T., Sturman, J., 2005. Development of regional estimates of fuel consumption by the road transport sector - Stage 2. AEAT/ENV/R/1880, Didcot, UK: AEA Technology Environment.

Granier, C., Lamarque, J., Mieville, A., Muller, J., Olivier, J., Orlando, J., Peters, J., Petron, G., Tyndall, G., Wallens, S., 2005. POET, a database of surface emissions of ozone precursors. [Online]

<http://www.aero.jussieu.fr/projet/ACCENT/POET.php>

- Gurjar, B., Butler, T., Lawrence, M., Lelieveld, J., 2008. Evaluation of emissions and air quality in megacities. *Atmospheric Environment*, 42 (7), p. 1593-1606.
- Haas, J., Tamura, M., Weber, R., 2001. Characterisation of coal blends for pulverised fuel combustion. *Fuel*, 80(9), p. 1317-1323.
- Hamal, K., 2008. Carbon Dioxide Emissions Inventory with GIS. *Artificial Intelligence journal*, 3, p. 55-62.
- Hao, Z., Kefa, C., Jianbo, M., 2001. Combining neural network and genetic algorithms to optimize low NO_x pulverized coal combustion. *Fuel*, 80 (15), p. 2163-2169.
- Hatzigeorgiou, E., Polatidis, H., Haralambopoulos, D., 2008. CO₂ emissions in Greece for 1990-2002: A decomposition analysis and comparison of results using the Arithmetic Mean Divisia Index and Logarithmic Mean Divisia Index techniques. *Energy*, 33 (3), p. 492-499.
- Herold, A., 2003. Comparison of CO₂ emission factors for fuels used in Greenhouse Gas Inventories and consequences for monitoring and reporting under the EC emissions trading scheme. ETC/ACC Technical Paper 2003/10. European Topic Centre on Air and Climate Change.
- IGE, 2008. Instituto Galego de Estatística. Parque de vehículos a nivel municipal. Año 2008. [En línea. Acceso Julio 2011]
<http://www.ige.eu/web/index.jsp?paxina=001&idioma=gl>
- INERIS, 2008. Documentation of the chemistry-transport model CHIMERE [version CHIMERE 2008c]. Institut Pierre-Simon Laplace, LISA & CNRS. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques. [Online]
<http://www.lmd.polytechnique.fr/chimere/>
- IPCC, 2000. Emissions Scenarios, Cambridge: Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press.
- IPCC, 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories., Hayama, Japan: National Greenhouse Gas Inventories Programme. Intergovernmental Panel on Climate Change.
- ISO, 2006. Standard ISO 3166. Codes for the representation of names of countries and their subdivisions – Part 1: Country codes. [Online]
http://www.iso.org/iso/country_codes.htm
- ISS, 2002. GENEMIS. A EUROTRAC-2 Subproject . Annual Report 2001, München, Germany: International Scientific Secretariat.
- ISS, 2012. EUROTRAC Project Descriptions. [Online]
http://www.helmholtz-muenchen.de/eurotrac/what_is/whatis_proj_desc.html
- Jing, J., Li, Z., Zhu, Q., Chen, Z., Ren, F., 2011. Influence of primary air ratio on flow and combustion characteristics and NO_x emissions of a new swirl coal burner. *Energy*, 36 (2), p. 1206-1213.
- JRC, 2009. AQMEII - Air Quality Modelling Evaluation International Initiative. Documentation. Joint Research Centre, European Commission [Online]
<http://ensemble2.jrc.ec.europa.eu/aqmeii/>

- JRC, 2012. ENSEMBLE. JRC platform for model evaluation and ensemble analysis of atmospheric chemistry transport and dispersion models. Joint Research Centre, European Commission [Online]
<http://ensemble2.jrc.ec.europa.eu/public/>
- Jung, K. S., Keener, T. C., Khang, S.-J., 2001. Compositional factors affecting NO_x emissions from Ohio coals. *Fuel Processing Technology*, 74(1), p. 49-61.
- Kakareka, S., Kukharchyk, T., 2010. Uncertainties in Heavy Metals Emission Inventories: Dimensions and Levels. Task Force on Emission Inventories and Projections, Task Force on Measurements and Modelling TFEIP/TFMM Workshop: May, 12, 2010 Larnaca, Cyprus.
- Kannari, A., Tonooka, Y., Baba, T., Murano, K., 2004. East Asian Air Pollutant Emissions Grid Database (EAGrid2000). [Online]
http://www.cger.nies.go.jp/db/eagrid/eagrid_index_e.html
- Karvosenoja, N., 2008. Emission scenario model for regional air pollution. Helsinki: Finnish Environment Institut.
- Kavouridis, K., 2008. Lignite industry in Greece within a world context: Mining, energy supply and environment. *Energy Policy*, 36, p. 1257-1272.
- Kesgin, U., 2004. Genetic algorithm and artificial neural network for engine optimization of efficiency and NO_x emission. *Fuel*, 7-8 (83), p. 885-895.
- Khan, M. F., Shirasuna, Y., Hirano, K., Masunaga, S., 2010. Characterization of PM_{2.5}, PM_{2.5-10} and PM₁₀ in ambient air, Yokohama, Japan. *Atmospheric Research*, 96 (1), p. 159-172.
- Kolominskis C., Sullivan R., 2004. Improving cleaner production through pollutant release and transfer register reporting processes. *Journal of Cleaner Production*, 12 (7), 713-724.
- Kouridis, C., Gkatzoflias, D., Kioutsioukis, I., Ntziachristos, L., 2009. Final report: Uncertainty estimates and guidance for road transport emission calculations, Thessaloniki, Greece: EMISIA.
- Kuenen, J., Denier van der Gon, H., Visschedijk, A., van der Brugh, H., van Gijlswijk, R., 2011. MACC European emissions inventory for the year 2003-2007. TNO-060-UT-2011-00588, Utrecht, The Netherlands: TNO Netherlands Organization for Applied Scientific Research.
- Kühlwein, J., Wickert, B., Trukenmüller, A., Theloke, J., Friedrich, R., 2002. Emission modelling in high spatial and temporal resolution and calculation of pollutant concentrations for comparisons with measured concentrations. *Atmospheric Environment*, 36 (1), p. 7-18.
- Lamarque, J., Bond, T. C., Eyring, V., Granier, C., Heil, A., Klimont, Z., et al., 2010. Historical (1850-2000) gridded anthropogenic and biomass burning emissions of reactive gases and aerosols: methodology and application. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10 (15), p. 4963-5019.
- Lewis, C., 1997. Fuel and Energy Production Emission Factors, MEET Project: Methodologies for Estimating Air Pollutant Emissions from Transport, task no. 3.4. Deliverable no.20. contract no. ST-96-SC.204. EU COST Programme. Brussels.

- Liu, C., Li, Z., Kong, W., Zhao, Y., Chen, Z., 2010. Bituminous coal combustion in a full-scale start-up ignition burner: Influence of the excess air ratio. *Energy*, 35 (10), p. 4102-4106.
- Lupiañez, C., Guedea, I., Bolea, I., Díez, L., Romeo, L., 2013. Experimental study of SO₂ and NO_x emissions in fluidized bed oxy-fuel combustion. *Fuel Processing Technology*, 106, p. 587-594.
- MacArthur, R., Mobley, D., Levin, L., Pierce, T., Feldman, H., Moore, T., Koupal, J., Janssen, M., 2009. Emission Characterization and Emission Inventories for the 21st Century. *Air and Waste Management Associations Magazine for Environmental Managers*. Air & Waste Management Association, 10, p. 36-41.
- MacCarthy, J., Pang, Y., Murrells, T., Passant, N., Martinez, C., Thomas, J., Thistlethwaite, G., Misselbrook, T., 2011. Air Quality Pollutant Inventories, for England, Scotland, Wales and Northern Ireland: 1990 – 2009. AEAT/ENV/R/3225, Oxfordshire: AEA Group.
- Maes, J., Vliegen, J., van de Vel, K., Janssen, S., Deutsch, F., De Ridder, K., Mensink, C., 2008. Spatial surrogates for the disaggregation of CORINAIR emission inventories. *Atmospheric Environment*, 43 (6), p. 1246-1254.
- MAGRAMA, 2012. ECOGAN. Cálculo de emisiones y consumos. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. [En línea] <http://www.magrama.gob.es/es/ganaderia/>
- Maguire, D. J., Goodchild, M. F., Rhind, D., 1991. Geographical information systems: Principles and applications. Longman Scientific & Technical.
- Mardon, S. M., Hower, J. C., 2004. Impact of coal properties on coal combustion by-product quality: examples from a Kentucky power plant. *International Journal of Coal Geology*, 59 (3-4), p. 153–169.
- MEGAPOLI, 2009. First Year MEGAPOLI Dissemination Report. MEGAPOLI Deliverable 9.4.1 Scientific Report 09-03., Copenhagen, Denmark. Eds: Baklanov, A.; Mahura, A.
- Mensink, C., De Ridder, K., Deutsch, F., Lefebvre, F., van de Vel, K., 2008. Examples of scale interactions in local, urban, and regional air quality modelling. *Atmospheric Research*, 89 (4), p. 351-357.
- Menut, L., Goussebaile, A., Bessagnet, B., Valari, M., Khvorostiyarov, D., Ung, A., 2012. Impact of realistic hourly emissions profiles on modelled air pollutants concentrations. *Atmospheric Environment*, 49, p. 233–244.
- Merino P., Ramirez-Fanlo E., Arriaga H., del Hierro O., Artetxe A., Viguria M., 2011. Regional inventory of methane and nitrous oxide emission from ruminant livestock in the Basque Country. *Animal Feed Science and Technology*, 166–167, p. 628–640
- Miller, A., Hidy, G., Hales, J., Kolb, C. E., Werner, A. S., Haneke, B., Parrish, D., Frey, H. C., Rojas-Bracho, L., Deslauriers, M., Pennell, B., Mobley, J. D., 2006. Air Emission Inventories in North America: A Critical Assessment. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 56, p. 1115–1129.

- Miola, A., Ciuffo, B., 2011. Estimating air emissions from ships: Meta-analysis of modelling approaches and available data sources. *Atmospheric Environment*, 45 (13), p. 2242–2251.
- Monteiro, A., Borrego, C., Miranda, A., Gois, V., P.Torres, Perez, A., 2007. Can air quality modelling improve emission inventories?. *Proceedings of the 6th International Conference on Urban Air Quality*, March 26-30, Limassol, Cyprus.
- Müller, J., Stavrou, T., Wallens, S., Smedt, I. D., Roozendaal, M. V., Potosnak, M. J., Rinne, J., Munger, B., Goldstein, A., Guenther, A. B., 2008. Global isoprene emissions estimated using MEGAN, ECMWF analyses and a detailed canopy environment model. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 8, p. 1329–1341.
- NARSTO, 2000. *An Assessment of Tropospheric Ozone Pollution - A North American Perspective.*, Washington, U.S.: North American Research Strategy for Tropospheric Ozone, NARSTO Management Office.
- NARSTO, 2005. *An Overview of the NARSTO Emission Inventory Assessment: Improving Emission Inventories for Effective Air-Quality Management Across North America*, Washington, U.S.: North American Research Strategy for Tropospheric Ozone, NARSTO Management Office.
- Nazari, S., Shahhoseini, O., Sohrabi-Kashani, A., Davari, S., Paydar, R., Delavar-Moghadam, Z., 2010. Experimental determination and analysis of CO₂, SO₂ and NO_x emission factors in Iran's thermal power plants. *Energy*, 35 (7), p. 2992-2998.
- Nopmongkol, U., Koo, B., Tai, E., Jung, J., Piyachaturawat, P., Emery, C., Yarwood, G., Pirovano, G., Mitsakou, C., Kallos, G., 2012. Modelling Europe with CAMx for the Air Quality Model Evaluation International Initiative (AQMEII). *Atmospheric Environment*, 53, p. 177–185.
- NPI, 2012. *Emission estimation technique manual for fossil fuel electric power generation. Estimation technique manual - Version 3.0*, Canberra, Australia.
- Ntziachristos, L., Kouridis, C., 2008. Methodologies for transport. The TREMOVE / COPERT Transport Models. EC4MACS Modelling Methodology, Thessaloniki: Laboratory of Applied Thermodynamics (LAT) Aristotle University Thessaloniki.
- Ntziachristos, L., Samaras, Z., 2012. Methodology for the Calculation of Exhaust Emissions, SNAPs 070100-070500. NFRs 1A3bi-iv. Chapter in *EMEP/CORINAIR 2009 Atmospheric Emissions Inventory Guidebook*, updated May 2012 European Environment Agency.
- Ohara, T., Akimoto, H., Kurokawa, J., Horii, N., Yamaji, K., Yan, X., Hayasaka, T., 2007. An Asian emission inventory of anthropogenic emission sources for the period 1980–2020. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 7, p. 4419-4444.
- Ohara, T., 2011. Long-Range Transport and Deposition of Air Pollution. *Encyclopedia of Environmental Health*. Tsukuba, Japan: Encyclopedia of Environmental Health. National Institute for Environmental Studies, p. 515-519.
- Olivier, J. G., Janssens-Maenhout, G., Peters, J. A., Wilson, J., 2011. Long-term trend in global CO₂ emissions. 2011 Report, The Hague: PBL Netherlands Environmental Assessment & Agency Institute for Environment and Sustainability (IES).

Palmgren, F., 2004. Comparison of the EU and US experiences with respect to controlling emissions from high emitting vehicles. Assessment of the Effectiveness of European Air Quality Policies and Measures. CAFE Programme & Thematic Strategy on Air Pollution. [Online]

<http://ec.europa.eu/environment/archives/cape/>

Paredes, E., 2012. Análisis de la interrelación entre emisiones atmosféricas antropogénicas y parámetros socioeconómicos. Santiago de Compostela: Proyecto fin de Master. Máster en Ingeniería Ambiental. Santiago de Compostela: Universidad de Santiago de Compostela.

Parra, R. R., 2004. Tesis Doctoral: Desarrollo del modelo EMICAT2000 para la estimación de emisiones de contaminantes del aire en Cataluña y su uso en modelos de dispersión fotoquímica. Barcelona: Universitat Politècnica de Catalunya.

Parra, R., Jiménez, P., Baldasano, J., 2006. Development of the high spatial resolution EMICAT2000 emission model for air pollutants from the north-eastern Iberian Peninsula (Catalonia, Spain). *Environmental Pollution*, 140 (2), p. 200–219.

Peralta, D., Paterson, N., Dugwell, D., Kandiyoti, R., 2001. Coal blend performance during pulverised-fuel combustion: estimation of relative reactivities by a bomb-calorimeter test. *Fuel*, 80 (11), p. 1623–1634.

Pipatmanomai, S., Fungtammasan, B., Bhattacharya, S., 2008. Characteristics and composition of lignites and boiler ashes and their relation to slagging: The case of Mae Moh PCC boilers. *Fuel*, 88, p. 116–123.

Pohl, J., McDonald, B., Breen, B., 1987. Predicting the emissions from blends of fuels. Bethesda, U.S., Proceedings, Reducing Power Plant Emissions by Controlling Coal Quality, Electric Power Research Institute EPRI-GS-6281.

Pollack, A. K., Lindhjem, C. E., 1997. NONROAD MOBILE Emissions Modelling. Research Triangle Park, North Carolina.

Pouliot, G., Pierce, T., Denier van der Gon, H., Schaap, M., Moran, M., Nopmongkol, U., 2012b. Comparing emission inventories and model-ready emission datasets between Europe and North America for the AQMEII project. *Atmospheric Environment*, 53, p. 4–14.

Prieto, F. M., 2009. Modelos de clasificación estadística basados en indicadores de SO₂ y NO_x en la U.P.T. de As Pontes. Proyecto Fin de Máster. Máster en Técnicas Estadísticas, Santiago de Compostela: Universidad de Santiago de Compostela.

PRTR, 2012. PRTR España. Información pública. Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes PRTR. [En línea]

<http://www.prtr-es.es>

Pulles, T., Heslinga, D., 2010. The Art of Emission Inventorying. Utrecht, The Netherlands.: TNO Netherlands Organization for Applied Scientific Research.

Quaschnig, V., 2011. Regenerative Energiesysteme (Renewable Energy Systems) Technologie -Berechnung - Simulation. 7ª ED. München: Ed. Carl Hanser Verlag.

Rao, S. T., Galmarini, S., Puckett, K., 2011. Air Quality Model Evaluation International Initiative (AQMEII). Advancing the State of the Science in Regional Photochemical Modelling and its applications. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 92, p. 23–30.

- REPSOL, 2011. Catálogo de productos. [En línea]
http://www.repsol.com/es_es/productos-servicios
- Rodrigue, J. P., Comtois, C., Slack, B., 2009. The Geography of Transport Systems. Second Edition. New York: Routledge.
- Rodríguez, A., Dios, M., Saavedra, S., Souto, J., Casares, J., Cartelle, D., Vellón, J., Borrego, C., Miranda, A. I., Ferreira, J., Monteiro, A., Gallego, N., Sáez, A., Macho, M., 2012. Evaluating the influence of regional gridded emissions distribution on air quality simulation. Proceedings of 32st NATO/SPS International Technical Meeting on Air Pollution Modelling and its Application. May 7-11, 2012, Utrecht, The Netherlands.
- Roselle, S., Schere, K., Moran, M., Rao, S., Galmarini, S., 2010. Part I: Overview of the Air Quality Model Evaluation International Initiative (AQMEII). AQMEII US-UK Workshop. December 5-10, 2010, London, United Kingdom.
- Rozendaal, C., Witcamp, J., van Vliet, H., Vissers, A., 1997. Impact of coal quality and coal blending on NO_x emissions for two pulverized coal fired units. Washington, U.S., EPRI-DOE-EPA Combined Utility Air Pollutant Control Symposium, The Mega Symposium, vol. 1.
- Saarinen, K., 2003a. Monitoring total emissions from industrial installations. *Environmental Science & Policy*, 6 (4), p. 367-376.
- Saarinen, K., 2003b. A method to improve the international comparability of emission data from industrial installations. *Environmental Science & Policy*, 6 (4), p. 355-366.
- Samaali, M., François, S., Vinuesa, J.-F., Ponche, J.-L., 2007. A new tool for processing atmospheric emission inventories: Technical aspects and application to the ESCOMPTE study area. *Environmental Modelling & Software*, 22 (12), p. 1765-1774.
- San José, R., Baklanov, A., Sokhi, R. S., Karatzas, K., Pérez, J. L., 2006. Air quality modelling state of the art. 3rd Biennial meeting of the International Environmental Modelling and Software Society. July 9-13, 2006, Vermont, United States.
- SASEMAR, 2008. INFORME ANUAL 2008, Madrid: Sociedad de Salvamento y Seguridad Marítima. Ministerio de Fomento. Gobierno de España.
- Schere, K., Vautard, R., Solazzo, E., Hogrefe, C., Galmarini, S., 2012. Results and Lessons Learned from Phase 1 of the Air Quality Model Evaluation International Initiative (AQMEII). *Air and Waste management associations magazine for environmental managers*. Air & Waste Management Association, 7, p. 30-37.
- Schultz, M., Pulles, T., Brand, R., van het Bolscher, M., Dalsøren, S., 2009. A global data set of anthropogenic CO, NO_x, and NMVOC emissions for 1960-2000. [Online]
http://retro.enes.org/data_emissions.shtml
- Sheng, C., Moghtaderi, B., Gupta, R., Wall, T. F., 2004. A computational fluid dynamics based study of the combustion characteristics of coal blends in pulverised coal-fired furnace. *Fuel*, 83 (11-12), p. 1543-1552.
- Sidiropulos, C., Tsilingiridis, G., Pentaliotis, A., Evripidou, C., Papastavros, C., Mesimeris, T., Papastavrou, M., 2009. A spatially allocated air pollution emissions inventory for Cyprus. Proceedings of the 11th International Conference on Environmental Science and Technology, September 3-5, 2009, Crete, Greece.

Skamarock, W., Klemp, J., 2008. A time-split non-hydrostatic atmospheric model for weather research and forecasting applications. *Journal of Computational Physics*, 227 (7), p. 3465–3485.

Solazzo, E. et al., 2012. Model evaluation and ensemble modelling of surface-level ozone in Europe and North America in the context of AQMEII. *Atmospheric Environment*, 53, p. 60-74.

Styles, D., O’Leary, E., Jones, M. B., 2009. Measuring the environmental performance of IPPC industry: II. Applying the Environmental Emissions Index to quantify environmental performance trends from routinely reported data. *Environmental Science & Policy*, 12 (3), p. 243–256.

Tang, Y., Ma, X., Lai, Z., Zhou, D., Lin, H., Chen, Y., 2012. NO_x and SO₂ emissions from municipal solid waste (MSW) combustion in CO₂/O₂ atmosphere. *Energy*, 40 (1), p. 300-306.

Thunis, P., Georgieva, E., Galmarini, S., 2010. A procedure for air quality models benchmarking. [Online]

http://fairmode.ew.eea.europa.eu/fol404948/WG2_SG4_benchmarking_V1.pdf

Tien-Ru, R. C., 2004. Uncertainty Analysis of the NONROAD Emissions Model For the State of Georgia. Atlanta, U.S.: Georgia Institute of Technology.

Tuia, D., Eicker, M. O. d., Zah, R., Osses, M., Zarate, E., Clappier, A., 2007. Evaluation of a simplified top-down model for the spatial assessment of hot traffic emissions in mid-sized cities. *Atmospheric Environment*, 41 (17), p. 3658-3671.

U.S. EPA, 1995. FIRE V.5.0 Source Classification Codes and Emission Factor Listing for Criteria Air Pollution. EPA 454-/R-95-012. Office of Air Quality Planning and Standards. U.S. Environmental Protection Agency. [Online]

<http://www.epa.gov/nscep/index.html>

U.S. EPA, 1997-2012. Compilation of Air Pollutant Emission Factors AP 42, Fifth Edition. Volume 1: Stationary Point and Area Sources. Office of Air Quality Planning & Standards. U.S. Environmental Protection Agency. [Online]

<http://www.epa.gov/ttnchie1/ap42/>

U.S. EPA, 2005a. Emissions Modelling Clearinghouse Temporal Allocation. Office of Air Quality Planning & Standards. U.S. Environmental Protection Agency. [Online]

<http://www.epa.gov/ttnchie1/emch/temporal/>

U.S. EPA, 2005b. EPA’s National Mobile Inventory Model (NMIM), A Consolidated Emissions Modelling System for MOBILE6 and NONROAD. Office of Transportation and Air Quality (OTAQ). U.S. Environmental Protection Agency. [Online]

<http://www.epa.gov/oms/nmim.htm>

U.S. EPA, 2007a. Emissions Modelling Clearinghouse Temporal Allocation. Office of Air Quality Planning & Standards. U.S. Environmental Protection Agency. [Online]

<http://www.epa.gov/ttnchie1/emch/temporal/>

U.S. EPA, 2007b. Air Emissions. U.S. Environmental Protection Agency. [Online]

<http://www.epa.gov/cleanenergy/energy-and-you/affect/air-emissions.html>

U.S. EPA, 2010a. MOVES2010 Highway Vehicle. Population and Activity Data. Office of Transportation and Air Quality (OTAQ). U.S. Environmental Protection Agency.

U.S. EPA, 2010b. Guidance on the Recommended Procedures for Development of Emissions Factors and Use of the WebFIRE Emissions Factor Database. Office of Air Quality Planning and Standards Office of Air and Radiation. U.S. Environmental Protection Agency.

U.S. EPA, 2011a. Toxics Release Inventory (TRI) Program. U.S. Environmental Protection Agency. [Online]
<http://www.epa.gov/tri/>

U.S. EPA, 2011b. Clean Air Act. U.S. Environmental Protection Agency. [Online]
<http://www.epa.gov/air/caa/>

U.S. EPA, 2011c. National Emissions Inventory (NEI). Air Pollutant Emissions Trends Data. Office of Air Quality Planning & Standards. U.S. Environmental Protection Agency. [Online]
<http://www.epa.gov/ttnchie1/trends/>

U.S. EPA, 2012. U.S. Environmental Protection Agency's (EPA) repository of volatile organic gas and particulate matter (PM) speciation profiles of air pollution sources. SPECIATE Version 4.3. Office of Air Quality Planning and Standards. U.S. Environmental Protection Agency. [Online]
<http://cfpub.epa.gov/si/speciate/>

Uliasz-Bochenczyk, A., Mokrzycki, E., 2007. Emissions from the Polish power industry. *Energy*, 32 (12), p. 2370–2375.

Ulloa, C., Borrego, A., Helle, S., Gordon, A., García, X., 2005. Char characterization and DTF assays as tools to predict burnout of coal blends in power plants. *Fuel*, 54 (1-2), p. 247-257.

UNC-CH, 2011. SMOKE Data. SMOKE v3.0 User's Manual. [Online]
<http://www.smoke-model.org/data.cfm>

UNECE, 1979. Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. Geneva: United Nations Economic Commission for Europe.

UNECE, 1984. Protocol to the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution on Long-term Financing of the Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe (EMEP), Geneva: United Nations Economic Commission for Europe.

UNECE, 1985. Protocol to the 1979 Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution on the Reduction of Sulfur Emissions or Their Transboundary Fluxes by at Least 30 Percent, Geneva: United Nations Economic Commission for Europe.

UNECE, 1988. Protocol to the 1979 Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution Concerning the Control of Emission of Nitrogen Oxides or Their Transboundary Fluxes, Geneva: United Nations Economic Commission for Europe.

UNECE, 1991. Protocol to the 1979 Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution Concerning the Control of Emission of Volatile Organic Compounds or Their Transboundary Fluxes, Geneva: United Nations Economic Commission for Europe.

UNECE, 1994. Protocol to the 1979 Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution on Further Reduction of Sulphur Emissions, Geneva: United Nations Economic Commission for Europe.

UNECE, 1998a. Protocol to the 1979 Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution on Heavy Metals, Geneva: United Nations Economic Commission for Europe.

UNECE, 1998b. Protocol to the 1979 Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution on Persistent Organic Pollutants (POPs), Geneva: United Nations Economic Commission for Europe.

UNECE, 1999. Protocol to the 1979 Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone, Geneva: United Nations Economic Commission for Europe.

UNEP, 2008. UN-HABITAT. Launch publication Local action for biodiversity. United Nations Economic Commission for Europe. [Online]
<http://www.unece.org>

UNFCCC, 1992. United Nations Framework Convention on Climate Change. [Online]
<http://unfccc.int/2860.php>

UNFCCC, 1997. United Nations Framework Convention on Climate Change, Kyoto, Japan: United Nations.

UNFCCC, 2006. Directrices actualizadas de la Convención Marco para la presentación de informes sobre los inventarios anuales, tras la incorporación prevista en la decisión FCCC/SBSTA/2006/9. Naciones Unidas.

United Nations, 1993. Earth Summit - Agenda 21: The United Nations Programme of Action. Rio de Janeiro, Brazil, United Nations Conference on Environment and Development (UNCED).

van Aardenne, J., Dentener, F., Olivier, J., Peters, J., Ganzeveld, L., 2005. The EDGAR 3.2 Fast Track 2000 dataset (32FT2000). [Online]
http://themasites.pbl.nl/en/themasites/edgar/emission_data/edgar_32ft2000/index.html

van der Kooij, J., 1997. The Effect of Coal Quality on NO_x Emissions, Paris, France: Thermal Generation Study Committee UNIPEDE THERNOX.

Vieno, M., Dore, A. J., Stevenson, D. S., Doherty, R., Heal, M. R., Reis, S., Hallsworth, S., Tarrason, L., Wind, P., Fowler, D., Simpson, D., Sutton, M. A., 2010. Modelling surface ozone during the 2003 heat-wave in the UK. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10 (16), p. 7963-7978.

Voorspools, K. R., D'haeseleer, W. D., 2000. The influence of the instantaneous fuel mix for electricity generation on the corresponding emissions. *Energy*, 25 (11), p. 1119-1138.

Wang, J., Fan, W., Li, Y., Xiao, M., Wang, K., Ren, P., 2012. The effect of air staged combustion on NO_x emissions in dried lignite combustion. *Energy*, 37 (1), p. 725-736.

WCED, 1987. Our common future. Annex to General Assembly document A/42/427. World Commission on Environment and Development (Brundtland Commission). United Nations.

Wilson, S. J., Steenhuisen, F., Pacyna, J. M., Pacyna, E. G., 2007. Mapping the spatial distribution of global anthropogenic mercury atmospheric emission inventories. *Atmospheric Environment*, 40 (24), p. 4621-4632.

Winiwarter, W., Schimak, G., 2005. Environmental software systems for emission inventories. *Environmental Modelling & Software*, 20, p. 1469-1477.

Wisner, E., Mobley, D., Pouliot, G., Hunt, B., 2010. Emissions Uncertainty: focusing on NO_x Emissions from electric generating units. Proceedings of 19th Annual International Emission Inventory Conference: Emissions inventories - Informing emerging issues. September 27-30, 2010, San Antonio, Texas.

WMO-GAW, 2000. WMO RA-II/RA-V GAW Urban Research Meteorology and Environment (GURME) Workshop. Meeting Summary and Recommendations, Beijing, China: World Meteorological Organization - Global Atmosphere Watch, WMO-GAW.

Won, D., Shaw, C., 2005. Effects of air velocity and temperature on VOC emissions from architectural coatings. NRC-IRC publications. Institute for Research in Construction. National Research Council, Government of Canada.

Xunta de Galicia, 2007. Informe anual 2007. Calidade do aire en Galicia. Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible. Xunta de Galicia.

Xunta de Galicia, 2008. Datos Históricos da Rede de Estacións. MeteoGalicia. Consellería de Medio Ambiente, Territorio e Infraestruturas. [En línea]
<http://www.meteogalicia.es/web/index.action>

Xunta de Galicia, 2009. Memoria de Tráfico da Rede Autonómica de Estradas de Galicia 2008, Santiago de Compostela: Consellería de Política Territorial, Obras Públicas e Transportes. Dirección Xeral de Obras Públicas. Xunta de Galicia.

Xunta de Galicia, 2012. Medioambiente e Sotenibilidade. [En línea]
http://www.cmati.xunta.es/tema/c/Avaliacion_ambiental

Yang, X., Chen, Q., Zeng, J., Zhang, J., Shaw, C., 2001. Effects of Environmental and Test Conditions on VOC Emissions from “Wet” Coating Materials. *Indoor Air*, 11 (4), p. 270-278.

Zhao, Y., Wang, S., Nielsen, C. P., Li, X., Hao, J., 2010. Establishment of a database of emission factors for atmospheric pollutants from Chinese coal-fired power plants. *Atmospheric Environment*, 44 (12), p. 1515-1523.

Zhao, Y., Nielsen, C. P., McElroy, M. B., Zhang, L., Zhang, J., 2012. CO emissions in China: Uncertainties and implications of improved energy efficiency and emission control. *Atmospheric Environment*, 49, p. 103-113.

Zhou, H., Cen, K., Fan., J., 2004. Modelling and optimization of the NO_x emission characteristics of a tangentially fired boiler with artificial neural networks. *Energy*, 29 (1), p. 167-183.



NOMENCLATURA

AQMEII	<i>Air Quality Modelling Evaluation International Initiative</i>
BATs	<i>Best Available Techniques</i>
CEAA	<i>Canadian Environmental Assessment Agency</i>
CEIP	<i>Centre on Emission Inventories and Projections</i>
CEM	<i>Continuous Emission Monitoring systems</i>
COPERT	<i>Computer Programme to calculate Emissions from Road Transport</i>
CORINE	<i>Co-ordination d'Information Environmentale</i>
CORINAIR	<i>Core Inventory of Air Emissions</i>
DCC	<i>Department of Climate Change and Energy Efficiency (Australia)</i>
EC4MACS	<i>European Consortium for Modelling of Air Pollution and Climate Strategies</i>
EEA	<i>Environmental European Agency</i>
EMAS	<i>Eco-Management and Audit Scheme</i>
EMEP	<i>Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the LRTAP</i>
EPER	<i>European Pollutant Emission Register</i>
ESP	<i>Electrostatic precipitator</i>
ETC/ACC	<i>European Topic Centre on Air and Climate Change</i>
FAIRMODE	<i>Forum for Air Quality Modelling in Europe</i>
GEI/GHG	<i>Gases de efecto invernadero / Greenhouse effect gases</i>
GEMAC	<i>Grupo de Emissões Modelação e Alterações Climáticas (Univ. Aveiro, PT)</i>
GIS	<i>Geographic Information System</i>
HDV	<i>Heavy Duty Vehicles</i>
IES	<i>Institute for Environment and Sustainability (JRC)</i>
IGE	<i>Instituto Galego de Estatística</i>
IPCC	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>
IPPC	<i>Integrated Pollution Prevention and Control Directive</i>
JRC	<i>Joint Research Centre</i>
LDV	<i>Light Duty Vehicles</i>
LHV	<i>Low heat value</i>
LRTAP	<i>Convention of Long-Range Transboundary Air Pollution</i>

NMIM	<i>National Mobile Inventory Model (Estados Unidos)</i>
NPI	<i>National Pollutant Inventory (Australia)</i>
PRTR	<i>Pollutant Release and Transfer Register</i>
REGADE	<i>Registro Galego de Emisións</i>
SCC	<i>Source Classification Codes</i>
SMOKE	<i>Sparse Matrix Operational Kernel for Emissions</i>
SNAP	<i>Selected Nomenclature for Air Pollution</i>
TNO	<i>Netherlands Organization for Applied Scientific Research</i>
U.S. EPA	<i>U.S. Environmental Protection Agency</i>

Códigos SNAP

S1	Combustión en la producción de energía y transformación de productos
S2	Combustión no industrial
S3	Combustión industrial
S4	Procesos productivos
S5	Extracción y distribución de combustibles fósiles y energía geotérmica
S6	Uso de disolventes y otros productos
S7	Transporte por carretera
S8	Fuentes móviles y maquinaria
S9	Tratamiento y eliminación de residuos
S10	Agricultura
S11	Otras fuentes

INDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Representación de la calidad de vida. Adaptación de WCED (1987)	21
Figura 1.2. Representación del proceso de elaboración de un inventario de emisiones. Elaboración propia a partir de EEA (2009a).....	23
Figura 1.3. Tipos de fuentes de emisión: puntual, en área y en línea	25
Figura 1.4. Procedimiento de cálculo de emisiones atmosféricas (Dios et al., 2010a)....	27
Figura 1.5. Representación esquemática de las aproximaciones <i>bottom-up</i> y <i>top-down</i>	29
Figura 1.6. Evolución de la resolución de la malla EMEP. Adaptación de CEIP (2012). 31	
Figura 1.7. Emisiones totales de NO _x (t). Reino Unido, 2005. Representación en mallas de distinta resolución: malla EMEP 50 x 50 km ² (CEIP, 2005) y malla de 1 km ² (Bush et al., 2008).....	35
Figura 1.8. Perfil diario para emisiones de tráfico en día laborable de las principales capitales Europeas. Elaboración propia a partir de Menut et al. (2012).....	37
Figura 1.9. Perfil mensual de emisiones por combustión de gas natural: sector doméstico, industrial y eléctrico. España, 2007-2010. Elaboración propia a partir de CNE (2008-2011)	38
Figura 1.10. Asignación de los impactos ambientales a las diferentes escalas: local, regional y global. Adaptación de WMO-GAW (2000).....	38
Figura 1.11. Resultados de la modelización y emisiones anuales de NO _x para el área noroeste de la Península Ibérica. Simulación realizada con CHIMERE (calidad del aire) y WRF (meteorología), 2 de agosto de 2007. Concentración en ug/m ³ y emisión en t/año ...	43
Figura 2.1. Descripción del concepto de evaluación operacional, diagnóstica, dinámica y probabilística. Adaptación de Dennis et al. (2010).....	53
Figura 2.2. Dominios de simulación para el experimento AQMEII para Norteamérica y Europa. Adaptación de Galmarini et al. (2009).....	54
Figura 2.3. Redes de estaciones de monitorización de ozono en (a) Norteamérica, año 2000 (NARSTO, 2000) y (b) Europa, año 2005 (EEA, 2005)	56
Figura 2.4. Focos puntuales identificados en Norteamérica para el AQMEII por categorías. Elaboración propia a partir de las emisiones suministradas para AQMEII (Pouliot et al., 2012b).....	59
Figura 2.5. Perfiles temporales por sector SNAP para emisiones antropogénicas AQMEII sobre Norteamérica. Elaboración propia a partir de U.S. EPA (2005a) y U.S. EPA (2010a).....	62
Figura 2.6. Focos puntuales identificados en Europa para el AQMEII por sector SNAP. Elaboración propia a partir de las emisiones suministradas para AQMEII (Pouliot et al., 2012b)	64
Figura 2.7. Perfiles temporales por sector SNAP para emisiones antropogénicas AQMEII sobre Europa. Elaboración propia a partir de Denier van der Gon et al. (2011)	67

Figura 2.8. Representación de las emisiones per cápita (t/habitante) de los principales contaminantes por país para el dominio Europeo de AQMEII, y la densidad de población. Elaboración propia a partir de Kuenen et al. (2011) y CIESIN (2006)	70
Figura 2.9. Emisiones totales y aportación de los diferentes sectores a los principales contaminantes recogidos en el AQMEII para Norteamérica (NA) y Europa (EU). Elaboración propia a partir de las emisiones suministradas para AQMEII (Pouliot et al., 2012b)	72
Figura 2.10. Perfiles de actividad mensual, semanal y diario para el sector S1, Producción de energía, en Norteamérica (NA) y Europa (EU). Elaboración propia a partir de U.S. EPA (2005a) y Denier van der Gon et al. (2011).....	74
Figura 2.11. Perfiles mensual, semanal y diario para el sector S2, Combustión no industrial, en Norteamérica (NA) y Europa (EU). Elaboración propia a partir de U.S. EPA (2005a) y Denier van der Gon et al. (2011).....	75
Figura 2.12. Perfiles mensual, semanal y diario para el sector S3, Combustión industrial, para Norteamérica (NA) y Europa (EU). Elaboración propia a partir de U.S. EPA (2005a) y Denier van der Gon et al. (2011).....	76
Figura 2.13. Perfil mensual para el sector S4, Procesos productivos, para Norteamérica (NA) y Europa (EU). Elaboración propia a partir de U.S. EPA (2005a) y Denier van der Gon et al. (2011).....	77
Figura 2.14. Perfil mensual para el sector S5, Extracción y distribución de combustibles fósiles para Norteamérica (NA) y Europa (EU). Elaboración propia a partir de U.S. EPA (2005a) y Denier van der Gon et al. (2011).....	77
Figura 2.15. Perfiles mensual, semanal y diario para el sector S6, Uso de disolventes, para Norteamérica (NA) y Europa (EU). Elaboración propia a partir de U.S. EPA (2005a) y Denier van der Gon et al. (2011).....	78
Figura 2.16. Perfiles mensual, semanal y diario para el sector S7, Transporte por carretera, para Norteamérica (NA) y Europa (EU). Elaboración propia a partir de U.S. EPA (2005a) y Denier van der Gon et al. (2011).....	80
Figura 2.17. Perfiles mensual y diario para el sector S8, Fuentes móviles y maquinaria, para Norteamérica (NA) y Europa (EU). Elaboración propia a partir de U.S. EPA (2005a) y Denier van der Gon et al. (2011).....	81
Figura 2.18. Perfiles mensual y diario para el sector S10, Agricultura, para Norteamérica (NA) y Europa (EU). Elaboración propia a partir de U.S. EPA (2005a) y Denier van der Gon et al. (2011).....	82
Figura 3.1. Procedimiento en etapas para el establecimiento del inventario de emisiones industriales de Galicia, incorporando la información de los registros europeos de emisiones	95
Figura 3.2. Algoritmo para la distribución de las emisiones declaradas en las unidades básicas correspondientes (Dios et al., 2012a)	97
Figura 3.3. Algoritmo de evaluación de las emisiones declaradas al PRTR para su inclusión en el inventario de emisiones industriales de Galicia	98
Figura 3.4. Instalaciones EPER/PRTR identificadas con emisiones a la atmósfera durante el período 2001 a 2010 en Galicia. Elaboración propia a partir de (PRTR, 2012).....	100

Figura 3.5. Evolución del número de instalaciones registradas en EPER/PRTR en Galicia, superaciones de los umbrales de información pública (I.P.) y emisiones totales de contaminantes con I.P. Elaboración propia a partir de PRTR (2012)	106
Figura 3.6. Emisiones totales de CO y aportación de cada uno de los sectores PRTR en Galicia para 2006, 2008 y 2010. Destacado el porcentaje del sector de mayor aportación. Elaboración propia a partir de PRTR (2012)	107
Figura 3.7. Emisiones totales de CO ₂ y aportación de cada uno de los sectores PRTR en Galicia para 2006, 2008 y 2010. Destacado el porcentaje del sector de mayor aportación. Elaboración propia a partir de PRTR (2012)	108
Figura 3.8. Emisiones totales de NO _x y aportación de cada uno de los sectores PRTR en Galicia para 2006, 2008 y 2010. Destacados los porcentajes de los sectores de mayor aportación. Elaboración propia a partir de PRTR (2012)	109
Figura 3.9. Emisiones totales de SO _x y aportación de cada uno de los sectores PRTR en Galicia para 2006, 2008 y 2010. Destacado el porcentaje del sector de mayor aportación. Elaboración propia a partir de PRTR (2012)	109
Figura 3.10. Distribución sectorial de los métodos de medida (año 2008) en las declaraciones PRTR de Galicia. Elaboración propia a partir de PRTR (2012)	110
Figura 3.11. Series temporales 2001-2010 para los contaminantes: (a) CO, (b) CO ₂ , (c) NO _x y (d) SO _x de las instalaciones con mayores emisiones por contaminante en el registro EPER/PRTR de Galicia. Elaboración propia a partir de PRTR (2012)	113
Figura 3.12. Algoritmo de evaluación de las emisiones declaradas al PRTR (Dios et al., 2012a)	115
Figura 3.13. Página de inicio de la aplicación PRTRval de apoyo a la evaluación de las emisiones PRTR	116
Figura 3.14. Análisis estadístico de los errores en la declaración de las emisiones al registro EPER y PRTR en los años 2006, 2008 y 2010.....	118
Figura 3.15. Análisis comparativo de los errores tipo 2 y tipo 3 en los períodos 2006, 2008 y 2010	119
Figura 4.1. Dominio en el que se ha aplicado la metodología mixta <i>top-down</i> y <i>bottom-up</i> : Representación sobre el dominio de la malla de 3 x 3 km ² y la malla EMEP.....	125
Figura 4.2. Aportación porcentual de los sectores SNAP a las celdas del dominio. Año 2008 Elaboración propia a partir de CEIP (2008b)	127
Figura 4.3. Representación de los procesos de superposición e intersección con GIS..	130
Figura 4.4. Cambio a la resolución de 3 x 3 km ² de las emisiones del inventario de Portugal. Sector: S2 Combustión no industrial. Contaminante: NO _x	132
Figura 4.5. Instalaciones industriales consideradas como focos puntuales en Galicia, Asturias, Castilla y León (estrategia <i>bottom-up</i> de cálculo y evaluación) y Norte de Portugal (Inventario GEMAC).....	133
Figura 4.6. Comparación entre el inventario EMEP y el inventario mixto <i>bottom up</i> y <i>top down</i> para el año 2008. Sectores: S1 Producción de energía y S3 combustión industrial. Contaminante: SO _x	135
Figura 4.7. Metodología y distribución propuesta para las emisiones de tráfico en Galicia.....	142

Figura 4.8. Gráficos comparativos para las emisiones totales de Galicia extraídos directamente del COPERT4 (a) Emisiones NO _x . Aportación por modo de conducción (b) Emisiones NMVOC. Aportación por tipo de emisión.....	146
Figura 4.9. Inventario mixto <i>bottom-up</i> y <i>top-down</i> . Sector: S7 Tráfico. Contaminante: NO _x	148
Figura 4.10. Comparación entre el inventario EMEP y el inventario mixto <i>bottom-up</i> y <i>top-down</i> . Sector: S7 Tráfico. Contaminante: CO.....	149
Figura 4.11. Comparación cuantitativa de las emisiones EMEP vs calculadas en el inventario mixto para el sector S7, Tráfico. Contaminantes: CO y NO _x	150
Figura 4.12. Inventario de instalaciones ganaderas y usos del suelo Corine Land Cover (EEA, 2009b) utilizados para la segregación de las emisiones del sector S10 Agricultura	152
Figura 4.13. Inventario mixto <i>bottom-up</i> y <i>top-down</i> . Sector: S10 Agricultura. Contaminante: NH ₃	152
Figura 4.14. Inventario mixto <i>bottom-up</i> y <i>top-down</i> . (a) Sector: S2 Combustión no industrial. Contaminante: CO. (b) Sector: S6 Uso de disolventes. Contaminante NMVOC	153
Figura 4.15. Inventario EMEP uniformemente distribuido por superficie (a) Sector: S2 Combustión no industrial. Contaminante: CO. (b) Sector: S6 Uso de disolventes. Contaminante NMVOC.....	154
Figura 4.16. Comparación de las emisiones EMEP con la densidad de población por municipio. Sector: S2 Combustión no industrial, contaminante: CO. Sector: S6 Uso de disolventes, contaminante: NMVOC.....	155
Figura 4.17. Inventario EMEP uniformemente distribuido en Galicia (a) Sector: S5 Extracción y distribución de combustibles fósiles (b) Sector: S9 Tratamiento de residuos. Contaminante NMVOC.....	156
Figura 4.18. Inventario EMEP uniformemente distribuido. Sector: S8 Otras Fuentes móviles y maquinaria. Contaminante SO _x	157
Figura 4.19. Capturas de la web de PRESAXIO del ICA de los principales núcleos de población, y destacada la predicción para Santiago de Compostela el 05/03/2013 (Cartelle et al., 2011-2013)	158
Figura 4.20. Magnitud y cambio en las emisiones EMEP 2008 industriales y totales descargadas en 2011 (CEIP, 2008a) y actualizadas en 2012 (CEIP, 2008b) para CO, NMVOC, NO _x y SO _x	160
Figure 5.1. Electric production (Millions of MWh) vs total coal consumption in As Pontes Power Plant: (a) on weight basis (b) on energy basis.....	173
Figure 5.2. Time series for As Pontes Power Plant, from 1990 to 2010: Production and coal consumption values (ENDESA, 2011)	174
Figure 5.3. Traversal section and horizontal distribution of the burners in As Pontes Power Plant tangentially fired dry bottom boiler. Adapted from ENDESA (2011)	176
Figure 5.4. CO ₂ , SO ₂ and NO _x emissions from As Pontes Power Plant for 1990 to 2010 referred to 1990 emissions.....	177
Figure 5.5. Experimental vs calculated CO ₂ emissions (x 10 ⁶ t) (a) on weight basis and (b) on energy basis. The straight line corresponds to experimental data	179

Figure 5.6. Experimental vs calculated SO₂ emissions (x 10³ t) (a) on weight basis and (b) on energy basis. The straight line corresponds to experimental data..... 183

Figure 5.7. Comparison of SO₂ emissions calculated using weight based specific emission factor and specific emission factors + Sr (using sulphur in ash data). The straight line corresponds to experimental data 185

Figure 5.8. Experimental vs calculated NO_x emissions (x 10³ t) (a) on weight basis and (b) on energy basis. The straight line corresponds to experimental data..... 187

Figure 5.9. Adjustment of NO_x emissions vs. properties of the blend along period 1997 to 2004: (a) Total consumption (t); (b) ash percentage (%), (c) LHV of the blend (GJ/t) and Specific consumption (GJ/MWh). Also, the correlation coefficients, R² are shown..... 190





ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1. Inventarios de emisiones atmosféricas a escala global/continental	40
Tabla 1.2. Inventarios de emisiones atmosféricas a escala regional.....	41
Tabla 2.1. Características y modelos de los participantes del AQMEII	55
Tabla 2.2. Categorías del inventario de emisiones antropogénicas de Norteamérica en la iniciativa AQMEII	58
Tabla 2.3. Aportación porcentual de cada uno de los sectores AQMEII a cada contaminante en el inventario para Norteamérica. Elaboración propia a partir de las emisiones suministradas para AQMEII (Pouliot et al., 2012b)	60
Tabla 2.4. Aportación porcentual de cada contaminante a cada uno de los sectores en el inventario para Norteamérica. Elaboración propia a partir de las emisiones suministradas para AQMEII (Pouliot et al., 2012b).....	60
Tabla 2.5. Aportación porcentual de cada uno de los sectores SNAP a cada contaminante en el inventario para Europa. Elaboración propia a partir de las emisiones suministradas para AQMEII (Pouliot et al., 2012b).....	65
Tabla 2.6. Aportación porcentual de cada contaminante a cada sector SNAP, distribuido en focos en área y puntuales en el inventario para Europa. Elaboración propia a partir de las emisiones suministradas para AQMEII (Pouliot et al., 2012b).....	65
Tabla 2.7. Codificación ISO 3166-1 para los países del dominio Europeo del experimento AQMEII	68
Tabla 2.8. Clasificación de los 10 países con mayores emisiones (millones de toneladas) asignadas en el AQMEII para los principales contaminantes. Elaboración propia a partir de Kuenen et al. (2011)	69
Tabla 2.9. Clasificación de los 10 países con mayores emisiones per cápita (t/100 habitantes) asignadas en el AQMEII para los principales contaminantes. Elaboración propia a partir de Kuenen et al. (2011).....	70
Tabla 3.1. Contaminantes incluidos en el registro de emisiones EPER y emitidos al aire (A) y al agua (W), incluyendo los valores límite umbrales expresados en kg/año.....	89
Tabla 3.2. Sectores del Anexo I de la Directiva IPPC, recogidos en el registro EPER	89
Tabla 3.3. Contaminantes incluidos en el registro de emisiones PRTR y emitidos al aire (A), al agua (W), y al suelo (S) incluyendo los valores límite umbrales expresados en kg/año	91-92
Tabla 3.4. Epígrafes principales del Anexo I del R.D. 508/2007 y modificaciones con respecto a los sectores del Anexo I de la Directiva IPPC y EPER	93
Tabla 3.5. Extracto del procedimiento de desagregación en unidades básicas: C.T. As Pontes, Repsol YPF A Coruña y Grupo Alcoa San Ciprián. Descripción y factores de actividad (FA), propiedades físicas y geométricas de la emisión (emisiones canalizadas) y factores de emisión recopilados para CO, CO ₂ , NMVOC, NO _x y SO _x	102-104

Tabla 3.6. Inventario de las emisiones industriales de Galicia para el año 2008 (Emisiones en t/año)	105
Tabla 3.7. Número de instalaciones declarantes en Galicia por sector de 2001 a 2010. Elaboración propia a partir de PRTR (2012)	107
Tabla 3.8. Número de declaraciones y porcentaje de aportación de cada método de determinación de emisiones al total por año: M medido, C calculado y E estimado	111
Tabla 3.9. Instalaciones con las emisiones más significativas en Galicia de los contaminantes CO, CO ₂ , NO _x y SO _x en los registros EPER/PRTR en el período 2001-2010	112
Tabla 3.10. Definición de los errores más comunes cometidos por las instalaciones que declararon sus emisiones al PRTR 2008 y 2010 de Galicia (Dios et al., 2012a)	117
Tabla 4.1. Resumen del procedimiento de inventario mixto aplicado a Galicia e información necesaria para la caracterización de los distintos sectores (Borrego et al., 2012)	129
Tabla 4.2. Emisiones industriales totales de los contaminantes considerados por EMEP (en t) distribuidos por SNAP, y contribución de las emisiones (en %) obtenidas directamente de fuentes de información pública (I.P.) (Dios et al., 2012b)	134
Tabla 4.3. Porcentaje de aportación de los focos puntuales calculados a las emisiones EMEP industriales (suma de S1, S3 y S4) y totales de CO, NMVOC, NO _x y SO _x	136
Tabla 4.4. Análisis de máximos absolutos. Comparación de las emisiones EMEP totales y las emisiones derivadas de información pública (I.P.) de PRTR empleadas en el desarrollo del inventario mixto	137
Tabla 4.5. Análisis de máximos relativos. Comparación de las emisiones EMEP industriales y las emisiones de información pública (I.P.) de PRTR empleadas en el desarrollo del inventario mixto	138
Tabla 4.6. Supuestos considerados en el análisis de mínimos para la comparación de las emisiones EMEP y las emisiones del inventario mixto	139
Tabla 4.7 Análisis de mínimos. Motivos de inconsistencia hallados y/o supuestos de la comparación de las emisiones EMEP y las emisiones del inventario mixto	140
Tabla 4.8. Normativas de control de la Comisión Europea de 1970 a 2010. Distribución en categorías. Vehículos a gasolina (G), diesel (D) y a gas (LPG)	144
Tabla 4.9. Distribución en categorías y porcentaje total y por tipo de vehículo (%) de la flota de total en Galicia. Elaboración propia a partir de IGE (2008) y DGT (2011)	145
Tabla 4.10. Emisiones de tráfico calculadas con COPERT4 para Galicia para los contaminantes EMEP y aportación de cada tipo de vehículo (%). Número total de vehículos: 1896594 (IGE, 2008)	146
Tabla 4.11. Análisis sectorial de la actualización EMEP para el año 2008: variación de las emisiones en la actualización (CEIP, 2008b) con respecto a las emisiones 2008 originales (CEIP, 2008a)	161
Tabla 4.12. Comparación del porcentaje de aportación de los grandes focos puntuales a las emisiones EMEP industriales de CO, NMVOC, NO _x y SO _x , para las emisiones 2008 originales (CEIP, 2008a) y actualizadas (CEIP, 2008b)	162

Tabla 4.13. Comparación del porcentaje de aportación de los grandes focos puntuales a las emisiones EMEP totales de CO, NMVOC, NO_x y SO_x, para las emisiones 2008 originales (CEIP, 2008a) y actualizadas (CEIP, 2008b)..... 163

Table 5.1. Coal analysis (mean values + standard deviation for key parameters) for lignite extracted from As Pontes open cast mine (1997 to 2004), and higher quality foreign subbituminous coal (1994 to 2010), both burnt in As Pontes Power plant boilers 174

Table 5.2. Adjustment and experimental parameters for Eq. 5.2 (a) on weight basis and (b) on energy basis. Specific emission factors developed from experimental parameters, expressed in t CO₂ per either t or GJ of consumed fuel 178

Table 5.3. CO₂: Correlation coefficients, R², and standard errors, SE (t), between experimental and calculated values 179

Table 5.4. CO₂: Comparison between specific and standard emission factors (EF)..... 180

Table 5.5. Adjustment and experimental parameters for Eq. 5.2 (a) on weight basis and (b) on energy basis. Specific emission factors developed from experimental parameters, expressed in t SO₂ per either t or GJ of consumed fuel..... 182

Table 5.6. SO₂: Correlation coefficients, R², and standard errors, SE (t), between experimental and calculated values 183

Table 5.7. SO₂: Comparison between specific and standard emission factors 184

Table 5.8. Adjustment parameters and obtained differences in SO₂ mass balances, with Eq. 5.4 (w/o retention in ash) and Eq. 5.5 (with retention in ash) 185

Table 5.9. Adjustment and experimental parameters for Eq. 5.2 (a) on weight basis and (b) on energy basis. Specific emission factors developed from experimental parameters, expressed in t NO_x per either t or GJ of consumed fuel..... 186

Table 5.10. NO_x: Correlation coefficients, R², and standard errors, SE (t), between experimental and calculated values 187

Table 5.11. NO_x: Comparison between specific and standard emission factors 188

