



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO

Documentos guía para mediciones y
modelización de nuevos
contaminantes de la calidad del aire
en la Europa urbana:

Resumen y valor añadido



Editores: Xavier Querol, Fulvio Amato & Andrés Alastuey (CSIC), Katriina Kyllönen (FMI), Tuukka Petäjä (UHEL), Rosa Petracca (CNR)

Autores & Revisores: Ver Tabla 2.2.

Traducción al español: Inés González-de Castro (CSIC)

Research Infrastructures Services Reinforcing Air Quality Monitoring Capacities in European Urban & Industrial Areas (RI-URBANS)

RI-URBANS (<http://www.RIURBANS.eu>) cuenta con el apoyo de la Comisión Europea en el marco del Programa Marco de Investigación e Innovación Horizonte 2020. H2020-GD-2020. Número de Acuerdo de Subvención: 10103624



Índice

ABREVIATURAS	I
ELEMENTOS Y ESPECIES QUÍMICAS	IV
1. PREÁMBULO.....	1
2. HERRAMIENTAS DE SERVICIO PROPORCIONADAS Y ACCESO ABIERTO A LOS DOCUMENTOS GUÍA	3
3. UFP Y PNSD EN ÁREAS URBANAS DE EUROPA	11
3.1 VALOR AÑADIDO DE LAS MEDICIONES DE UFP Y PNSD	12
3.2 INVENTARIOS DE EMISIONES DE UFP Y PNSD.....	16
3.3 MODELIZACIÓN DE UFP Y PNSD	18
3.4 RETOS ESPECÍFICOS DE UFP Y PNSD	19
4. CONCENTRACIONES MÁSCAS DE eBC EN ÁREAS URBANAS DE EUROPA	20
4.1 'BLACK CARBON' Y CALIDAD DEL AIRE	20
4.2 VALOR AÑADIDO DE LA MEDICIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE EBC EN EUROPA	21
5. ESPECIACIÓN DE PM Y CONTRIBUCIÓN DE FUENTES EN ÁREAS URBANAS DE EUROPA	25
5.1 ESPECIACIÓN DE PM Y CONTRIBUCIÓN DE FUENTES EN ÁREAS URBANAS DE EUROPA USANDO MEDICIONES DE PM EN LABORATORIO	25
5.1.1 Especiación de PM en laboratorio (off-line).....	25
5.1.2 Contribución de fuentes basada en especiación de PM en laboratorio.....	30
5.2 ESPECIACIÓN DEL PM ₁ NO REFRACTARIO Y CONTRIBUCIÓN DE FUENTES EN ÁREAS URBANAS DE EUROPA MEDIANTE MEDICIONES EN TIEMPO REAL DE PM	32
5.2.1 Especiación de PM en tiempo real (online).....	32
5.2.2 Contribución de fuentes basada en especiación de PM en tiempo real	34
6. POTENCIAL OXIDATIVO (OP) DE PM EN ÁREAS URBANAS DE EUROPA	37
7. NH ₃ EN ÁREAS URBANAS DE EUROPA.....	40
7.1 NH ₃ Y CALIDAD DEL AIRE	40
7.2 EL VALOR AÑADIDO DE MEDIR EL NH ₃ EN LAS ÁREAS URBANAS DE EUROPA	42
8. COVS EN ÁREAS URBANAS DE EUROPA	45
8.1 LA COMPLEJIDAD DE LA MEDICIÓN DE LOS COVS	45
8.2 EMISIONES DE COVS	47
8.3 EL VALOR AÑADIDO DE MEDIR LOS COVS EN LAS ÁREAS URBANAS DE EUROPA	48
8.3.1 Concentraciones de COVs	48
8.3.2 Estudios de contribución de fuentes de COVs en Europa.....	51
9. PERFILES VERTICALES.....	54
9.1 CAPA LÍMITE ATMOSFÉRICA.....	54
9.2 PERFILES VERTICALES DE AEROSOLAS	56
9.3 PERFILES VERTICALES IAGOS DE CONTAMINANTES	58
10. MAPEO URBANO Y CIENCIA CIUDADANA	61
10.1 MAPEO DE NUEVOS PARÁMETROS DE CA	61
10.2 MAPEO Y PARTICIPACIÓN DE CIENCIA CIUDADANA	64
11. CONSIDERACIONES FINALES	67
12. REFERENCIAS.....	70

Abreviaturas

ABLH	Altura de la capa límite atmosférica
ACTRIS	Infraestructura de investigación de Aerosoles, Nubes y Gases traza
ALC	<i>Lidars</i> automáticos y ceilómetros
ALV	Regiones alveolares del sistema respiratorio humano, como zonas de deposición regional de LDSA
AMS	Espectrómetro de masas de aerosoles
API-CIMS	Interfaz de presión atmosférica CIMS
BC	<i>Black carbon</i> /carbono negro
BrC	<i>Brown carbon</i> / carbono marrón
CA	Calidad del aire
CAMS	<i>Copernicus Atmosphere Monitoring Service</i>
CBH	Altura de la base de las nubes
CBL	Capa límite convectiva
CEN	Comité Europeo de Normalización
CDC	Contador de partículas de condensación
CHIMERE	Modelo de transporte químico multiescala para la composición atmosférica
CIMS	Espectrometría de masas con ionización química
CLe	Niveles críticos a largo plazo de la UNECE
COA	OA procedente de la cocina
Coal OA	OA procedente de la combustión del carbón
COV	Compuestos orgánicos volátiles
COVA	COV antropogénico
COVB	COV biogénico
COVH	COV hidrogenado
COVNM	COV no metánico
COVO	COV oxigenado
COVS	COV semivolátil
CRDS	Espectroscopía de cavidad <i>ring-down</i>
CSOA	OA procedente del humo del tabaco
DMA	Analizador de movilidad diferencial
DMANx	Modelo dinámico para la nucleación de aerosoles
DMPS	Medidor de partículas de movilidad diferencial
DPF	Filtro de partículas diésel
DWL	Lidars de viento por efecto Doppler
EAQP	Portal europeo de calidad del aire de la Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA)

EBAS	Infraestructura de bases de datos desarrollada y gestionada por el Instituto Noruego de Investigación Atmosférica, con series de datos de EMEP, ACTRIS y GAW, entre otros.
eBC	BC equivalente
eBClf	eBC procedente de combustibles líquidos
eBCsf	eBC procedente de combustibles sólidos
EC	Carbono elemental
EEA	Agencia Europea de Medio Ambiente
EMEP	Programa Europeo de Seguimiento y Evaluación
EN	Norma europea
EPR	Resonancia paramagnética electrónica
ESFRI	Foro estratégico europeo sobre infraestructuras de investigación
EU	Unión Europea
EURO	Normas europeas de emisiones
EUSAAR	Superestaciones europeas para la investigación de los aerosoles atmosféricos
FAH	<i>Hotspot</i> agropecuario
FTP	<i>File Transfer Protocol</i>
GAW	Programa de Vigilancia Atmosférica Mundial de la WMO
GC	Cromatografía de gases
GC/CC	Garantía y control de calidad
HA	Cabeza/garganta como depósito regional de LDSA
HOA	Hidrocarburos tipo OA
HFOC	<i>High-Finesse Optical Cavity</i>
HPLC	Cromatografía líquida de alto rendimiento
IAGOS	<i>In-service Aircraft for a Global Observing System</i>
ISO	Organización Internacional de Normalización
LDSA	Superficie depositada en el pulmón
LOA	OA local
LO-OOA	OA oxigenado menos oxidado
LUR	Regresión del uso del suelo
MIR	Reactividad Incremental Máxima
MLH	Altura de la capa mezcla
MO-OOA	OA oxigenado más oxidado
MPSS	Espectrómetros de movilidad granulométrica
NDECA	Nueva Directiva europea sobre la calidad del aire (adoptada formalmente el 14 de octubre de 2024)
NR	No refractario
OM	Materia orgánica
OOA	OA oxigenado genérico

OP	Potencial oxidativo
OP^{AA}	OP medido a través del agotamiento del ácido ascórbico, un antioxidante pulmonar
OP^{DTT}	OP medido a través del agotamiento del ditiotreitól, un sustituyente antioxidante pulmonar
OP^{GSH}	OP medido a través del agotamiento del glutatión, un antioxidante pulmonar
OP^{OH}	OP medido a través de la formación del radical OH
OP^{ESR}	OP medido a través de la formación de radicales libres unidos a partículas mediante resonancia paramagnética electrónica
OP_m	OP normalizado en función de la masa
OP_v	OP normalizado en función del volumen
PAH	Hidrocarburos aromáticos policíclicos
PM	Material particulado
PM_{2.5}	Concentración másica de partículas <2.5 µm
PM₁₀	Concentración másica de partículas <10 µm
PM_x	PM ₁₀ , PM _{2.5} y PM ₁ , indistintamente
PMCAMx-UF	Modelo tridimensional de transporte químico centrado en la simulación de la UFP-PNSD y la composición
PMF	<i>Positive Matrix Factorization</i>
PMF-ME2	<i>Positive Matrix Factorization with Multi-lineal Engine_2</i>
PMFO	Potencial Máximo de Formación de O ₃
PMSOA	Potencial Máximo de Formación de SOA
PN	Número de partículas
PNC	Concentraciones del número de partículas
PNSD	Distribución del número de partículas por tamaño
POA	OA primario
PTR-MS	Espectrometría de masas de reacción de transferencia de protones
RB	Fondo regional
RBCH	Estación de RB próxima a <i>hotspot</i>
RDVCA	Red de vigilancia de la calidad del aire
Re	Número de Reynolds
RI-URBANS	<i>Research Infrastructures Services Reinforcing Air Quality Monitoring Capacities in European Urban & Industrial Areas EU-project</i>
ROS	Especies reactivas de oxígeno
SCR	Reducción catalítica selectiva
ShINDOA	OA procedente del transporte marítimo y la industria
SIA	Aerosoles inorgánicos secundarios
SIFT-MS	Espectrometría de masas de tubo de flujo de iones seleccionados
SOA	Aerosoles orgánicos secundarios

SUB	Fondo suburbano
TB	Regiones traqueobronquiales como depósito regional de LDSA
TOMAS	Algoritmo <i>Two-Moment Aerosol Sectional</i>
TPN	Número total de partículas
TR	Tráfico
TS	Especificaciones técnicas
UB	Fondo urbano
UFP	Partículas ultrafinas
UI	Industrial urbano
UNECE	Comisión Económica de las Naciones Unidas para Europa
WHO	Organización Mundial de la Salud
WMO	Organización Meteorológica Mundial
WP	<i>Work package</i> (Módulo de trabajo)

Elementos y especies químicas

Al	aluminio
As	Arsénico
Ba	Bario
Br	Bromo
BTEX	Benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos
C	Carbono
Ca	Calcio
CaSO₄·H₂O	Yeso
Cd	Cadmio
CH₄	Metano
Cl	Cloro
CO	Monóxido de carbono
CO₂	Dióxido de carbono
Cr	Cromo
Cu	Cobre
DMPO	5,5-Dimetil-1-pirrolina N-óxido
F	Flúor
H	Hidrógeno
H₂O	Agua
H₂O₂	Peróxido de hidrógeno
H₂SO₄	Ácido sulfúrico

Hg	Mercurio
HNO₃	Ácido nítrico
I	Yodo
K	Potasio
MACR	Metacroleína
Mg	Magnesio
Mn	Manganeso
Mo	Molibdeno
MVK	Metil vinyl cetona
N	Nitrógeno
Na	Sodio
NaNO₃	Nitrato sódico
NH₃	Amoníaco
NH₄	Amonio
NH₄HSO₄	Bisulfato de amonio
(NH₄)₂SO₄	Sulfato de amonio
NH₄NO₃	Nitrato de amonio
Ni	Níquel
NO	Monóxido de nitrógeno
NO₂	Dióxido de nitrógeno
NO₃⁻	Nitrato
NO_x	Óxidos de nitrógeno (NO+NO ₂)
O	Oxígeno
O₃	Ozono
OH	Radical hidroxilo
P	Fósforo
Pb	Plomo
R	Grupo alquilo
Rb	Rubidio
Sb	Antimonio
Se	Selenio
Si	Sílice
Sn	Estroncio
SO₂	Dióxido de azufre
SO₄²⁻	Sulfato
SO_x	Óxidos de azufre
Sr	Estroncio
Ti	Titanio

V	Vanadio
Zn	Zinc
Zr	Circonio

1. PREÁMBULO

Este documento se ha traducido al español con el apoyo del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD). El documento está vinculado con las necesidades de la Nueva Directiva Europea de Calidad del Aire (NDECA, 2024/2881). Ha sido preparado como parte del proyecto europeo *Research Infrastructures Services Reinforcing Air Quality Monitoring Capacities in European Urban & Industrial Areas* (RI-URBANS) que enlaza la experiencia en observación atmosférica de *Aerosols, Clouds and Trace gases Research InfraStructure* (ACTRIS) con las capacidades de observación de la calidad del aire urbano de las redes de vigilancia de la calidad del aire.

La NDECA subraya la importancia que tienen los nuevos contaminantes sobre la calidad del aire y el bienestar de los ciudadanos. En particular, se requiere o recomienda el seguimiento de nuevos contaminantes como las partículas ultrafinas (UFP), la distribución del número de UFP por tamaño (PNSD), el carbono negro (BC) y el carbono elemental (EC), así como el amoníaco (NH₃) y numerosos compuestos orgánicos volátiles (COV), y las mediciones de trazadores de la toxicidad potencial del PM (potencial oxidativo (OP) del PM), tanto en superestaciones rurales como urbanas, con el fin de apoyar la comprensión científica de sus efectos sobre la salud y el medio ambiente.

Para garantizar que la información recogida sobre la contaminación atmosférica sea suficientemente representativa y comparable en toda la Unión Europea, es importante que se utilicen técnicas de medición normalizadas y criterios comunes en cuanto al número y la ubicación de las estaciones de medición para la evaluación de la calidad del aire ambiente (CA).

RI-URBANS ha elaborado una serie de documentos guía como herramientas de servicio (STs) para la medición avanzada específica de CA y variables de modelización, algunas de las cuales se incluyen en el artículo 10 y en el anexo VII de la NDECA.

Un ST en RI-URBANS es cualquier herramienta que en el proyecto haya sido revisada, en algunos casos desarrollada, probada y recomendada para la evaluación avanzada de CA en áreas urbanas. Estas herramientas pueden utilizarse para evaluar CA de acuerdo con las recomendaciones de seguimiento y modelización de CA de RI-URBANS para nuevos contaminantes. Estas recomendaciones incluyen protocolos para medir variables avanzadas de CA (derivadas de ACTRIS y CEN o, en casos específicos, propuestas cuando no están disponibles) y perfiles verticales (es decir,

RI-URBANS D55 (D7.6): Resumen y valor añadido de la medición de nuevos contaminantes de CA

cómo se distribuyen los contaminantes atmosféricos en la atmósfera en función de la altitud), protocolos de cartografía, inventarios de emisiones, herramientas de modelización y enfoques epidemiológicos sugeridos para evaluar los efectos sobre la salud de los nuevos contaminantes.

El objetivo de este documento es ofrecer información sobre los 2 grandes campos relacionados con las cuestiones anteriores:

- Información y enlaces de acceso a 16 ST específicos que se han elaborado y revisado en RI-URBANS, y en varios casos en RI-URBANS/ACTRIS. La sección correspondiente a este objetivo es más breve porque los documentos guía son muy detallados y sólo se ofrece un resumen muy breve y el enlace al documento específico.
- Información sobre el valor añadido y la información pertinente obtenida mediante la compilación de series de datos existentes de las variables avanzadas de CA para una evaluación de CA mejorada en el marco de RI-URBANS y, en algunos casos, RI-URBANS/ACTRIS.

El fichero electrónico de este documento, con los enlaces a los ficheros de los ST, puede descargarse en <https://riurbans.eu/project/#service-tools>

Esta es una guía RI-URBANS/ACTRIS forma parte del entregable D46 (D6.1) de RI-URBANS, el cual, con el apoyo para la publicación de *AXA Research Fund*, conforma la difusión final D55 (D7.6). Cualquier diseminación de estos resultados debe indicar que el documento solo refleja las opiniones de los autores y que ni la Comisión Europea ni MITERD son responsables de ningún uso que se haga de la información que contiene.

2. HERRAMIENTAS DE SERVICIO PROPORCIONADAS Y ACCESO ABIERTO A LOS DOCUMENTOS GUÍA

Como se ha indicado anteriormente, un ST en RI-URBANS es cualquier herramienta que haya sido revisada, en algunos casos desarrollada, probada y recomendada para la evaluación avanzada de la CA. La Tabla 2.1 muestra los 16 ST y los documentos guía asociados (agrupados por objetivos/métodos: mediciones de superficie o de perfil, contribución de fuentes, evaluación de impactos en la salud, mapeo urbano, inventarios de emisiones y modelización). Los documentos guía específicos detallados pueden descargarse de <https://riurbans.eu/project/#service-tools>. Una vez que se accede a través de este enlace, se enumeran los 6 grupos de ST y haciendo clic en cada uno de los enlaces se podrán descargar los ST específicos.

Tabla 2.1. Los 16 documentos ST (agrupados por objetivos/métodos: mediciones de superficie o de perfil, contribución de fuentes, evaluación de impactos en la salud, cartografía, inventarios de emisiones y modelización) proporcionadas por RI-URBANS, cuyos respectivos documentos guía asociados pueden descargarse de <https://riurbans.eu/project/#service-tools>.

Número	Tema del documento guía
Protocolos de medición de nuevos contaminantes de CA	
ST1	Distribución del número de UFP por tamaño (UFP-PNSD)
ST2	Black Carbon (BC)
ST3	Especiación de material particulado (PM) en laboratorio y en tiempo real
ST4	Potencial oxidativo de las partículas (OP de PM)
ST5	Compuestos orgánicos volátiles (COVs)
ST6	Amoníaco (NH ₃)
Metodologías para perfiles verticales de contaminantes y meteorología	
ST7	Medición de la altura del nivel límite
ST8	Medición de perfiles verticales de aerosoles
ST9	Medición de perfiles verticales IAGOS por aviones comerciales
Metodologías para la determinación de la contribución de fuentes con modelos receptores	
ST10	Contribución de fuentes de PM basada en especiación de PM en laboratorio y en tiempo real
ST11	Contribución de fuentes de UFP, BC, OP y COVs usando modelos receptores
Metodologías para la cartografía urbana de nuevos contaminantes de CA	
ST12	Modelización urbana determinista de PM fino y PNC
ST13	Cartografía de partículas ultrafinas y ciencia ciudadana
Metodologías para evaluar los efectos sobre la salud de nuevos contaminantes de CA	
ST14	Evaluación de los efectos sobre la salud de nuevos parámetros de CA
Obtención de inventarios de emisiones de nuevos contaminantes de CA	
ST15	Primera estimación de emisiones en la UE de UFP-PNSD y PM vehicular no derivado de los gases de escape
Metodologías de modelización de nuevos contaminantes de CA	
ST16	Modelización multiescala de UFP-PNSD

RI-URBANS D55 (D7.6): Resumen y valor añadido de la medición de nuevos contaminantes de CA

ST1: El objetivo de este documento RI-URBANS/ACTRIS sobre **mediciones de UFP y PNSD** (incluidas como obligatorias en las superestaciones urbanas en la NDECA) es facilitar la ampliación de las técnicas de medición en las Redes de Vigilancia de la CA (RDVCA). Contiene un informe actualizado de las metodologías armonizadas relacionadas con las mediciones de UFP y PNSD, con información adicional sobre muestreo y gestión de datos. Además, se identifican las discrepancias entre las normas CEN y las recomendaciones ACTRIS con las directrices de CA en la NDECA. También se incluye un informe paneuropeo sobre las mediciones de UFP-PNSD, con los resultados más relevantes sobre niveles, contribución de fuentes y tendencias. Por último, se ofrece una sección de recomendaciones concisas sobre las mediciones de UFP y PNSD en entornos urbanos.

ST2: El objetivo de este documento RI-URBANS/ACTRIS sobre **determinaciones de BC equivalente (eBC)** (incluidas como obligatorias en las superestaciones urbanas en la NDECA) es facilitar la ampliación de las técnicas de medición en las RDVCA. Contiene un informe actualizado de las metodologías armonizadas relacionadas con las mediciones de BC, con información adicional sobre cómo obtener datos eBC a partir de las medidas de absorción, y la gestión de datos. Además, se identifican las discrepancias entre las recomendaciones ACTRIS y las que RI-URBANS propone para mediciones en CA. También se incluye un informe paneuropeo sobre observaciones de eBC, con los resultados más relevantes sobre niveles, contribución de fuentes y tendencias. Por último, se incluye una sección de recomendaciones concisas sobre la determinación de eBC en entornos urbanos.

ST3: La NDECA exige o recomienda el análisis de componentes específicos de PM₁₀ y PM_{2.5}, como metales (arsénico, As; cadmio, Cd; níquel, Ni; plomo, Pb), hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH), levoglucosano, carbono elemental y orgánico (EC y OC, respectivamente), así como iones inorgánicos (sulfato, SO₄²⁻; nitrato, NO₃⁻; cloruro Cl⁻; amonio NH₄⁺; calcio, Ca²⁺; potasio, K⁺; magnesio, Mg²⁺; sodio, Na⁺). A tal fin, en la NDECA se facilitan protocolos de muestreo específicos y métodos analíticos de referencia, que deberán seguirse. Sin embargo, además de éstos, para una evaluación avanzada de la CA, incluida la contribución de fuentes, pueden ser necesarios otros componentes inorgánicos y orgánicos del PM. Este documento guía de RI-URBANS/ACTRIS proporciona recomendaciones detalladas para la **especiación de PM en laboratorio** (*offline*, muestreo de 24 h seguido de análisis de laboratorio) **y en tiempo real** (*online*, <1 h). También se

incluye un informe paneuropeo sobre la especiación de PM, con los resultados más relevantes sobre niveles, orígenes y tendencias. Por último, se incluye una concisa sección de recomendaciones.

ST4: Este documento guía RI-URBANS describe los pasos necesarios para llevar a cabo **mediciones de OP de PM**, proporciona una visión actualizada sobre los métodos más avanzados y reconocidos para armonizar, y describe los diferentes ensayos de OP. También proporciona información de los últimos estudios que comparan datos y clarifica su conexión con las fuentes de emisión, la composición química y el tamaño del PM. Además, ofrece recomendaciones a seguir en la realización de mediciones de OP de PM según las conclusiones obtenidas en el primer ejercicio internacional de comparación entre laboratorios desarrollado en el marco del proyecto RI-URBANS. Por último, comparte un protocolo de medición simplificado desarrollado para el **ensayo OP-ditiotritol (DTT)** más utilizado, en el que los pasos más críticos han sido optimizados y armonizados en el marco de una tarea específica de RI-URBANS por un conjunto de laboratorios expertos.

ST5: El Anexo VII de la NDECA recomienda la medición de 45 **especies de COV** precursoras del ozono (O_3). El objetivo de este documento guía RI-URBANS/ACTRIS es facilitar la ampliación de las técnicas de medición de COVs dentro de las RDVCA. Proporciona un resumen actualizado de las metodologías relacionadas con los COVs, resume la síntesis científica reciente de las observaciones paneuropeas y ofrece recomendaciones sobre las mediciones de COVs.

ST6: En la NDECA, las mediciones de **NH₃** se solicitan para las superestaciones rurales, pero no para las urbanas, donde sólo se recomiendan. Sin embargo, en los *hotspots* de contaminación urbana las mediciones de NH₃ son muy relevantes para evaluar los posibles efectos de las acciones políticas de CA para reducir PM_{2.5}, ya que este contaminante tiene un papel clave en la generación de PM secundario. Este documento guía RI-URBANS revisa los métodos de medición de las concentraciones ambientales de NH₃, recopila e interpreta la variabilidad espacial y temporal basándose en las series de datos de 69 estaciones, y ofrece recomendaciones sobre la medición de NH₃.

ST7: En la actualidad, la mayoría de las RDVCAs carecen de información sobre importantes procesos y parámetros en la dimensión vertical de la atmósfera que son necesarios para comprender mejor los datos de contaminación a nivel de superficie. Esta dimensión es especialmente relevante a la hora de considerar posibles fuentes no locales de aerosoles (por ejemplo, los que llegan a través del transporte de media o larga distancia), o para evaluar la dilución vertical de contaminantes emitidos localmente (por ejemplo, para predecir superaciones de valores límite diarios específicos), entre

RI-URBANS D55 (D7.6): Resumen y valor añadido de la medición de nuevos contaminantes de CA

otros. Este documento guía RI-URBANS/ACTRIS destaca el valor añadido que aporta la información obtenida mediante mediciones de la altura y la dinámica de la **capa límite atmosférica (ABL)**. Se describen brevemente los principales equipos que permiten estas mediciones, así como los requisitos de funcionamiento. El documento presenta algunos ejemplos seleccionados de mediciones y recuperaciones que se aplican en diferentes ciudades piloto de RI-URBANS y fuera de ellas.

ST8: De forma similar al ST7, este documento guía RI-URBANS/ACTRIS se centra en el valor añadido de las mediciones atmosféricas verticales, que permiten obtener información sobre cómo varía la concentración y composición de los aerosoles con la altura, y tiene como objetivo facilitar la integración de los **perfiles de aerosoles** en las RDVCAs, y construir así una imagen vertical de la distribución de partículas en diferentes capas de la atmósfera. Se proporciona un resumen conciso de las metodologías actualmente disponibles, centrándose en métodos muy precisos, así como una síntesis de las observaciones paneuropeas.

ST9: RI-URBANS conecta la experiencia en observación atmosférica de *In-service Aircraft for a Global Observing System* (IAGOS). Este documento describe los parámetros de CA disponibles de los **perfiles de IAGOS**, el acceso a los datos, y ejemplos del uso de los perfiles de IAGOS en las ciudades piloto de RI-URBANS.

ST10: Este documento guía RI-URBANS/ACTRIS ofrece una visión general de los procedimientos más avanzados para llevar a cabo análisis de **contribución de fuentes de PM₁₀ y PM_{2.5}**, así como para la **de aerosoles orgánicos submicrónicos** (OA, la mayor fracción de aerosoles finos), mediante *Positive Matrix Factorization* (PMF).

ST11: Este documento guía RI-URBANS/ACTRIS ofrece una visión general sobre la **contribución de fuentes de UFP-PNSD, BC, COVs y OP de PM**. El valor añadido de la obtención de resultados de la contribución de fuentes para estos nuevos contaminantes de CA se demuestra mediante revisión a escala paneuropea.

ST12: Este documento guía RI-URBANS se centra en la aplicación de la **modelización determinista para la generación de mapas de concentraciones de PM y UFP a escala urbana**. Contaminantes como NO₂, PM_{2.5}, BC y UFP pueden tener un fuerte impacto en la salud de la población, y sus concentraciones suelen ser especialmente elevadas en las ciudades, donde existen marcadas

RI-URBANS D55 (D7.6): Resumen y valor añadido de la medición de nuevos contaminantes de CA

heterogeneidades urbanas. En las ciudades, la concentración de NO₂, BC y número de partículas (PNC) y, en menor medida, de PM_{2.5} son especialmente elevadas a lo largo de los ejes de tráfico y en las calles. Para estimar la exposición de la población a las concentraciones en el exterior, se necesitan mapas con una resolución espacial inferior a 100 m, como mínimo, que permitan diferenciar las concentraciones de fondo urbano de registradas en entornos de tráfico. Es deseable una resolución temporal horaria.

ST13: Este documento guía RI-URBANS describe los métodos que las RDVCAs, la comunidad científica y otros grupos pueden utilizar para desarrollar **mapas de alta resolución espacial de la contaminación atmosférica urbana derivados de datos de monitorización**. Los métodos descritos en este documento complementan la monitorización rutinaria con equipos de referencia en uno o varios puntos de monitorización de la ciudad. Los métodos descritos también son complementarios a los modelos deterministas de dispersión que suelen aplicar las agencias de CA con fines normativos. También se revisan los métodos para la participación de la ciencia ciudadana en tales mapeos.

ST14: Este documento guía RI-URBANS orienta sobre los **pasos necesarios para llevar a cabo un análisis epidemiológico que relacione nuevos contaminantes de CA con efectos sobre la salud**. Las estimaciones de las asociaciones a corto plazo entre la contaminación atmosférica y la salud suelen basarse en el estudio de la relación entre las variaciones diarias de las concentraciones de contaminantes atmosféricos y los recuentos diarios de resultados sanitarios como la mortalidad y/o la morbilidad (por ejemplo, ingresos hospitalarios o visitas al hospital por diversas causas). Este documento informa sobre las distintas opciones que pueden seguirse para realizar estudios epidemiológicos, las necesidades de datos y las metodologías estadísticas que pueden aplicarse. Por último, muestra, a partir de los datos recopilados por el proyecto RI-URBANS, la viabilidad de la realización de tales análisis y el valor añadido de los nuevos contaminantes de CA para determinar los efectos sobre la salud.

ST15: Este documento RI-URBANS orienta sobre los pasos seguidos para obtener los **primeros inventarios europeos de UFP-PNSD y de productos de abrasión emitidos por los vehículos**. Los inventarios tienen aplicación para la modelización a escalas regional y urbana. Describe las mejoras específicas que se han realizado en los inventarios de emisiones europeos existentes para RI-URBANS a una resolución horizontal de ~ 6x6 km² para representar mejor las emisiones del

RI-URBANS D55 (D7.6): Resumen y valor añadido de la medición de nuevos contaminantes de CA

transporte por carretera e incluir estimaciones de UFP, entre otras. Este documento también describe una herramienta de reducción de escala para detallar la serie de datos europeos de emisiones a una resolución de 1x1 km² en zonas urbanas de forma coherente. Los **inventarios de emisiones** específicos de **RI-URBANS se elaboran para: UFP-PNSD, PM emitido por los vehículos que no proviene de la combustión del motor, otras fuentes antropogénicas de PM y sus componentes, incluyendo BC, y NO_x, SO_x, NH₃ y COVs**. Los inventarios de emisiones a escala europea pueden obtenerse directamente accediendo a un repositorio FTP, o solicitándolos por correo electrónico (Jeroen.Kuenen@tno.nl o Marya.ElMalki@tno.nl), mientras que las series de datos de emisiones urbanas (1x1 km²) de Amsterdam, Atenas, Birmingham y Helsinki pueden obtenerse en el mismo repositorio FTP o solicitándolos por correo electrónico (eathana@noa.gr).

ST16: Este documento RI-URBANS se centra en la orientación para **modelizar adecuadamente la variación espacio-temporal de UFP (y su PNSD)**. Para ello, se necesitan inventarios primarios de emisiones de UFP-PNSD (ver ST15 sobre el primer inventario de emisiones de UFP-PNSD de la UE), pero también deben implementarse procesos físico-químicos complejos para la nucleación en las herramientas de modelización. También se necesitan enfoques multiescala para tener en cuenta la emisión y la formación de partículas si se pretende modelizar las UFP-PNSD urbanas. Este documento resume las metodologías para la modelización multiescala de UFP utilizando 2 enfoques, PMCAMx-UF (un modelo tridimensional de transporte químico centrado en la simulación de la UFP-PNSD y la composición; Jung et al., 2010) y CHIMERE (un modelo multiescala de química-transporte para el análisis y la predicción de la composición atmosférica).

Los ST han sido elaborados y revisados por un amplio grupo de expertos en el campo de la gestión y la investigación de la CA. Los autores y revisores figuran en la Tabla 2.2. Estos ST han sido elaborados por expertos RI-URBANS del WP1, WP2 y WP3, pero también del WP4 incluyendo los resultados de las pruebas piloto de los ST.

Tabla 2.2. Autores y revisores de los 16 documentos guía de ST.

Número	Autores	Revisores
Protocolos de medición de nuevos contaminantes de CA		
ST1	Meritxell García-Marlès (CSIC), Pedro Trecechera (CSIC), Xiansheng Liu (CSIC), (CNRS), Tuukka Petäjä (UHEL), Roy Harrison (UoB), Phillip Hopke (Clarkson University), Alfred Wiedensohler (TROPOS), Andrés Alastuey (CSIC) & Xavier Querol (CSIC)	Karri Saarnio (FMI), Elli Suhonen (FMI), Oliver Bischof (TSI), Carsten Kykal (TSI), Sebastian Schmitt (TSI), Torsten Tritscher (TSI), Joonas Vanhanen (Airmodus), Aki Pajunoja (Airmodus), Imre Salma (ELTE), Katrianne Lehtipalo (UHEL), Christoph Hüglin (EMPA)
ST2	Marjan Savadkoobi (CSIC), Marco Pandolfi (CSIC), Andres Alastuey (CSIC), Tuukka Petäjä (UHEL), Jean Philippe Putaud (JRC), Olivier Favez (INERIS), Xavier Querol (CSIC)	Hilkka Timonen (FMI), Karri Saarnio (FMI), Katriina Kyllönen (FMI), Elli Suhonen (FMI), Christoph Hüglin (EMPA)
ST3	Andrés Alastuey (CSIC), Xiansheng Liu (CSIC), Barend L. Van Drooge (CSIC), Clara Jaén (CSIC), Marta Via (CSIC), Benjamin Chazeau (AMU/PSI), Anja Tremper (ICL), Manos Manousakas (PSI), André S.H. Prevot (PSI), Jean-Eudes Petit (CNRS), Jean-Philippe Putaud (EC-JRC), Olivier Favez (INERIS), Xavier Querol (CSIC)	Hilkka Timonen (FMI), Katriina Kyllönen (FMI), Elli Suhonen (FMI), Falk Mothes (TROPOS), Anja Tremper (ICL), Gang Chen (ICL), Hasna Chebaicheb (INERIS)
ST4	Pamela Dominutti (CNRS), Jean-Luc Jaffrezo (CNRS), Roy Harrison (UoB), Xavier Querol (CSIC) & Gaëlle Uzu (CNRS)	Katriina Kyllönen (FMI), Elli Suhonen (FMI), Tuukka Petäjä (UHEL)
ST5	Thérèse Salameh (IMT Nord Europe) with the collaboration of Xiansheng Liu and Xavier Querol (CSIC)	Katriina Kyllönen (FMI), Jean-Philippe Putaud (JRC), Heidi Hellén (FMI), Elli Suhonen (FMI)
ST6	Marsailidh M. Twigg (CEH), Katriina Kyllönen (FMI), Ulla Makkonen (FMI), Xiansheng Liu (CSIC), Xavier Querol (CSIC)	Wenche Aas (EMEP), Jean Philippe Putaud (JRC)
Metodologías para perfiles verticales de contaminantes y meteorología		
ST7	Simone Kotthaus (CNRS), Melania Van Hove (CNRS), Martial Haefelin (CNRS), Francesca Barnaba (CNR), Annachiara Bellini (CNR, now at ARPA VdA), Lucia Mona (CNR)	Xavier Querol (CSIC), Ewan O'Connor (FMI), Adolfo Comerón (UPC), Iwona Stachlewska (UW), Arnoud Apituley (KNMI)
ST8	Lucia Mona (CNR), Doina Nicolae (INOE), Francesca Barnaba (CNR), Annachiara Bellini (CNR, now ARPA Val d'Aosta) Simone Kotthaus (CNRS), Martial Haefelin (CNRS)	Xavier Querol (CSIC), Ewan O'Connor (FMI), Adolfo Comerón (UPC), Iwona Stachlewska (UW), Arnoud Apituley (KNMI), Andreas Petzold (Jülich)
ST9	Hannah Clark (IAGOS-CNR), Christoph Mahnke (ZJ), Andreas Petzold (FZJ)	Xavier Querol (CSIC), Christoph Gerbig (MPI-BGC)
Metodologías para la determinación de la contribución de fuentes con modelos receptores		
ST10	Fulvio Amato (CSIC), Marta Via (CSIC), Mannos Manousakas (PSI), Benjamin Chazeau (AMU), Gang Chen (ICL), Barend L. van Drooge (CSIC), Jean-Luc Jaffrezo (University of Grenoble, UGA), Olivier Favez (INERIS), Cristina Colombi (ARPA Lombardia), Eleonora Cuccia (ARPA Lombardia), Guido Lanzani (ARPA Lombardia), André S.H. Prevot (PSI), Andrés Alastuey (CSIC) & Xavier Querol (CSIC)	J. Eudes Petit (CNRS), Katriina Kyllönen (FMI), Hilkka Timonen (FMI), Anja Tremper (ICL), Elli Suhonen (FMI)
ST11	BC: Marjan Savadkoobi (CSIC), Marco Pandolfi (CSIC), Olivier Favez (INERIS), Mohamed Gherras (INERIS), Andres Alastuey (CSIC), Tuukka Petäjä (UHEL), Xavier Querol (CSIC)	Xavier Querol (CSIC), Katriina Kyllönen (FMI), Imre Salma (ELTE), Olivier Favez (INERIS), Hilkka Timonen (FMI), Heidi Hellén (FMI), Elli Suhonen (FMI)

UFP-PNSD: Meritxell Garcia-Marlès (CSIC), Phil Hopke (University of Clarkson), Roy Harrison (UoB), Andres Alastuey (CSIC), Tuukka Petäjä (UHEL), Xavier Querol (CSIC) OP de PM: Gaëlle Uzu (IGE), Kaspar Daellenbach (PSI), Vy Dinh Ngoc Thuy (IGE), Andre Prevot (PSI), Jean-Luc Jaffrezo (IGE) COV: Thérèse Salameh (IMT Nord Europe), Marvin Dufresne (IMT Nord Europe), Marten In't Veld (CSIC, RIVM), Stéphane Sauvage (IMT Nord Europe), Michelle Jessy Müller (EMPA), Stefan Reimann (EMPA)		
Metodologías para la cartografía urbana de nuevos contaminantes de CA		
ST12	Karine Sartelet (ENPC), Jian Zhong (University of Birmingham, UoB), Eleni Athanasopoulou (NOA), Lya Lugon (ENPC), Soo-Jin Park (ENPC), Roy Harrison (University of Birmingham, UoB)	Augustin Colette (INERIS), Elli Suhonen (FMI)
ST13	Gerard Hoek (Utrecht University, UU), Jules Kerckhoffs (Utrecht University, UU), Martine van Poppel (Flemish Institute for Technological Research, VITO), Jelle Hofman (Flemish Institute for Technological Research, VITO), Roy Harrison (University of Birmingham, UoB), Sef van den Elshout (DCMR Environmental Protection Agency)	Tuukka Petäjä (UHEL), Xavier Querol (CSIC), Elli Suhonen (FMI)
Metodologías para evaluar los efectos sobre la salud de nuevos contaminantes de CA		
ST14	Vanessa Nogueira dos Santos, Ioar Rivas, Xavier Basagaña (ISGlobal)	Roy Harrison (UoB), Gerard Hoek (UU), Xavier Querol (CSIC), Elli Suhonen (FMI)
Obtención de inventarios de emisiones de nuevos contaminantes de CA		
ST15	Jeroen Kuenen (TNO), Eleni Athanasopoulou (NOA), Marc Guevara (BSC)	Augustin Colette (INERIS), Maria Kanakidou (FORTH), Elli Suhonen (FMI)
Metodologías de modelización de nuevos contaminantes de CA		
ST16	Evangelia Siouti (FORTH), Karine Sartelet (ENPC), Elena Poulakidi (FORTH), David Patoulas (FORTH), Lya Lugon (ENPC), and Spyros N. Pandis (FORTH)	Augustin Colette (INERIS), Maria Kanakidou (FORTH), Elli Suhonen (FMI), Martijn Schaap (TNO), Xavier Querol (CSIC)

3. UFP Y PNSD EN ÁREAS URBANAS DE EUROPA

Por ‘partículas ultrafinas’ se entienden las concentraciones en número de partículas (PNC) con un diámetro inferior o igual a 100 nm, por unidad de volumen. Según la NDECA 2024/2881 (siguiendo la definición de WHO, 2021), las UFP se definen como PNC por centímetro cúbico (cm³) para un intervalo de tamaños con un límite inferior de 10 nm (definido como eficiencia de detección del 50% Dp50) y sin restricción en cuanto al límite superior. Como la fracción PNC más gruesas de 100 nm es generalmente del 10-30% comparada con la de <100 nm (generalmente alrededor del 70-90%, Trechera et al., 2023), el uso de PNC sin límite superior es una buena aproximación al número de UFP (<100 nm).

Las mediciones de PNC y PNSD están armonizadas por las normas de medición CEN y ACTRIS, descritas en ST1, el cual puede descargarse de la página web de RI-URBANS. También existe un capítulo de orientación adicional sobre contribución de fuentes de UFP-PNSD en la página web de RI-URBANS (ST11).

ST1 ofrece también un análisis exhaustivo de la variabilidad de las UFP y PNSD en los entornos urbanos europeos, la identificación de similitudes y diferencias importantes, y la evaluación de las relaciones con otros contaminantes —como BC, PM_x (PM₁₀, PM_{2.5}, PM₁), y contaminantes gaseosos (SO₂, NO_x, O₃, CO) —, así como con diversos parámetros meteorológicos.

Las mediciones impulsadas por la NDECA en las superestaciones facilitarán la realización de mediciones armonizadas de UFP y PNSD, en paralelo con las de los parámetros de CA regulados. Las mediciones de UFP armonizadas y de calidad controlada permitirán cuantificar los impactos sobre la salud relacionados con UFP, PM_{2.5} y otros contaminantes atmosféricos, tanto por separado, como por exposición conjunta.

Los datos de PNC-PNSD pueden transformarse en superficie depositada en el pulmón (LDSA), una métrica estrechamente vinculada con la exposición pulmonar efectiva. Estudios como los de Liu et al. (2023) y Garcia-Marlès et al. (2024a) ofrecen un análisis paneuropeo de la variabilidad de la LDSA en entornos urbanos. Otras mediciones impulsadas por la NDECA en estaciones de tráfico y de fondo urbano proporcionarán nuevos datos para comprender los efectos de la contaminación atmosférica sobre la salud.

RI-URBANS D55 (D7.6): Resumen y valor añadido de la medición de nuevos contaminantes de CA

3.1 Valor añadido de las mediciones de UFP y PNSD

Está ampliamente reconocido que la exposición a PM tiene efectos adversos sobre la salud humana (WHO, 2021). Diversos estudios también han demostrado que las UFP pueden penetrar profundamente en el sistema respiratorio, contribuyendo al desarrollo de enfermedades respiratorias y cardiovasculares en los seres humanos (Cassee et al., 2019, y referencias citadas). En el rango <10 nm, una fracción rápidamente creciente de partículas se pierde por difusión en las vías respiratorias superiores (nariz, cavidad oral y tráquea). El tamaño de las UFP no solo les permite alcanzar las partes más profundas del sistema respiratorio, sino que una fracción de estas, al llegar a los alvéolos, se transloca y alcanza el sistema circulatorio, y desde allí puede alcanzar cualquier órgano del cuerpo, o llegar directamente al cerebro a través del bulbo olfatorio (Cassee et al., 2019, y referencias citadas). Las nuevas directrices sobre CA de la Organización Mundial de la Salud (WHO, 2021) identifican la concentración de UFP como un parámetro relevante de CA y encuentran que, aunque existe un conjunto de evidencias sobre los efectos de las UFP en la salud, los resultados son inconsistentes. Cassee et al. (2019) y Rivas et al. (2021) sugirieron que esta inconsistencia puede deberse, al menos en parte, a diferencias metodológicas en las mediciones, a la falta de representación de la exposición humana a las UFP derivada del uso de una única estación de control por ciudad en la mayoría de los estudios, y a la variabilidad en las fuentes emisoras de UFP entre diferentes ciudades/regiones. Aunque la WHO (2021) no proporciona valores guía, se recomienda la monitorización de las concentraciones de UFPs y BC para permitir una evaluación más precisa de sus efectos sobre la salud.

La WHO (2021) proporciona una guía de buenas prácticas, en la que establece $<1000 \text{ \# cm}^{-3}$ como baja concentración en el aire ambiente (valor medio de 24 h) y $>10000 \text{ \# cm}^{-3}$ como alta concentración.

RI-URBANS llevó a cabo una recopilación e interpretación de 27 series de datos largas de UFP-PNSD en zonas urbanas de Europa (Trechera et al., 2023). Los resultados mostraron que las concentraciones de UFPs son típicamente más altas cerca de las fuentes emisoras, como los *hotspots* de tráfico e industriales, y más bajas en las áreas de fondo urbano (UB) y suburbano (SUB) (Figura 3.1). El ciclo diurno en las estaciones de tráfico sigue las fuentes emisiones antropogénicas de tráfico y combustión, con una contribución de la producción fotoquímica de nanopartículas durante el día. Las concentraciones nocturnas son menores debido a las menores emisiones de UFP.

RI-URBANS D55 (D7.6): Resumen y valor añadido de la medición de nuevos contaminantes de CA

Normalmente, las concentraciones de UFP en el medio urbano son mayores durante el invierno debido a la reducción de la mezcla vertical y al aumento de las emisiones antropogénicas.

En cuanto a las estaciones de fondo urbano, las PNCs medias más elevadas se registraron en Europa oriental y meridional (11200 a 10300 # cm⁻³) y en 2 estaciones de Europa central (cerca de 10000 # cm⁻³), seguidas de Europa central y meridional (8900 a 6200 # cm⁻³) y Europa septentrional y noroccidental y Suiza (4500 a 3500 # cm⁻³) (Figura 3.2).

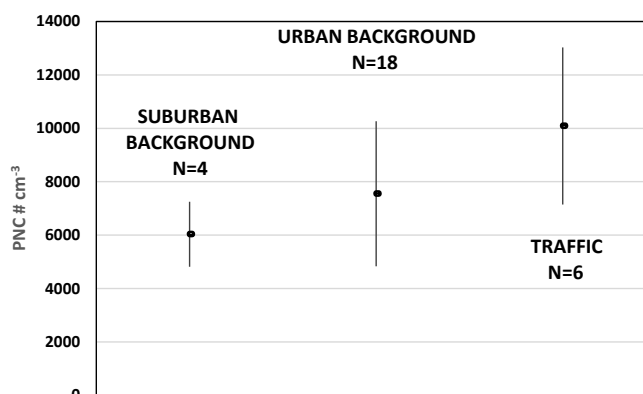


Figura 3.1. Concentraciones medias de UFP y rangos de desviación estándar de las estaciones de fondo suburbano y urbano, y de tráfico. Modificado de Trechera et al. (2023).

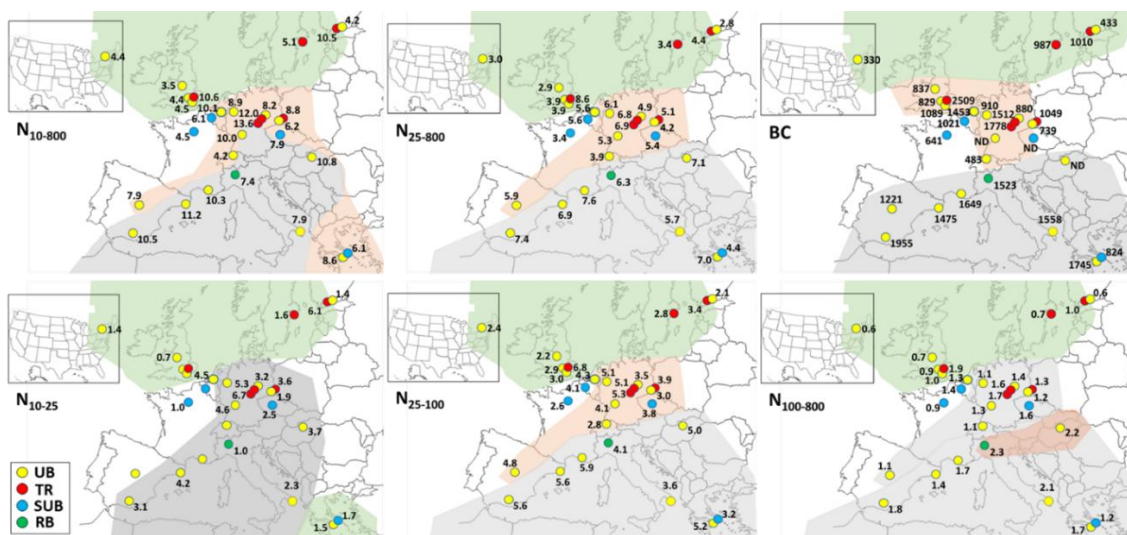


Figura 3.2. Variabilidad regional de las concentraciones promedio de número partículas (en # cm⁻³ × 10⁻³), fracciones de tamaño (en # cm⁻³ × 10⁻³) y 'black carbon' (BC en ng m⁻³) en Europa durante 2017-2019. Para N₁₀₋₂₅, solo se incluyen estaciones con un límite inferior de detección de tamaño de 10-14 nm. UB, fondo urbano; TR, tráfico; SUB, fondo suburbano; RB, fondo regional. Modificado de Trechera et al. (2023).

RI-URBANS D55 (D7.6): Resumen y valor añadido de la medición de nuevos contaminantes de CA

Las mediciones de la PNSD se utilizaron como base de los análisis de contribución de fuentes de los UFP urbanos. Garcia-Marlès et al (2024a) resumen el análisis paneuropeo de contribución de fuentes basado en PNSD (Figura 3.3). Centrándose en estaciones de fondo urbano y de tráfico europeas, las contribuciones de UFP del tráfico dominan la PNSD (55-85%), seguidas por la nucleación fotoquímica o la formación de nuevas partículas que producen partículas cercanas al límite de detección del equipo (10 nm). El transporte marítimo y la aviación también podrían contribuir a aumentar las concentraciones de UFP con una prevalencia del modo más bajo (Diesch et al., 2013; Lorentz et al., 2019; Stacey et al., 2021). Las fuentes de UFP también incluyen la quema de biomasa, fuentes de fondo urbano, emisiones industriales, fuentes mixtas, polvo y fuentes desconocidas (Hopke et al., 2022).

Los datos a largo plazo sobre UFP y PNSD en diferentes entornos urbanos europeos permitirán analizar las tendencias de las concentraciones y la PNSD. Como se muestra en Garcia-Marlès et al. (2024a, b), esto puede utilizarse para cuantificar los impactos de las nuevas políticas de CA, como la aplicación de normas EURO 5/V y EURO 6/VI sobre vehículos, el impacto de las zonas de bajas emisiones o la cuantificación de los cambios en la CA y la exposición a la contaminación atmosférica durante la electrificación del parque vehicular. Las mediciones de UFP y PNSD a largo plazo pueden ayudar a identificar necesidades emergentes, como la de aplicar controles para los COVs semivolátiles (COVSs) en los filtros de partículas diésel (DFPs). Durante los ciclos de regeneración emiten COVSs que provocan la nucleación de UFP muy cerca de las emisiones de gases de escape. Los resultados de Garcia-Marlès et al. (2024a, b) muestran que la fuente de nucleación del tráfico no tiene una tendencia decreciente consistente, mientras que la contribución del diésel y los modos de Aitken y acumulación sí (Figura 3.4).

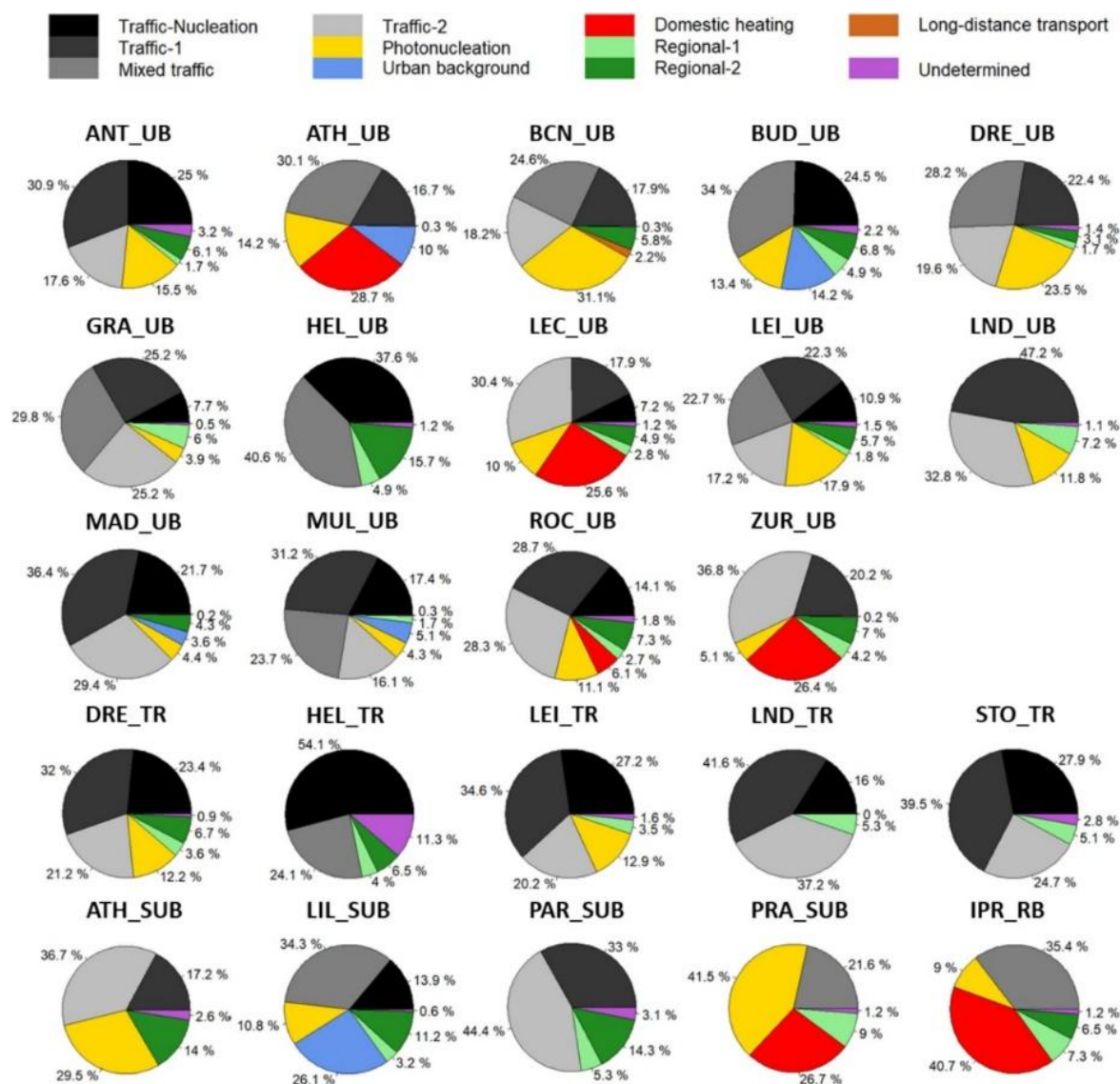


Figura 3.3. Resultados de la contribución de fuentes de PNCs basados en series temporales de PNSD de 24 superestaciones en zonas urbanas de Europa. Figura de Garcia-Marlès et al. (2024b). UB y SUB, fondo urbano y suburbano; RB, fondo regional; TR, estaciones de tráfico. Amberes (ANT_UB), Atenas (ATH_UB), Barcelona (BCN_UB), Budapest (BUD_UB), Dresde (DRE_UB), Granada (GRA_UB), Helsinki (HEL_UB), Lecce (LEC_UB), Leipzig (LEI_UB), Londres (LND_UB), Madrid (MAD_UB), Mülheim (MUL_UB), Zúrich (ZUR_UB) y Rochester (ROC_UB) en el estado de Nueva York en EE.UU. Dresde (DRE_TR), Helsinki (HEL_TR), Leipzig (LEI_TR), Londres (LND_TR) y Estocolmo (STO_TR). Atenas (ATH_SUB), Lille (LIL_SUB), París (PAR_SUB) y Praga (PRA_SUB). Ispra (IPR_RB).

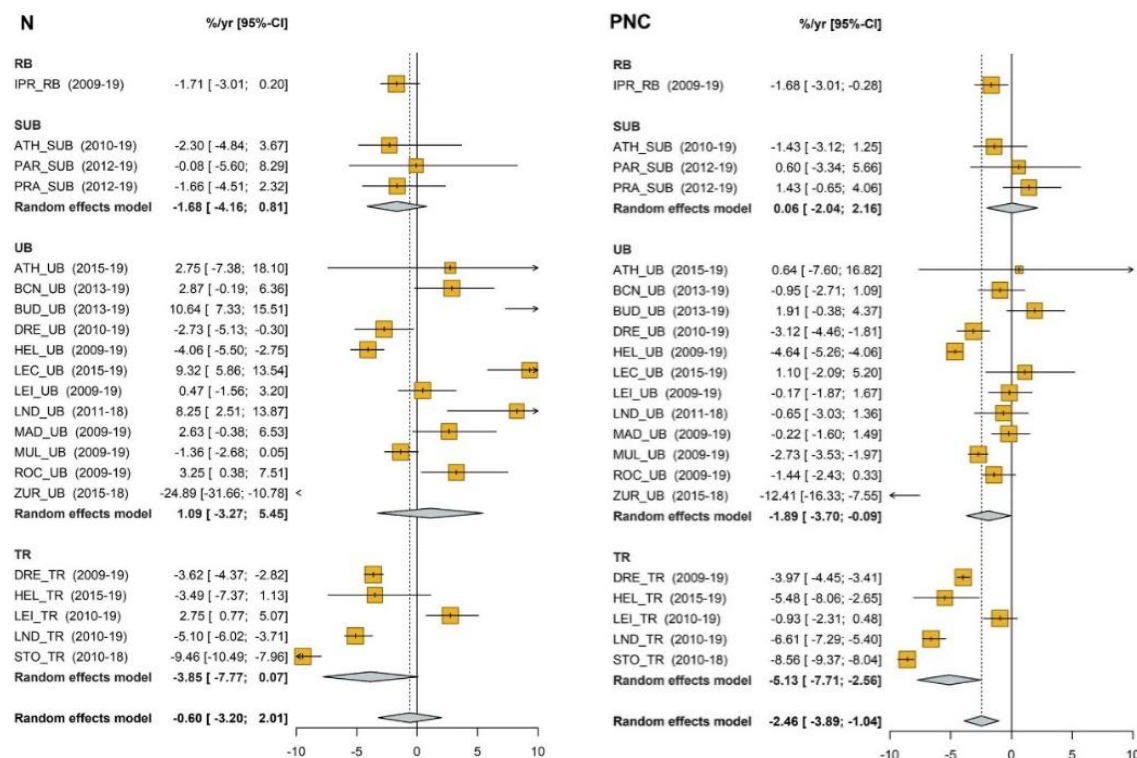


Figure 3.4. Resultados del análisis de tendencias y del metanálisis subsiguiente para la concentración de partículas en el modo de Nucleación (N), y las concentraciones totales de número de partículas (PNC). Las tendencias se calculan mediante el método Theil-Sen. La línea discontinua representa el metanálisis global. Modelo de efectos aleatorios: efecto medio calculado para cada tipo de estación. UB y SUB: fondo urbano y suburbano; RB: fondo regional; TR: estaciones de tráfico. Amberes (ANT_UB), Atenas (ATH_UB), Barcelona (BCN_UB), Budapest (BUD_UB), Dresde (DRE_UB), Granada (GRA_UB), Helsinki (HEL_UB), Lecce (LEC_UB), Leipzig (LEI_UB), Londres (LND_UB), Madrid (MAD_UB), Mülheim (MUL_UB), Zúrich (ZUR_UB) y Rochester (ROC_UB) en el estado de Nueva York en EE.UU. Dresde (DRE_TR), Helsinki (HEL_TR), Leipzig (LEI_TR), Londres (LND_TR) y Estocolmo (STO_TR). Atenas (ATH_SUB), Lille (LIL_SUB), París (PAR_SUB) y Praga (PRA_SUB). Ispra (IPR_RB). Figura de Garcia-Marlès et al (2024a).

3.2 Inventarios de emisiones de UFP y PNSD

El ST15 muestra cómo se elaboraron inventarios de emisiones a escala europea (con una resolución horizontal de $\sim 6 \times 6 \text{ km}^2$) y urbana ($1 \times 1 \text{ km}^2$ para las zonas urbanas de Ámsterdam, Atenas, Birmingham y Helsinki) para UPF-PNSD, PM no procedentes de los gases de escape de vehículos, otras fuentes antropogénicas de PM y sus componentes, incluido BC, y NO_x, SO_x, NH₃ y COVs. La Figura 3.5 muestra, a modo de ejemplo, la contribución de las distintas subfuentes del transporte rodado a las emisiones totales en 2019, según este inventario. Se observa que, dependiendo del contaminante, las emisiones por arranque en frío varían entre el 3% y el 18%, mientras que en el caso de PM₁₀ las emisiones no relacionadas con el escape representan el 60% de las emisiones totales, mientras que en el caso de PM_{2.5} este porcentaje se sitúa en torno al 45%. En el caso del número total de partículas (TPN, equivalente a UFP), las emisiones del motor en caliente alcanzan

el 95% del TPN procedente del tráfico rodado. En la Figura 3.6 se comparan las emisiones de NPT y $PM_{2.5}$ de los distintos sectores. Para el $PM_{2.5}$ los principales contribuyentes son: combustión doméstica > energía e industria >> residuos y agricultura. En el caso del NPT es: transporte marítimo > transporte rodado> energía e industria >> aviación.

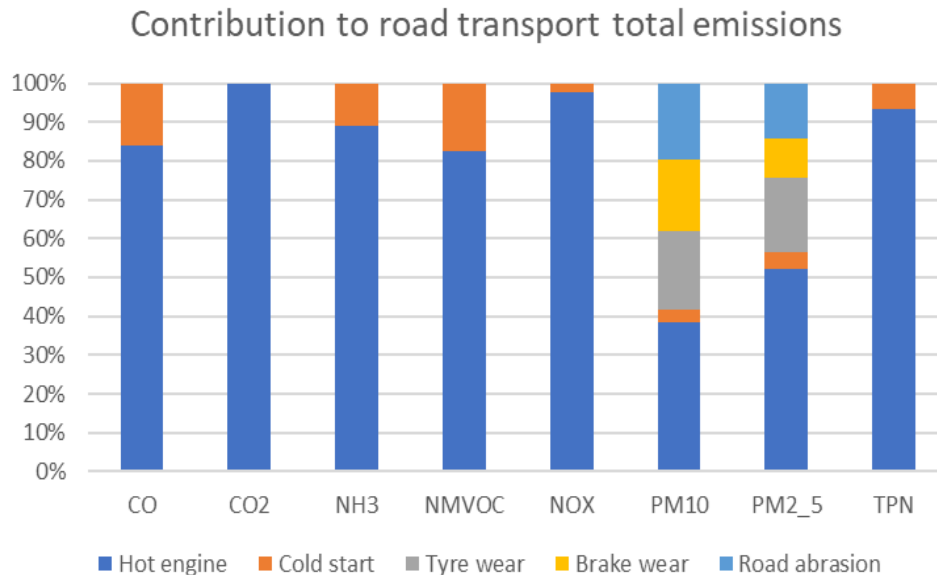


Figura 3.5. Contribución de las distintas fuentes del transporte rodado a las emisiones totales de contaminantes relevantes. Las emisiones procedentes de escape se dividen entre la contribución de los motores calientes y la de los arranques en frío. TPN, número total de partículas, equivalente a las concentraciones del número de UFP.

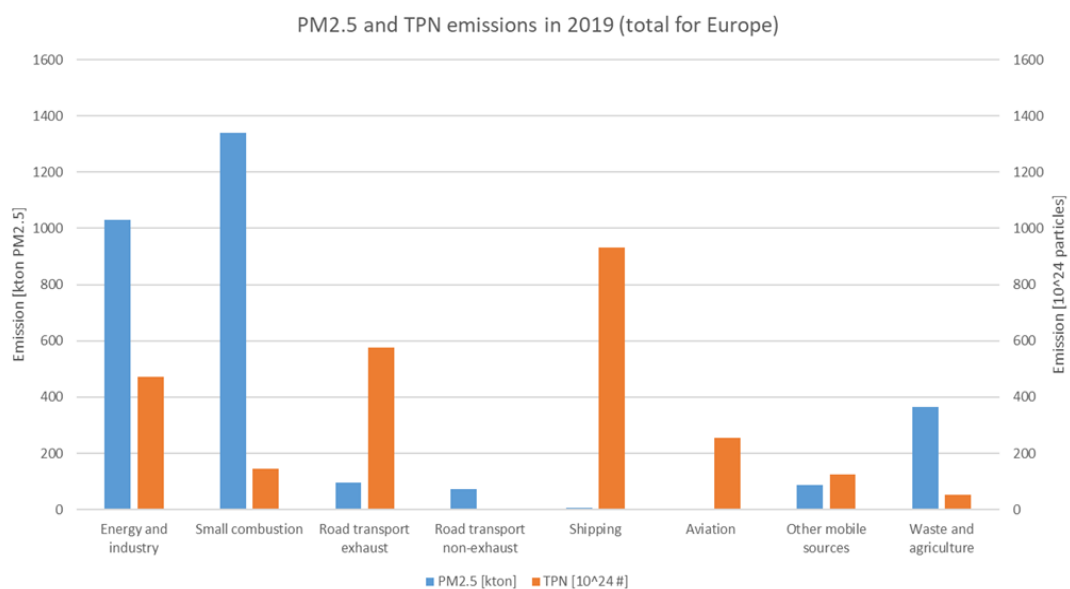


Figura 3.6. Comparación entre las emisiones de $PM_{2.5}$ (en kilotoneladas) y el número total de partículas (TPN, equivalente a UFP) (en 10^{24} #).

3.3 Modelización de UFP y PNSD

El documento guía ST16 tiene por objeto la modelización multiescala de UFP-PNSD utilizando herramientas deterministas. Aquí se presenta un ejemplo para la región de Atenas utilizando PMCAMx-UF. Se trata de un modelo de transporte químico tridimensional que simula tanto la PNSD como la distribución de masa/composición del aerosol atmosférico multicomponente (Jung et al., 2010). De la simulación de la microfísica del aerosol se encarga la versión actualizada del *Dynamic Model for Aerosol Nucleation* (DMANx), que incluye los procesos de condensación, evaporación, nucleación y coagulación suponiendo un aerosol internamente mezclado (Patoulias et al., 2015). DMANx incluye el algoritmo *Two-Moment Aerosol Sectional* (TOMAS), que realiza un seguimiento simultáneo de las concentraciones másicas y numéricas y puede utilizar la teoría de nucleación deseada para simular partículas a partir de núcleos de tamaños.

La Figura 3.7 muestra las contribuciones de las fuentes de UFP (en %) sobre Atenas durante el verano. La principal fuente de UFP es la nucleación para todo el dominio de modelización, las emisiones de los vehículos diésel también tiene un impacto importante en el centro de la ciudad, y el transporte marítimo tiene un gran efecto en la concentración numérica en la costa de Atenas.

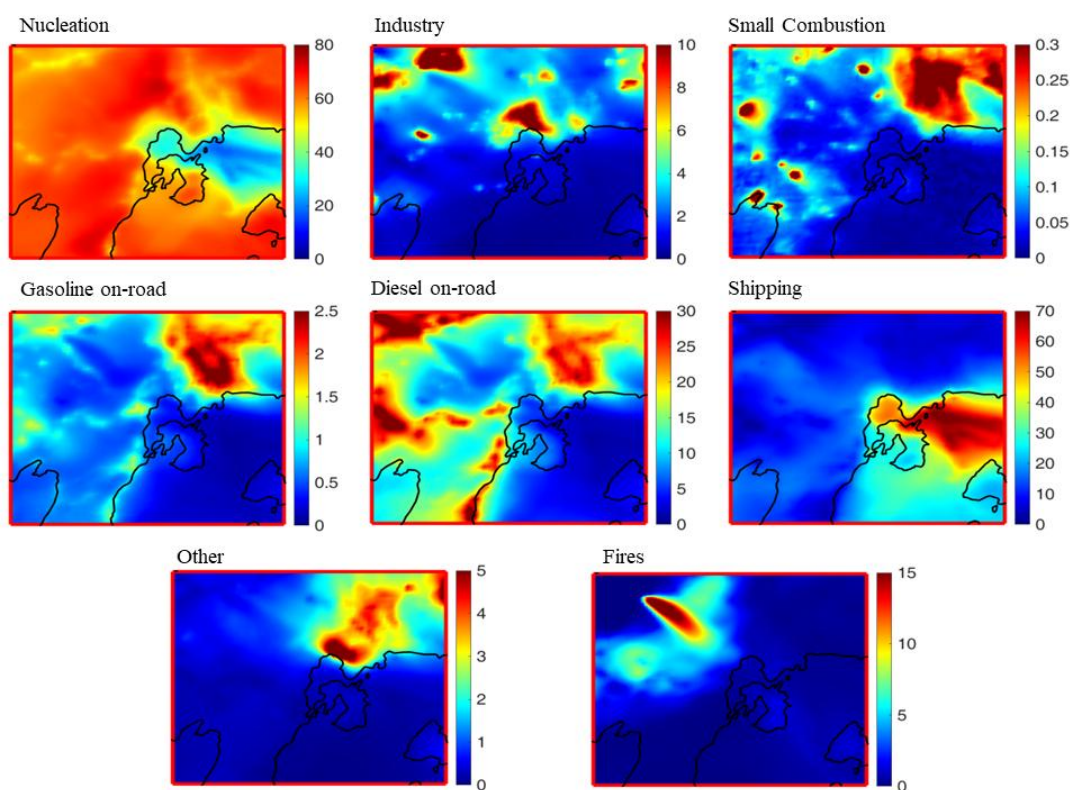


Figura 3.7: Contribuciones de fuentes previstas al total de N_{10-800} sobre Atenas para el verano de 2019 utilizando PMCAMx-UF. No se incluyen las emisiones de la quema de biomasa doméstica.

RI-URBANS D55 (D7.6): Resumen y valor añadido de la medición de nuevos contaminantes de CA

3.4 Retos específicos de UFP y PNSD

Las mediciones a largo plazo de UFP-PNSD son difíciles de realizar debido a la complejidad de los equipos utilizados, y lograr una cobertura anual de datos superior al 90 % representa un desafío. Recientemente, Hopke et al. (2024) y Vörösmarty et al. (2024) llevaron a cabo estudios con una alta cobertura de datos, abarcando 15 y 11 años de datos, respectivamente. Asimismo, Trechera et al. (2023) reportaron coberturas de datos superiores al 90% en estaciones ubicadas en Budapest, Helsinki, Ispra, Leipzig, Mulheim, París, Rochester, pero no así en las otras 22 estaciones incluidas en el estudio. Para lograr una cobertura de datos adecuada, es fundamental prestar especial atención al mantenimiento y seguimiento de los equipos de medición de UFP y PNSD.

La medición fiable de UFP y PNSD requiere un muestreo específico, ya que las UFP se pierden rápidamente en las líneas de muestreo largas. Las mediciones de UFP y PNSD requieren el secado de las partículas muestreadas para producir datos armonizados y comparables.

Los inventarios de emisiones y la modelización aún necesitan mejoras para reproducir con exactitud los datos experimentales sobre UFP-PNSD, pero ya se dispone de herramientas disponibles y en uso.

4. CONCENTRACIONES MÁSCAS DE eBC EN ÁREAS URBANAS DE EUROPA

La NDECA (2024/2881) define '*black carbon*' (BC) como un aerosol carbonoso medido por su absorción de luz. La directiva aborda el BC como un contaminante atmosférico de preocupación emergente y recomienda que se mida en las superestaciones de control en zonas urbanas y al menos en la mitad de las superestaciones rurales, junto con otros contaminantes atmosféricos. El término BC equivalente (eBC) se utiliza cuando se obtienen datos de $\mu\text{gBC m}^{-3}$ a partir de mediciones de absorción utilizando factores de conversión que se han obtenido a partir de mediciones simultáneas de carbono elemental (EC).

Las definiciones y metodologías para derivar concentraciones eBC atmosféricas a partir de mediciones ópticas se describen en el ST2.

4.1 '*Black carbon*' y calidad del aire

El BC es un componente del $\text{PM}_{2.5}$ que procede principalmente de la combustión incompleta de combustibles fósiles, biocombustibles y biomasa, e influye tanto la CA como el clima.

Desde el punto de vista climático, el BC es uno de los forzadores climáticos de vida corta que influyen en el balance radiativo de la atmósfera. El BC absorbe intensamente la luz solar y, por tanto, contribuye al calentamiento global (IPCC, 2021). Su deposición sobre superficies reflectantes, como la nieve o el hielo, reduce su albedo y acelera la fusión, generando retroalimentaciones que intensifican el cambio climático (Bond et al. 2013). La vida media del BC en la atmósfera varía de horas a semanas, por lo que la reducción de sus emisiones y concentraciones puede tener un efecto climático positivo a corto plazo.

Los estudios sobre CA han identificado el BC como un componente que tiene efectos negativos sobre la salud, en particular los estudios epidemiológicos demuestran una fuerte asociación entre la exposición al BC y el aumento de la morbilidad y mortalidad cardiopulmonar. Los estudios toxicológicos indican además que el BC actúa como portador universal de una amplia gama de sustancias químicas, que varían en toxicidad y pueden afectar a la salud humana (Janssen et al. 2012), por lo que se espera que la reducción de la exposición al BC produzca importantes beneficios para la salud. La reducción es beneficiosa tanto para la CA como para el clima.

RI-URBANS D55 (D7.6): Resumen y valor añadido de la medición de nuevos contaminantes de CA

Las emisiones de BC en los países de la EU-27 han disminuido de 345 Gg en el año 2000 a 193 Gg en 2021, lo que supone un descenso del 44% (EEA, 2021). Estas emisiones en la EU-27 proceden de la calefacción (37%), el transporte rodado (23%), la quema de residuos (19%), la agricultura (8%), la industria (8%), el transporte no rodado (3%) y la producción de energía (2%).

4.2 Valor añadido de la medición de la concentración de eBC en Europa

En el marco de RI-URBANS, Savadkoobi et al. (2023), evaluaron la fenomenología a largo plazo del eBC mediante la recopilación de series de datos sobre las concentraciones de masa de eBC de 50 estaciones de monitoreo europeas, cubriendo varios períodos entre 2006 y 2022. Estas 50 estaciones de medición incluían 23 estaciones de fondo urbano (UB), 18 de tráfico (TR), 7 de fondo suburbano (SUB) y 2 de fondo regional (RB) en 29 ciudades de 11 países europeos (Figura 4.1).

La serie de datos armonizada indicaba una tendencia decreciente significativa en las concentraciones de masa de eBC entre la clasificación de los entornos, ordenados generalmente como TR > UB > SUB > RB. Sin embargo, hubo excepciones, como los elevados valores de eBC observados en una estación rural del valle del Po (norte de Italia), conocido por su contaminación por PM. Las concentraciones medias de masa de eBC variaron de $3.4 \mu\text{g m}^{-3}$ en una estación de tráfico en Milán (Italia) a $0.17 \mu\text{g m}^{-3}$ en una estación de fondo regional en Hyytiälä (Finlandia), según los datos de 2017 a 2019. Un notable gradiente norte-sur en las concentraciones máxicas de eBC, en línea con otros contaminantes como NO_2 o $\text{PM}_{2.5}$, reflejó las diferencias regionales en las emisiones. La variabilidad estacional en las concentraciones en masa de eBC fue evidente, con los niveles más altos observados durante el invierno en la estación de tráfico de Milán mencionada anteriormente ($5.2 \pm 2.8 \mu\text{g m}^{-3}$) y los más bajos en verano en la estación de fondo regional finlandesa ($0.1 \pm 0.1 \mu\text{g m}^{-3}$).

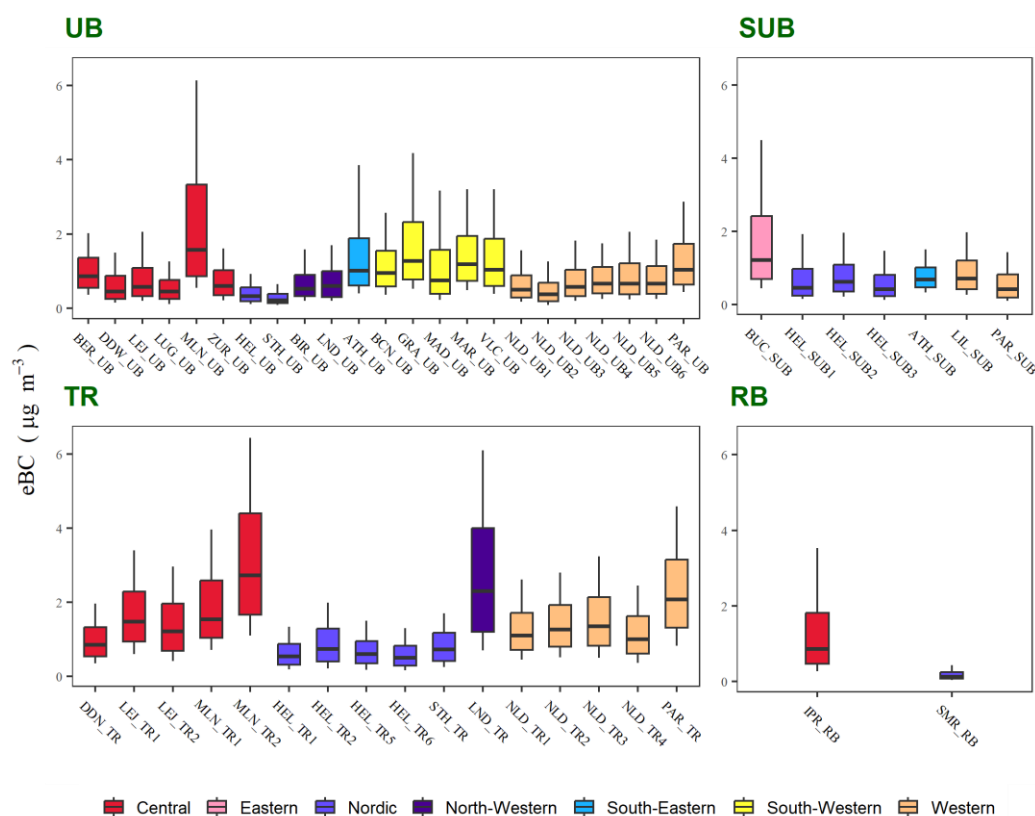


Figura 4.1. Variabilidad de las concentraciones de masa de eBC promediadas cada hora en 50 estaciones entre 2017 y 2019 categorizadas por tipo de estación y región. Modificado de Savadkoohi et al. (2023).

El ST11 de RI-URBANS proporciona una metodología para la contribución de fuentes que permite diferenciar los datos de BC en 2 fuentes de BC, las emisiones de combustibles sólidos y las emisiones de combustibles líquidos, basándose en la metodología presentada en Sandradewi et al. (2008) y (Zotter et al. 2017). La Figura 4.2 muestra los resultados de la contribución de fuentes de eBC en las áreas urbanas de Europa proporcionados por Savadkoohi et al. (2023), así como las variaciones regionales en las contribuciones relativas del eBC procedente de combustibles líquidos (eBC_{lf}, principalmente tráfico rodado) y del eBC procedente de combustibles sólidos (eBC_{sf}, principalmente quema de biomasa), con una tendencia creciente en el eBC_{lf} desde el norte hacia el centro, oeste y suroeste de Europa.

Las observaciones a largo plazo y la contribución de fuentes de BC pueden permitir analizar las tendencias de las fuentes de emisión y las concentraciones atmosféricas. Por ejemplo, la Figura 4.3 muestra una tendencia a la baja en el eBC_{lf} en Barcelona, lo que probablemente sea consecuencia de la implantación de filtros de partículas diésel (DPF) por EURO 5/V y 6/VI. Las observaciones a largo plazo de BC en las zonas urbanas permitirán cuantificar los impactos de la electrificación del

parque de vehículos, ya que es probable que las emisiones de BC sigan disminuyendo a medida que los motores de combustión sean más escasos.

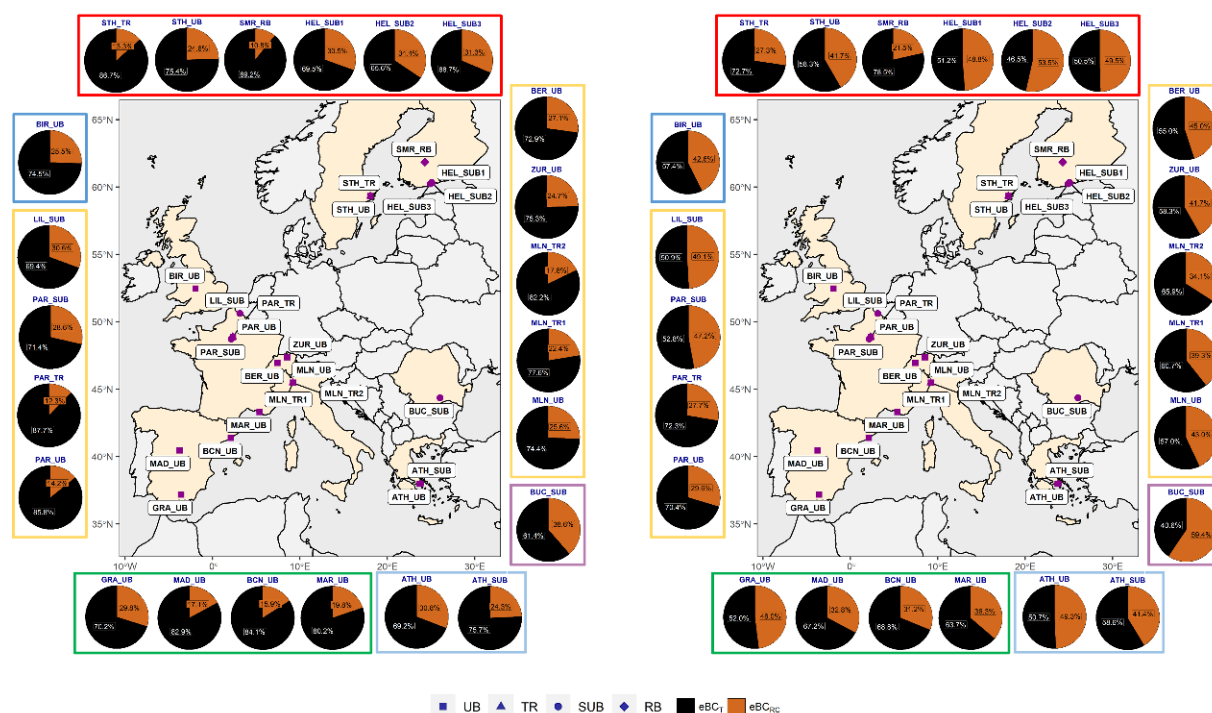


Figura 4.2. Los resultados del análisis de las concentraciones de masa de eBC para 23 estaciones europeas utilizadas a lo largo de 2017-2019. Modificado de Savadkoobi et al. (2023).

RI-URBANS D55 (D7.6): Resumen y valor añadido de la medición de nuevos contaminantes de CA

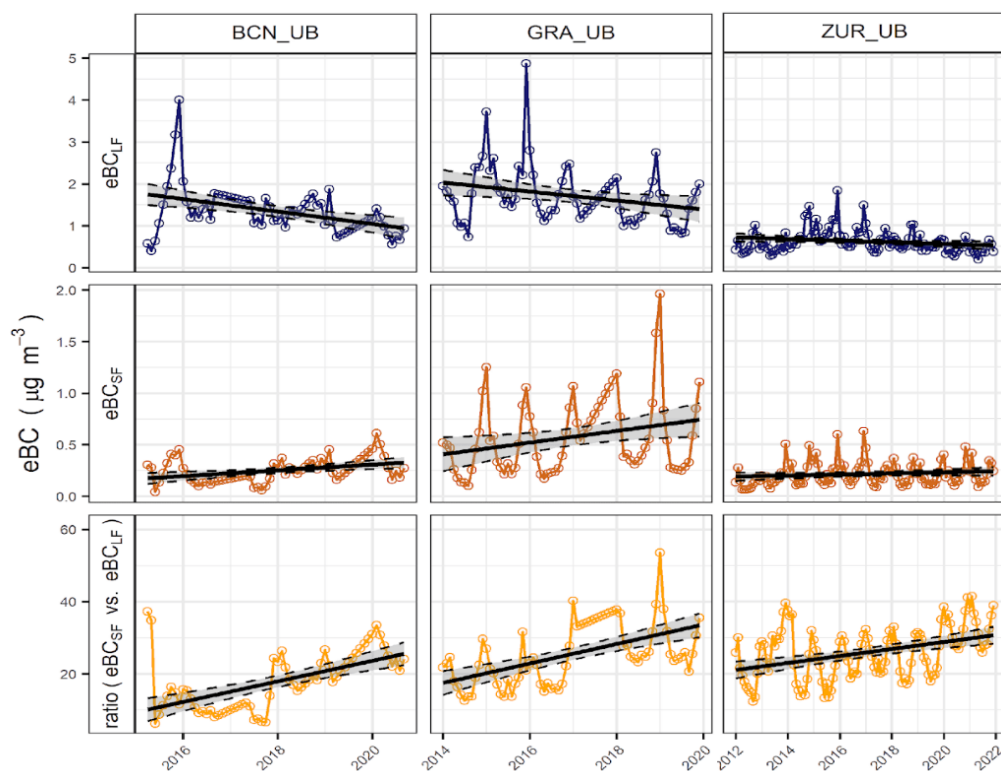


Figura 4.3. Los resultados del análisis de tendencias 2012-2022 de las concentraciones máxicas de eBC_{LF} y eBC_{SF} , y la relación entre ellas, para las estaciones de fondo urbano de Barcelona, Granada y Zúrich (BCN, GRA, ZUR). Figura de Savadkoobi et al. (2023).

El mapeo urbano de las concentraciones de BC urbano puede obtenerse con la ayuda de la ciencia ciudadana, ya que algunas de las mediciones de BC fuera de las superestaciones pueden realizarse con pequeños sensores de BC. En RI-URBANS, el proyecto de ciencia ciudadana se resume en ST13 (mapeo de UFP y ciencia ciudadana). Este sistema puede sensibilizar a los ciudadanos de las urbes sobre los problemas de contaminación atmosférica.

Las observaciones de las concentraciones de BC junto con otros contaminantes atmosféricos permitirán cuantificar los efectos sobre la salud de una forma sin precedentes. Las partículas de BC están relacionadas con la toxicidad y es probable que la exposición a BC relacionados con el tráfico disminuya en las próximas décadas.

5. ESPECIACIÓN DE PM Y CONTRIBUCIÓN DE FUENTES EN ÁREAS URBANAS DE EUROPA

El PM atmosférico se define como una mezcla compleja de partículas sólidas y líquidas suspendidas en el aire (Mészáros, 1993). La complejidad del PM se deriva de i) la mezcla de orígenes, tamaños y composiciones de las partículas sólidas y líquidas, ii) los cambios que pueden sufrir las partículas tras su emisión, y iii) los posibles artefactos de muestreo. El PM puede clasificarse como primario (se emite directamente a la atmósfera) o secundario (se forma en la atmósfera a partir de precursores gaseosos). También puede clasificarse según sus fuentes de emisión como natural o antropogénico.

En CA, la masa de PM se ha dividido históricamente en las fracciones fina ($<2.5\ \mu\text{m}$, $\text{PM}_{2.5}$) y gruesa ($2.5\text{-}10\ \mu\text{m}$, $\text{PM}_{2.5\text{-}10}$). Las normas actuales sobre CA fijan valores límite para PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$, correspondientes a la concentración másica de partículas (en $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) con diámetros aerodinámicos inferiores a $10\ \mu\text{m}$ y $2.5\ \mu\text{m}$ (umbral del 50%), respectivamente. En los estudios científicos también se suelen medir y analizar PM_1 (diámetro $<1\ \mu\text{m}$).

PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$ son los contaminantes de CA con mayor impacto en la salud humana (WHO, 2021).

El ST3 compila información detallada para guiar el análisis de especiación de PM para estudios completos de contribución de fuentes. En el documento guía se incluyen mediciones de especiación de PM tanto en laboratorio como en tiempo real. Además, en el ST10 se incluyen guías detalladas sobre la aplicación de modelos de receptor para determinar la contribución de distintas fuentes al PM, basados en la especiación del PM obtenida mediante mediciones en tiempo real (*online*) y análisis de laboratorio (*offline*).

5.1 Especiación de PM y contribución de fuentes en áreas urbanas de Europa usando mediciones de PM en laboratorio

5.1.1 Especiación de PM en laboratorio (*off-line*)

Los principales componentes del PM se clasifican de la siguiente manera:

- La **materia mineral** contiene básicamente todos los componentes inorgánicos de la corteza terrestre, incluyendo principalmente óxidos de Si, Al, Fe, Ca, Na, Mg, K, Ti, P, Mn, entre otros, así como otros óxidos, procedentes de la resuspensión eólica de partículas del suelo (polvo del

RI-URBANS D55 (D7.6): Resumen y valor añadido de la medición de nuevos contaminantes de CA

desierto, erosión de pavimentos), obras de construcción y demolición, además de algunas emisiones industriales (como la industria cerámica y cementera). El máximo de emisiones de materia mineral se encuentra habitualmente en el modo grueso ($PM_{2.5-10}$).

- La **sal marina** se compone principalmente de Cl^- y Na^+ junto con una fracción de SO_4^{2-} y Mg^{2+} , entre otros. Estos componentes se encuentran predominantemente también en la fracción gruesa del PM.
- La **materia orgánica (OM)** es una mezcla muy compleja de compuestos orgánicos procedentes de fuentes de combustión primarias como, por ejemplo, hidrocarburos (de las emisiones de escape de los vehículos principalmente), el levoglucosano y los PAH de la combustión de biomasa, y muchos otros compuestos como la nicotina del tabaco, sustancias orgánicas de suelos y de fragmentos de vegetales e insectos, y ácidos carboxílicos generados en la atmósfera a partir de la oxidación de COVs, entre otros. La OM se encuentra principalmente en la fracción fina ($PM_{2.5}$). Si se usa el término **carbono orgánico (OC)** la concentración se refiere al carbono total presente en los compuestos orgánicos del PM, mientras que, si se utiliza OM, las concentraciones incluyen heteroátomos, como oxígeno e hidrógeno, además del carbono, presentes en los compuestos orgánicos.
- El **carbono elemental (EC)** es carbono gráfico producido por la combustión incompleta de combustibles, procedentes de vehículos, biomasa y carbón. El modo dominante del EC se encuentra en la fracción fina.
- Los **iones inorgánicos NO_3^- , SO_4^{2-} , y NH_4^+** constituyen los aerosoles inorgánicos secundarios (**SIA**) procedentes de la oxidación atmosférica de gases, como NO_x y SO_2 , respectivamente, a la que sigue una reacción con NH_3 gaseoso. Estos se presentan como NH_4NO_3 , NH_4HSO_4 y/o $(NH_4)_2SO_4$ en las fracciones finas de PM. Los 2 primeros precursores proceden de la emisión de procesos de combustión, mientras que el NH_3 se emite principalmente de la agricultura y la ganadería (EEA, 2023a), aunque puede haber emisiones urbanas relevantes. Parte del Cl^- puede contribuir al SIA en forma de NH_4Cl en regiones donde las emisiones antropogénicas de HCl son elevadas. Éstas tienen un modo dominante en la fracción fina. Los SIA pueden producirse en la fracción gruesa, donde puede formarse $NaNO_3$ a partir de HNO_3 y sal marina.
- Los **elementos traza** comprenden una amplia variedad de elementos (como As, Cd, Ni, Pb, V, Zn, entre otros muchos) con diferente origen, toxicidad y distribución de tamaños, presentes en baja concentración (en el rango de $ng \cdot m^{-3}$). Las fuentes de elementos traza incluyen, por ejemplo, la

combustión industrial o de generación eléctrica, las emisiones vehiculares del desgaste de neumáticos y frenos, las emisiones de motores y las emisiones industriales. Éstas tienen un papel dominante normalmente en la fracción fina, pero las procedentes del tráfico tienen una carga elevada en la gruesa. Estos y algunos compuestos orgánicos, como los PAH, son componentes clave en la especiación del PM porque algunos son cancerígenos y otros tienen efectos tóxicos relevantes; pero también, porque son trazadores clave para estudios avanzados de contribución de fuentes utilizando modelos de receptores.

- La **fracción indeterminada** es la masa de PM determinada por gravimetría que no se contabiliza por la suma de las concentraciones de todos los componentes de PM anteriores, porque hay átomos ligeros (normalmente H, N, O) cuyas concentraciones no se determinan. Por ejemplo, el agua de cristalización representa el 21% de la masa molecular del yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). El agua ligada al PM puede seguir contribuyendo de forma significativa a la masa gravimétrica si hay constituyentes higroscópicos presentes. Además, puede haber heteroátomos que no se cuantifican adecuadamente en, por ejemplo, la OM.

RI-URBANS recopiló series de datos de elementos traza de 55 estaciones proporcionadas por RDVCA, proyectos de investigación y superestaciones de investigación (Liu et al., 2025a). La serie de datos abarca una década, entre los años 2013 y 2022, con series de datos para cada estación que cubren un mínimo de un año. Los datos proceden esencialmente de 7 países: Francia (24 estaciones), Italia (9), España (8), Suiza (5), Reino Unido (5), Portugal (3) y Grecia (1). Así pues, el primer resultado del análisis de esta recopilación es la escasez de series de datos detallados a largo plazo sobre especiación de PM en las áreas urbanas de Europa. Los detalles de las series de datos, los protocolos de medición y las especies analizadas figuran en el ST3.

Principales componentes del PM

En las estaciones UB, el OC tenía una concentración media (de las medias de las estaciones) de $6.0 \pm 5.4 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, el EC en torno a $1.3 \pm 1.3 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, el NO_3^- $2.2 \pm 3.0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, el SO_4^{2-} $1.8 \pm 1.4 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ y el NH_4^+ en torno a $0.82 \pm 1.1 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. Las concentraciones medias de Ca^{2+} , Fe, Na^+ , Cl^- , Al, K^+ , y Mg^{2+} alcanzaron alrededor de 0.40 ± 0.44 , 0.40 ± 0.40 , 0.33 ± 0.49 , 0.30 ± 0.70 , 0.25 ± 0.38 , 0.18 ± 0.24 , y $0.04 \pm 0.05 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, respectivamente.

En general, la concentración de los principales constituyentes de PM_{10} varió entre los distintos tipos de entorno (Tabla 5.1), reflejando la influencia de determinadas actividades humanas y ciertos

RI-URBANS D55 (D7.6): Resumen y valor añadido de la medición de nuevos contaminantes de CA

procesos naturales. Concretamente, se observó que las concentraciones de OC y EC eran más elevadas en los entornos UB, TR, UI (industrial urbano) y SUB en comparación con las zonas de RB, lo que resulta de las mayores influencias (proximidad) de las emisiones procedentes de fuentes de combustión (por ejemplo, tráfico, industrias y calefacción residencial) en los primeros. En las estaciones de RB, la relación OC/EC es significativamente mayor que en otros tipos de estaciones, lo que refleja la mayor contribución al OC de los aerosoles orgánicos secundarios (SOA) antropogénicos y biogénicos. Así, una elevada proporción de OC tiene un origen regional, mientras que el EC es más local (tráfico y quema de biomasa).

En cuanto a los iones y elementos metálicos, las concentraciones de Na^+ , Mg^{2+} , Al, y Fe fueron más elevadas en los entornos UI y TR debido a las emisiones industriales y de vehículos. Se encontraron concentraciones intermedias en UB y SUB debido a la influencia del tráfico y las actividades de construcción. Por el contrario, las zonas RB presentaron concentraciones más bajas de iones metálicos y elementos, como resultado de una menor actividad industrial y una menor densidad de tráfico. Las concentraciones de K^+ and Ca^{2+} fueron mayores en SUB, UB y UI debido a una mayor quema de biomasa y actividades de construcción en comparación con las zonas rurales. Las concentraciones de Cl^- fueron mayores en UI debido a los procesos industriales, con niveles intermedios en TR y SUB, y los más bajos en RB.

En cuanto a los compuestos inorgánicos secundarios, las concentraciones de SO_4^{2-} no mostraron diferencias significativas entre ambientes, lo que refleja que el SO_4^{2-} se forma a partir de la oxidación del SO_2 , y se produce principalmente por el procesamiento de las nubes, que en realidad es un proceso a gran escala. Las concentraciones de NO_3^- y NH_4^+ fueron mayores en TR y RB, muy probablemente debido a la proximidad de las emisiones de los vehículos y a las altas concentraciones de NH_3 encontradas en algunas estaciones de RB debido a las emisiones de la agricultura y la ganadería en las proximidades de algunas de las estaciones de RB (Liu et al., 2024a), respectivamente, con niveles intermedios en UB y UI, y los más bajos en SUB.

La Tabla 5.1 muestra el rango promedio de concentración de los principales componentes de PM, considerando el promedio de cada estación para las estaciones IND, TR, UB, SUB, y RB, para PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$. Los rangos de los 2 tamaños de PM no son directamente comparables porque no son muchas las estaciones que reportan datos de PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$. No obstante, la tabla puede utilizarse como referencia de las concentraciones habituales encontradas en los distintos entornos.

Tabla 5.1. Rango de concentración media de los principales componentes de PM, considerando la media de cada estación para las estaciones industriales (IND), de tráfico (TR), de fondo urbano (UB), de fondo suburbano (SUB) y de fondo regional (RB), en $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, para PM₁₀ y PM_{2.5}. Datos de Liu et al. (2025a). ND, no determinado.

	PM ₁₀					PM _{2.5}				
	IND	TR	UB	SUB	RB	IND	TR	UB	SUB	RB
OC	2.2-6.0	2.9-18*	2.1-19*	2.4-33*	1.8-2.3		1.9-4.3	1.0-4.9	2.7-5.4	
EC	0.7-2.1	0.3-4.6*	0.2-4.5*	0.4-3.9	0.2-0.2		0.6-1.4	0.2-1.2	0.3-1.1	
SO ₄ ²⁻	1.7-3.8	1.2-3.1	0.7-2.8	0.5-4.0	2.0-2.2		0.5-1.7	0.5-2.0	1.5-3.1	
NO ₃ ⁻	1.1-6.5	1.2-6.4	0.7-7.9*	0.7-5.4	3.0-3.2		0.1-5.1	0.1-6.9*	0.2-0.8	
NH ₄ ⁺	0.1-2.3	0.3-2.4	0.2-3.3*	0.1-1.7	1.2-1.3		0.4-1.9	0.5-2.4*	0.6-0.8	
Cl ⁻	0.2-0.4	0.1-3.5	0.2-1.2	0.3-0.8	ND		<0.1-0.1	<0.1-0.1	<0.1-0.1	
Na	0.4-1.3	0.1-2.0	0.1-0.9	0.2-0.8	ND		<0.1-0.1	<0.1-0.1	0.1-0.1	
Mg	0.2-0.4	0.1-0.4	<0.1-0.9	0.1-0.4	ND		0.1-0.02	<0.1-0.6	<0.1-0.2	
Ca	1.7-2.7	0.3-1.2	0.2-1.6	0.2-0.8	ND		<0.1-0.2	0.1-0.2	0.1-0.2	
Si	ND	0.3-1.3	0.2-1.3	0.2-1.0	ND		<0.1-0.1	0.1-0.7	0.1-0.3	
Al	0.1-1.3	0.1-0.8	<0.1-1.1	<0.1-0.6	0.1-0.1		<0.1-0.1	<0.1-0.2	<0.1-0.1	
Fe	0.3-3.9	0.3-1.4	0.1-1.2	<0.1-1.1	0.1-0.2		0.1-0.5	<0.05-0.2	0.1-0.1	
K	0.2-1.4	0.2-0.4	0.2-1.3	0.2-1.5	ND		0.1-0.5	<0.05-0.6	0.1-0.2	
Levoglucosano	0.1-0.3	0.2-0.8	0.1-3.2*	0.2-0.9	0.1-0.1		<0.1-0.3	<0.1-1.1	<0.1-0.3	

* Los valores más altos del intervalo se deben a las campañas de medición invernales.

Elementos traza

Para este resumen se seleccionaron 20 elementos traza presentes en PM₁₀, entre ellos As, Ba, Br, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Rb, Se, Sr, Ti, V, Y, Zn y Zr. De ellos, Cd, As, Cr y Ni están clasificados como elementos cancerígenos (WHO, 2007). Cabe mencionar que el Sn y el Sb no se incluyeron porque estos elementos no se determinaron o detectaron en varias estaciones donde no se aplicaron métodos de química húmeda, pero son relevantes para los análisis de contribución de fuentes.

Los valores límite/objetivo de CA aire para los elementos traza en las Directivas europeas sobre CA aire solo se establecen para el As (6 ng·m⁻³), el Pb (500 ng·m⁻³), el Cd (5 ng·m⁻³), y el Ni (20 ng·m⁻³) recogidos en las Directivas 2008/50/CE y 2004/107/CE, y actualmente en la NDECA 2024/2881, aunque en esta última todos figuran con valores límite. Las concentraciones medias de As, Pb, Cd y Ni cumplían todas con las normas de la UE. Las concentraciones más altas se registraron para el Zn, el Cu y el Ti (40±48, 23±34 y 20±29 ng·m⁻³, respectivamente), seguidos del Mn y el Ba (12±25 y 11±15 ng·m⁻³, respectivamente), todos ellos convencionalmente atribuidos al desgaste de los frenos y neumáticos, y a la resuspensión del polvo de rodadura en entornos urbanos (Amato et al., 2016). La inhalación de estos elementos traza supone un riesgo significativo para la salud. Por ejemplo, el As, el Cd y el Ni son carcinógenos conocidos, y su exposición se relaciona con el cáncer de pulmón y de vejiga (WHO, 2007). El Zn, el Cu y el Mn, aunque son esenciales en pequeñas cantidades, pueden

causar toxicidad en concentraciones más altas, lo que provoca problemas respiratorios y cardiovasculares (Wu et al., 2019). En general, la presencia de estos metales tóxicos en el PM pone de relieve la necesidad de adoptar medidas reglamentarias más estrictas y de realizar un seguimiento continuo para mitigar los efectos adversos para la salud de las poblaciones urbanas. La Tabla 5.2 muestra el rango de concentración media de los elementos traza, teniendo en cuenta la media de cada estación para las estaciones IND, TR, UB, SUB y RB, para PM₁₀ y PM_{2.5}.

Tabla 5.2. Rango de concentración promedio de elementos traza, considerando el promedio de cada estación, en estaciones industriales (IND), de tráfico (TR), de fondo urbano (UB), de fondo suburbano (SUB) y de fondo regional (RB), en ng·m⁻³, para PM₁₀ y PM_{2.5}. Datos de Liu et al. (2024b). ND, no determinado.

	PM ₁₀					PM _{2.5}				
	IND	TR	UB	SUB	RB	IND	TR	UB	SUB	RB
As	<0.1-10	<0.1-9.2	<0.1-7.9	<0.1-28	<0.1-4.1		0.2-0.7	<0.1-1.6	<0.1-0.4	
Ba	<0.1-61	<0.1-133	<0.1-416	<0.1-344	0.1-20		<0.1-6.7	<0.1-24.7	4.0-7.9	
Br	<0.1-2.3	<0.1-734	<0.1-160	<0.1-23	<0.1-3.0		ND	ND	ND	
Cd	<0.1-6.6	<0.1-5.2	<0.1-9.3	<0.1-7.0	<0.1-0.7		<0.1-0.2	<0.1-0.1	3.2-3.7	
Co	<0.1-2.7	<0.1-2.2	<0.1-47	<0.1-110	<0.1-0.2		<0.1-0.1	<0.1-0.1	<0.1-0.1	
Cr	<0.1-32	<0.1-51	<0.1-200	<0.1-122	<0.1-34		0.5-2.3	<0.1-2.9	0.8-1.3	
Cu	<0.1-349	<0.1-215	<0.1-1087	<0.1-117	<0.1-1.5		7.9-15	0.7-16.2	2.4-5.1	
Hg	<0.1-55	<0.1-216	<0.1-50	0.5-56	0.1-35.2		ND	ND	ND	
Mn	<0.1-118	<0.1-149	<0.1-185	<0.1-91	<0.1-28		2.1-7.8	0.1-3.8	2.0-3.3	
Mo	<0.1-46	<0.1-177	<0.1-57	<0.1-5.0	<0.1-0.1		<0.1-3.2	<0.1-16	<0.1-22	
Ni	<0.1-95	<0.1-261	<0.1-64	<0.1-318	<0.1-0.1		<0.1-0.9	<0.1-2.5	1.6-4.9	
Pb	<0.1-967	<0.1-312	<0.1-306	<0.1-149	<0.1-3.6		0.8-5.2	0.5-4.9	2.6-4.4	
Rb	0.1-15	<0.1-45	<0.1-35	<0.1-18	<0.1-8.1		0.2-1.3	0.1-1.3	0.5-0.9	
Se	<0.1-62	<0.1-32	<0.1-211	<0.1-57	0.1-119		<0.1-0.1	<0.1-0.1	0.4-0.5	
Sr	<0.1-92	<0.1-130	<0.1-147	<0.1-100	<0.1-1.8		<0.1-5.2	<0.1-16	0.7-1.5	
Ti	<0.1-516	<0.1-620	<0.1-345	0.1-521	<0.1-1.6		0.7-6.1	<0.1-0.1	3.3-10	
V	0.1-118	<0.1-34	<0.1-64	<0.1-23	0.2-4.7		0.1-0.3	<0.1-0.5	1.5-2.9	
Y	<0.1-2.8	<0.1-11	<0.1-7.6	<0.1-3.0	ND		<0.1-0.3	<0.1-0.3	ND	
Zn	<0.1-1034	0.1-575	<0.1-1983	<0.1-356	1.8-56		7.0-26	3.5-30	9.2-11	
Zr	<0.1-23	<0.1-23	<0.1-18	<0.1-10	ND		<0.1-5.2	<0.1-8.1	<0.1-11	

5.1.2 Contribución de fuentes basada en especiación de PM en laboratorio

Se aplicó la modelización de contribución de fuentes mediante la técnica de modelo receptor *Positive Matrix Factorization* (PMF, Paatero y Tapper, 1994; Paatero y Hopke, 2009) a las series de datos de especiación de PM recopiladas en laboratorio. Liu et al., (2025a) y el ST10 proporcionan detalles de los protocolos recomendados y aplicados a tal fin. Como se muestra en la Figura 5.1, las soluciones con 5-9 factores de PM₁₀ (contribuyentes de fuentes) proporcionaron los resultados más adecuados y fiables en las 24 estaciones de monitoreo. En resumen, las fuentes de PM₁₀ ambiental se han agrupado en 7 categorías principales:

- Tráfico rodado (incluidas las emisiones de escape y otras emisiones de los vehículos que no son de escape).
- Quema de biomasa.
- Materia mineral.
- SIA+SOA.
- Fuentes industriales.
- Fuente de sal marina (en la mayoría de los casos cargada con PM antropogénico envejecido)
- Fuentes mixtas de combustión de combustible y/o aceite (con o sin transporte marítimo).
- Otras fuentes específicas.

Las contribuciones de fuentes al PM₁₀ difieren ampliamente entre ciudades según los patrones de emisión locales y regionales y las características climáticas. Los detalles de las series de datos, los perfiles de las fuentes y las ubicaciones se encuentran en Liu et al. (2025a).

Estos resultados demuestran que las series de datos sobre la especiación del PM en laboratorio en toda la UE podrían servir de apoyo al asesoramiento avanzado para políticas de CA, a escala europea, regional y local, y que las medidas requeridas para reducir el PM varían en función del clima y las ciudades europeas. Mientras que en Europa Central el nitrato (azul oscuro en la Figura 5.1) contribuye en gran medida a incrementar las concentraciones de PM, en el sur de Europa su contribución es mucho menor. El tráfico rodado (en negro en la figura) contribuye en una proporción relevante al PM₁₀ en todas las ciudades, pero las variaciones cuantitativas son muy amplias. Las contribuciones de la quema de biomasa son muy relevantes en todas las estaciones, y en muchas de ellas son la fuente que más contribuye.

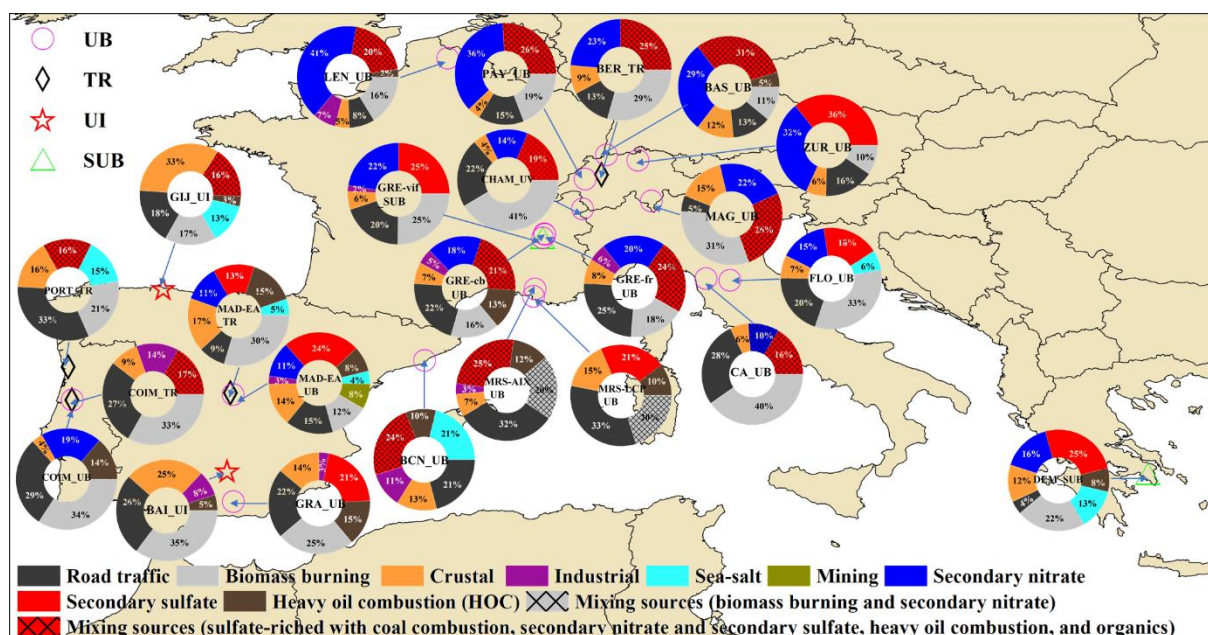


Figura 5.1. Contribución cuantitativa de fuentes (con PMF) a las concentraciones medias de PM_{10} en 24 localidades de 6 países europeos. Figura extraída de Liu et al. (2025a).

5.2 Especiación del PM_1 no refractario y contribución de fuentes en áreas urbanas de Europa mediante mediciones en tiempo real de PM

5.2.1 Especiación de PM en tiempo real (*online*)

RI-URBANS también recopiló las series de datos disponibles de mediciones urbanas a largo plazo del PM_1 no refractario (NR). Estas series de datos se obtuvieron en el periodo comprendido entre 2011 y 2023, con diferente duración, y fueron facilitadas a RI-URBANS por las RDVCA, infraestructuras de investigación (como ACTRIS) e institutos de investigación individuales. Se trata de 26 estaciones UB, además de 5 estaciones SUB, 3 estaciones de TR y 1 estación de RB.

En cuanto a la composición del NR- PM_1 , el componente principal fue el aerosol orgánico (OA) en todas las estaciones. La media, la desviación estándar y los rangos (media $\pm$ desviación estándar, % mín. - % máx.) de cada especie (para un conjunto de estaciones que excluye la estación de Birmingham, ya que allí se mide $PM_{2.5}$ en lugar de PM_1) y sin estaciones de monitoreo, fueron:

- OA: $55 \pm 10\%$, 40-67%.
- SO_4^{2-} : $18 \pm 8\%$, 9-48%
- NO_3^- : $16 \pm 5\%$, 6-26%
- NH_4^+ : $10 \pm 3\%$, 5-19%

RI-URBANS D55 (D7.6): Resumen y valor añadido de la medición de nuevos contaminantes de CA

- Cl^- : $1 \pm 1\%$, $< 0.1-6\%$

Las 35 estaciones se clasificaron en 4 grupos en función de las composiciones químicas de PM_{10} que se muestran en la Figura 5.2.:

- $\text{SO}_4^{2-} \ll \text{NO}_3^-$: Por lo general, lugares continentales o de latitudes altas, donde los episodios de estancamiento invernal son frecuentes y/o graves, o con una gran influencia del tráfico.
- $\text{SO}_4^{2-} \gg \text{NO}_3^-$: Por lo general, con influencia marina y en latitudes más bajas, donde el SO_4^{2-} se produce fotoquímicamente a partir del dimetil-sulfuro biogénico y/o las emisiones de los buques, además de otros focos de combustión.
- $\text{SO}_4^{2-} \approx \text{NO}_3^-$: Por lo general, las estaciones intermedias presentan concentraciones similares en verano e invierno.
- Alto contenido de Cl^- : Las concentraciones elevadas se dan en una zona con concentraciones especialmente altas de PM_{10} , el valle del Po, donde se encuentran las estaciones de Padua, Milán y Bolonia, probablemente debido a la quema de biomasa. Estas 3 series de datos presentaron concentraciones muy elevadas de NR-PM_{10} y cantidades elevadas de NO_3^- , con la excepción de Padua, que está más cerca de la costa y presenta un mayor predominio de SO_4^{2-} . Estos resultados pueden estar sesgados porque los datos de Padua y Milán son solo para el invierno, pero, en cualquier caso, el valle del Po es conocido como un punto crítico europeo para la acumulación de PM debido a las condiciones orográficas y meteorológicas, las múltiples fuentes de PM y los regímenes de brisas recirculantes que provocan graves episodios de contaminación invernal (Scotto et al., 2021).

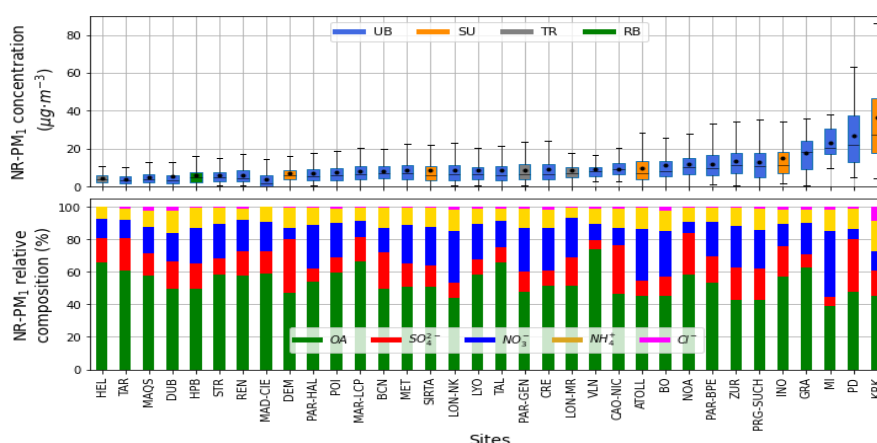


Figura 5.2. (a) 'Boxplots' (diagramas de caja) de las concentraciones de NR-PM_{10} . (b) Composición relativa de los compuestos NR-PM_{10} . Ambos gráficos están ordenados por concentración media creciente de NR-PM_{10} . Los 'boxplots' de concentración incluyen la media (círculo), la mediana y los cuartiles 25 y 75 %. (Inferior) Composición relativa de los compuestos NR-PM_{10} . Ambos gráficos están ordenados por concentración media creciente de PM_{10} no refractario.

RI-URBANS D55 (D7.6): Resumen y valor añadido de la medición de nuevos contaminantes de CA

5.2.2 Contribución de fuentes basada en especiación de PM en tiempo real

Basado en el modelo receptor de contribución de fuentes PMF con *multilinear-engine 2* (PMF-ME2) aplicado a 19 series de datos de mediciones de especiación en tiempo real de NR-PM₁ (ver ST10 para obtener información detallada sobre la metodología utilizada).

Las fuentes primarias de OA incluyen: hidrocarburos tipo OA (HOA, y también HOA1, HOA2), OA procedente de la quema de biomasa (BBOA), OA procedente de emisiones de cocinas (COA), OA amínico (amine-OA), OA procedente de la quema de biomasa, el carbón y la turba, indistintamente, OA procedente de la combustión del carbón (Coal OA), OA procedente del transporte marítimo y la industria (ShINDOA) y OA local (LOA), OA primario (POA), y OA procedente del humo del tabaco (CSOA).

Entre el OA secundario se encuentran: el OA oxigenado menos oxidado (LO-OOA), el OA oxigenado más oxidado (MO-OOA) y el OA oxigenado genérico (OOA).

Además, existen diferentes mezclas de OOA+BB (OOA_BB, OOA_BBaq).

La proporción de SOA entre todas las estaciones fue del 41-92 % de los OA, con una media y una desviación estándar del 65 % y el 13 %, respectivamente. Como se puede observar en la Figura 5.3, la estación de RB Hopenheissenberg fue la que presentó la proporción más baja de primarios, tal y como cabría esperar de las estaciones de fondo remotas. Por el contrario, las estaciones de fondo urbanas presentaron las proporciones SOA/OA más bajas, a pesar de que existe una gran variabilidad de fuentes entre las estaciones.

En el caso del POA, hubo algunas estaciones en las que el BBOA era el POA dominante. Todas las estaciones del valle del Po estaban dominadas por el POA-BBOA. Por el contrario, aunque el tráfico no era la principal fuente primaria en casi ninguna estación, HOA estaba presente en todas ellas,

RI-URBANS D55 (D7.6): Resumen y valor añadido de la medición de nuevos contaminantes de CA

incluso en las más remotas, lo que implica que el tráfico no solo era una fuente local, sino también una fuente de OA de influencia regional. Además, el COA también era una fuente relevante, especialmente en el fondo urbano y en una estación de tráfico, pero no se detectó en las estaciones suburbanas. Esto implicaba que esta fuente es inestable en condiciones de transporte atmosférico desde las zonas más densamente pobladas hasta las afueras de la ciudad. La combustión de carbón fue una fuente relevante solo en Dublín y Cracovia, aunque en esta última fue la fuente primaria más destacada. Otras fuentes primarias presentes en este estudio en proporciones menores fueron el OA de aminas, la quema de madera y turba, el OA de transporte marítimo + industria, el OA local, una fuente primaria genérica de OA y el OA del humo del tabaco.

En cuanto a los SOA, todas las estaciones lograron diferenciar 2 factores principales de los SOA en función de su grado de oxidación: LO-OOA y MO-OOA, excepto en las estaciones de Granada y Padua, probablemente debido a que las campañas fueron cortas y se realizaron en invierno. En verano, según diversos estudios sobre contribución de fuentes, el OOA es fácil de diferenciar, con la formación de LO-OOA debido a la intensificación de las reacciones fotoquímicas y de MO-OOA, que denota un origen más envejecido y regional (Canonaco et al., 2015; Via et al., 2021). En Zúrich, se distinguieron tanto el OOA como el par LO-OOA/MO-OOA, ya que ambos factores SOA se diferenciaban en los periodos más cálidos, pero no en los periodos más fríos. La estación de Bolonia también logró la diferenciación de 2 OOA más relacionados con las emisiones de BBOA, lo que demuestra la capacidad del espectrómetro de masas de aerosoles (AMS) para resolver especies individuales.

Los detalles de las series de datos, los perfiles de las fuentes y los resultados específicos de la contribución de fuentes se proporcionan en el ST10.

Los resultados muestran claramente que las mediciones de especiación en tiempo real de NR-PM₁, y la contribución de fuentes aplicadas a la serie de datos resultante, son herramientas muy útiles para determinar las contribuciones de las fuentes al OA (un componente principal, si no el principal, del PM_{2.5}), y con ello asesorar a estrategias de reducción del PM. Incluso si las mediciones se realizan para PM₁ según los protocolos de medición, el OA de PM_{2.5} y PM₁ es prácticamente equivalente. Además, puede informar a las RDVCA en tiempo casi real para mostrar la composición y la contribución de fuentes de PM en episodios específicos de contaminación y, a continuación, respaldar las decisiones para la adopción de medidas a corto plazo.

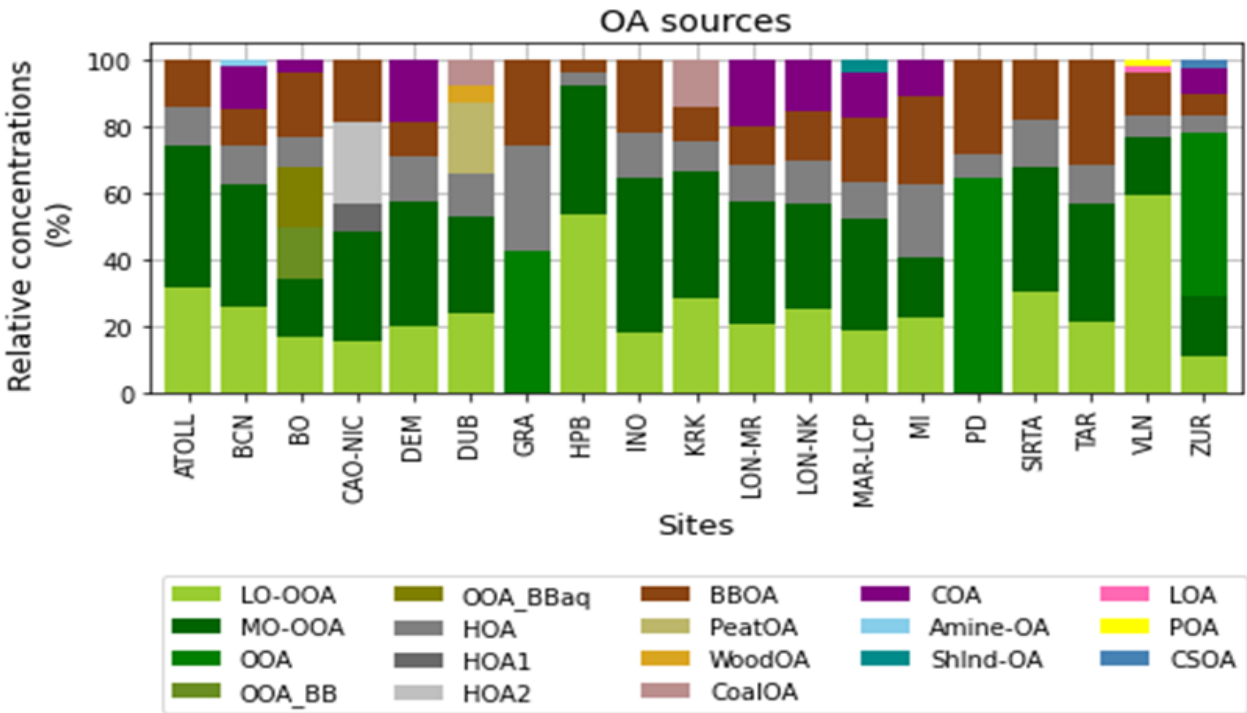


Figura 5.3. Composición media relativa de OA de todas las estaciones que proporcionan resultados de contribución de fuentes.

6. POTENCIAL OXIDATIVO (OP) DE PM EN ÁREAS URBANAS DE EUROPA

Los efectos sobre la salud humana atribuibles al PM son complejos y diversos, y, en general, el PM_{2.5} se considera actualmente el factor ambiental que más contribuye a los efectos adversos para la salud a nivel mundial (WHO, 2021). El PM puede afectar a la salud mediante diferentes mecanismos, como el estrés oxidativo y la inflamación, las alteraciones genómicas, el deterioro de la función del sistema nervioso y las alteraciones epigenéticas, entre otros. Por lo tanto, no es posible abarcar todos estos efectos mediante la monitorización de un único parámetro de CA.

El potencial oxidativo de PM (OP de PM) representa la capacidad del PM para provocar reacciones oxidativas o generar especies reactivas de oxígeno (ROS) en un medio biológico (Bates et al., 2015 y Uzu et al., 2011, entre otros). Las ROS pueden ser transportadas por el PM o inducidas/producidas a partir de sus interacciones con el sistema biológico (por ejemplo, fluidos, células y tejidos), y cuantificarse mediante diferentes metodologías (Goldsmith et al., 1997; Sarnat et al., 2016, entre otros). El OP se puede calcular para diferentes moléculas objetivo, como el 1,4-ditiotreitol (OP^{DTT}), el ácido ascórbico (OP^{AA}), el glutatión (OP^{GSH}), el ácido úrico (OP^{UA}), y la 2,7-diclorodihidrofluoresceína (OP^{DCFH}), entre las más utilizadas. Estos ensayos se conocen como ensayos de agotamiento del OP (Janssen et al., 2014). Además, el ensayo OP^{ESR} mide el OP basándose en la capacidad del PM para generar radicales hidroxilo (●OH) en presencia de peróxido de hidrógeno (H₂O₂), y el captador de espín 5,5-dimetil-1-pirrolina-N-óxido (DMPO) (Janssen et al., 2014), el ensayo OP^{OH} mide la formación de ●OH en un líquido pulmonar sustitutivo que contiene los principales antioxidantes pulmonares, mientras que el ensayo de resonancia paramagnética electrónica (EPR) mide los radicales libres unidos a partículas (Shen et al., 2022).

El OP suele ser una medida cinética basada en la tasa de agotamiento de los antioxidantes o sustitutos cuando entran en contacto con el PM. El OP puede normalizarse en función de la masa (OP_m expresado en nmolAnti-Ox·min⁻¹μg⁻¹) lo que representa la capacidad inherente de 1 μg de PM para oxidar el pulmón y está relacionado con la «nocividad» de dicho PM. O bien, el OP puede normalizarse por volumen (OP_v expresado en nmolAnti-Ox·min⁻¹·m⁻³), en relación con la exposición de las poblaciones a los compuestos oxidantes atmosféricos. Cabe señalar que el OP_v del PM se

abrevia a menudo como OP del PM, y el OPm también se denomina «OP intrínseco» en la literatura científica.

El ST4 revisa las mediciones de OP y propone un ensayo RI-URBANS OP^{DTT} simplificado (Dominutti, et al., 2024), además de informar sobre los valores de OP^{DTT} y OP^{AA} en las zonas urbanas de Europa. La Figura 6.1 muestra un resumen de los valores de OP^{DTT} y OP^{AA} comunicados en las zonas urbanas de Europa, siendo los más altos los alcanzados en las estaciones de TR y en las ciudades con elevada contribución de la quema de biomasa. Todos estos resultados indican que tanto el OP^{AA} como el OP^{DTT} son sensibles a las especies orgánicas y a los metales del PM, pero en diferente medida. De hecho, el OP^{DTT}, un ensayo basado en tioles, muestra una respuesta más equilibrada a todos los compuestos atmosféricos que el OP^{AA}, ya que este último es más específico para unas pocas especies concretas (principalmente compuestos metálicos o relacionados con la quema de biomasa). La combinación de OP^{DTT} y OP^{AA} se considera una buena aproximación para caracterizar el OP del PM. Sin embargo, a pesar del desarrollo de varios ensayos acelulares para evaluar el OP del PM, existe una falta de consenso en cuanto a las metodologías y protocolos para la medición del OP del PM, así como a los procedimientos de cuantificación y calibración, lo que dificulta las comparaciones entre estudios.

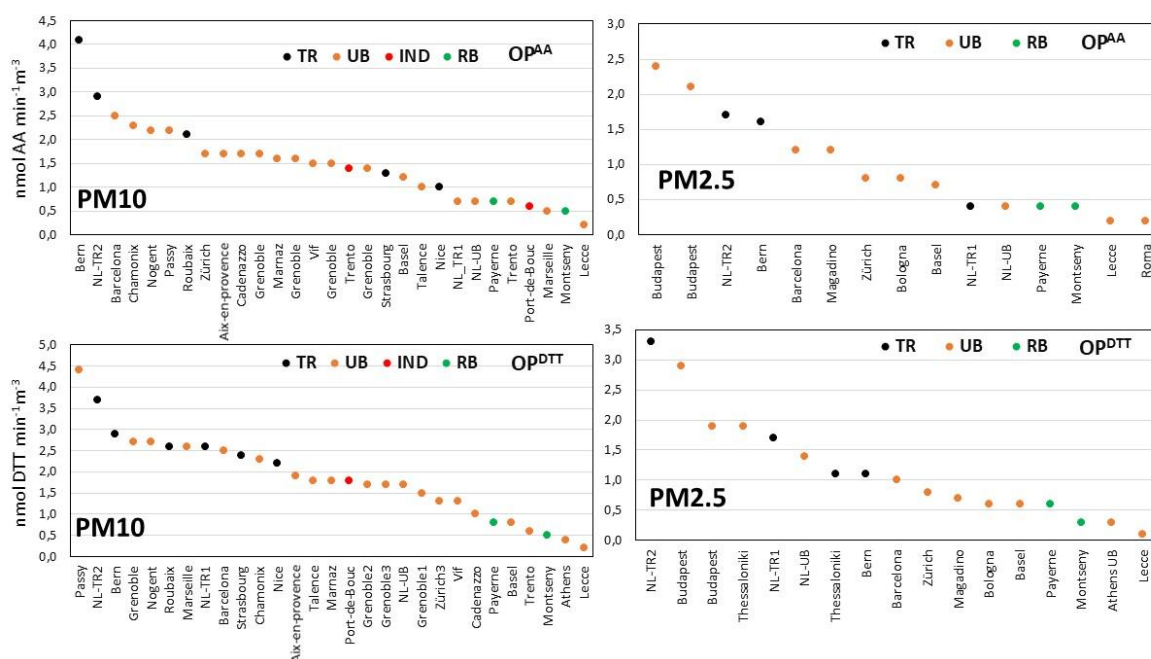


Figura 6.1. OP^{AA} y OP^{DTT} volumen de valores medios de PM (nmol·min⁻¹·m⁻³) en (principalmente) estaciones UB, según lo informado por Janssen et al. (2014), Argyropoulos et al. (2016), Visentin et al. (2016), Paraskevopoulou et al. (2019), Pietrogrande et al. (2019, and references therein), Weber (2021), Weber et al. (2021), Grange et al. (2022), Dominutti et al. (2023), In 't Veld et al. (2023a) y Vörösmarty et al. (2023).

RI-URBANS D55 (D7.6): Resumen y valor añadido de la medición de nuevos contaminantes de CA

El ST11 revisa la metodología para la contribución de fuentes de OP de PM, que se basa en la contribución de fuentes de PMF aplicada a las series de datos de especiación de PM, seguida de una regresión multilíneal para asignar mediciones simultáneas de OP a fuentes de PMF. La Figura 6.2 muestra los resultados de la contribución de fuentes de OP de PM₁₀ en una ciudad alpina de Francia (Dominutti et al., 2023). Esto incluyó la evaluación de ensayos bien establecidos como el de OP^{AA}, el OP^{DTT} y el OP^{DCFH}, junto con ensayos novedosos como el ferric-xilenol naranja (OP^{FOX}) y la cuantificación directa de ROS mediante radicales OH (OP^{OH}). Los principales hallazgos subrayaron la influencia significativa de la estacionalidad en las contribuciones de las fuentes y las actividades de los OP. En invierno, cuando predominan las emisiones antropogénicas, todos los ensayos de OP mostraron una fuerte concordancia. Por el contrario, en los meses más cálidos, con una menor influencia antropogénica, los aerosoles biogénicos y secundarios relacionados con compuestos orgánicos ejercieron un mayor impacto. Además, se observaron sensibilidades variables de cada ensayo de OP a las fuentes de PM₁₀, lo que probablemente refleja diferencias en la composición química y los procesos (Dominutti et al., 2023, Figura 5).

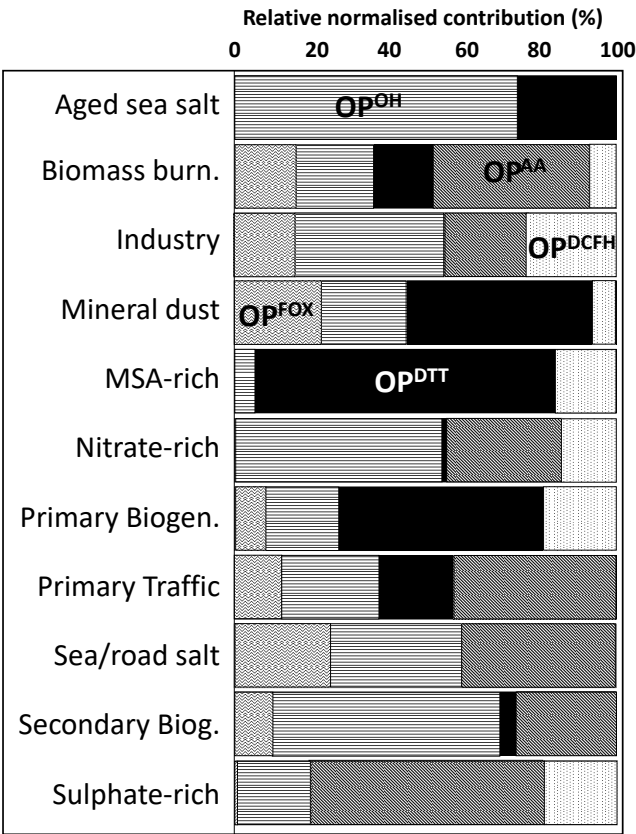


Figura 6.2. Contribución de la sensibilidad del OP de cada fuente de PM. Contribución relativa normalizada de los ensayos de OP a las fuentes de PM₁₀. Los colores representan cada prueba de OP evaluada (extraído de Dominutti et al., 2023).

7. NH₃ EN ÁREAS URBANAS DE EUROPA

El amoníaco (NH₃) es un contaminante gaseoso alcalino de gran relevancia para la CA. El NH₃ aumenta la formación de PM secundario y, *per se*, tiene un impacto negativo en los ecosistemas.

La NDECA (2024/2881, art. 10 y anexo VII) exige la medición de NH₃ solo en las superestaciones rurales, pero solo la recomienda en las urbanas. En RI-URBANS recomendamos estas mediciones en zonas urbanas debido a la gran relevancia de este contaminante en las políticas destinadas a reducir las concentraciones de PM_{2.5} en las ciudades. Las concentraciones de NO₃⁻ en PM tienden a ser más elevadas en las ciudades que en las estaciones rurales cercanas, mientras que esto no ocurre en la mayoría de los estudios sobre el SO₄²⁻ en PM_{2.5} (in 't Veld et al., 2022). Ello puede deberse a que el NH₃ urbano favorece la formación urbana de NH₄NO₃. El ST6 ofrece una guía detallada sobre la implementación de mediciones de NH₃ con una amplia gama de complejidad, costes, resolución temporal y métodos en laboratorio y en tiempo real. También contiene una sección sobre el valor añadido de implementar estas mediciones en las zonas urbanas de Europa. La siguiente sección contiene un resumen de los resultados de la recopilación y evaluación de las mediciones de NH₃ disponibles (en su mayoría) en zonas urbanas.

7.1 NH₃ y calidad del aire

En el fondo urbano de las ciudades europeas, el 70 % del PM_{2.5} procede de SIA y SOA (Amato et al., 2016). El SO₂ y los NO_x emitidos sufren reacciones de oxidación atmosférica que generan H₂SO₄ y HNO₃. Una vez formados, estos reaccionan con el NH₃ para generar (NH₄)₂SO₄ y NH₄NO₃, dos componentes principales del PM_{2.5} (Figura 7.1). Por lo tanto, al aumentar las concentraciones de NH₃ la reducción de PM_{2.5} puede resultar difícil, incluso si se reducen las emisiones de SO₂ y NO_x. Además, el NH₃ podría interactuar con COVs y SOA para producir SOA asociado a NH₄⁺ (Hao et al., 2020, y referencias allí citadas), lo que contribuye a aumentar el efecto radiativo (carbono marrón o *brown carbon*, BrC, Bones et al., 2010), y a estabilizar el SOA en el PM (Paciga et al., 2014). Aunque en algunos casos, el (NH₄)₂SO₄ y el NH₄NO₃ en PM_{2.5} se consideran los componentes de PM con menor potencial de efectos sobre la salud, la WHO (2013) afirmó que no hay pruebas que descarten los efectos sobre la salud de estos componentes.

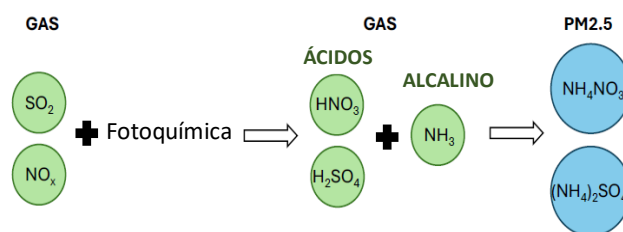


Figura 7.1. Procesos atmosféricos que dan lugar a la formación de PM_{2.5} inorgánico secundario.

El NH_3 también tiene efectos importantes en los ecosistemas al causar daños foliares en la vegetación, con una sensibilidad que sigue el orden: vegetación autóctona > bosques > cultivos agrícolas (Krupa, 2000). Otros impactos en la vegetación incluyen el crecimiento y la productividad, el contenido de nutrientes y elementos tóxicos en los tejidos, la tolerancia a la sequía y las heladas, las respuestas a las plagas de insectos y los microorganismos causantes de enfermedades (patógenos), el desarrollo de asociaciones simbióticas o micorrízicas beneficiosas en las raíces y la competencia entre especies o la biodiversidad. Los altos niveles de deposición de nitrógeno (N), debido a los altos niveles de NH_3 ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ y NH_4NO_3), contribuyen a la eutrofización de los ecosistemas por saturación de N y los consiguientes efectos negativos (Hettelingh et al., 2017).

A diferencia de los contaminantes establecidos en los criterios de CA, el NH_3 no tiene normas de CA en Europa. Sin embargo, varios Estados Miembros han establecido umbrales para la protección de la vegetación o han propuesto objetivos recomendados (UNECE, 2007; Cape et al., 2009). Por lo tanto, los niveles críticos a largo plazo (CLE) de la UNECE se han fijado en $1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ para los líquenes y las briofitas, y en $3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ para las plantas superiores.

En la UE-27, la agricultura y la ganadería son las principales fuentes que contribuyen al inventario de emisiones de NH_3 , con un 94 % del total de emisiones de NH_3 en 2020, mientras que otras fuentes, como la industria, el transporte por carretera y la gestión de residuos sólidos, contribuyen con alrededor del 1 % cada una (EEA, 2022). Sin embargo, en las zonas urbanas e industriales, donde las emisiones de SO_2 y NO_x son elevadas, las altas concentraciones de NH_3 procedentes de fuentes locales podrían contribuir al aumento del PM_{2.5}. Las fuentes urbanas relevantes de NH_3 son la gestión de residuos orgánicos urbanos, el tráfico y las emisiones fugitivas de los sistemas de alcantarillado (Reche et al., 2012, 2015; Pandolfi et al., 2012).

En las zonas urbanas, la contribución del NH_3 procedente del tráfico tiene potencial para aumentar debido a la implantación generalizada de controles de NO_x mediante la instalación de sistemas de

reducción catalítica selectiva (SCR) en los nuevos vehículos diésel EURO 6/VI (Hopke y Querol, 2022), que utilizan urea o NH_3 como catalizadores para reducir las emisiones de NO_2 del tubo de escape. De hecho, Reche et al. (2022) informaron de un aumento de las concentraciones urbanas de NH_3 en Barcelona entre 2011 y 2020, probablemente debido al aumento de las emisiones procedentes del tráfico y la gestión de residuos.

7.2 El valor añadido de medir el NH_3 en las áreas urbanas de Europa

En el marco de RI-URBANS, Liu et al. (2024) recopilaron 69 series de datos sobre concentraciones de NH_3 procedentes de estaciones de RB, SUB, UB, IND y de TR de Europa. Entre ellas se incluían 36 estaciones de España, 15 de Francia, 12 de Italia, 5 del Reino Unido y 1 de Finlandia. La mayor parte de los datos procedían de estaciones no rurales (UB, 15; SUB, 12; TR, 12; IND, 5) pero, aunque el enfoque se centró en *hotspots* urbanos y agrícolas, también se recopilaron 15 series de datos de RB para interpretar mejor la variabilidad espacial y temporal del NH_3 . Se utilizaron datos de teledetección (Van Damme et al., 2018) para identificar la extensión espacial de los *hotspots* agropecuarios de NH_3 (FAHs). Además, de forma arbitraria, las estaciones de RB que alcanzaban una concentración media $>1.5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ también se clasificaron como FAHs, y se denominaron RBCH (estaciones de fondo regional cercanas a *hotspots*). Se utilizó una amplia gama de equipos para medir las concentraciones de NH_3 , entre ellos *denuders* activos, muestreos pasivos, cromatografía de gases-espectrometría de masas con quimioluminiscencia en tiempo real, CRDS óptico (Espectroscopía de cavidad *Ring-Down*), HFOC óptico (*High-Finesse Optical Cavity*), y *denuder* anular equipado con cromatografía iónica en tiempo real.

El promedio de todas las estaciones fue de $8.0 \pm 8.9 \mu\text{g m}^{-3}$, con un mínimo y un máximo de 0.2 y $54.4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. La gran mayoría de las estaciones superaron el CLe $1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ establecido por la UNECE para el NH_3 con el fin de proteger los ecosistemas y el CLe de $3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ para otra vegetación.

Para el grupo de estaciones que excluyen los FAHs (non-FAHs), la concentración media fue de $3.2 \pm 1.8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, con las concentraciones más altas (4.7 ± 3.2 and $4.5 \pm 1.0 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) registradas en estaciones IND y de TR, seguidas por estaciones UB y SUB (3.3 ± 1.5 y $2.7 \pm 1.3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) y una estación de RB ($1.0 \pm 0.3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) (Figura 7.2). Por lo tanto, los niveles de NH_3 fueron más altos en las estaciones de TR que en las estaciones UB, probablemente debido a las emisiones de NH_3 de los vehículos. Esta posibilidad pone de relieve la importancia de considerar la aplicación de límites de emisión de NH_3 para todos los vehículos. Si bien en la norma EURO 7 se descartó la aplicación de un

RI-URBANS D55 (D7.6): Resumen y valor añadido de la medición de nuevos contaminantes de CA

valor límite de NH_3 para turismos y furgonetas, es muy importante que apliquen también a estos vehículos para la mejora de la CA, tal como se aplican a vehículos pesados (EURO VI y VII). Además, las estaciones UB podrían recibir aportes de NH_3 de otras fuentes, como los sistemas de gestión de residuos y alcantarillado, que también podrían tener un impacto significativo en los niveles de NH_3 urbanos (Pandolfi et al., 2012; Reche et al., 2012). Por lo tanto, en las estaciones non-FAHs, IND, de TR y UB, las fuentes urbanas son las principales contribuyentes a las concentraciones ambientales de NH_3 , y probablemente no siempre se tienen en cuenta adecuadamente en los inventarios de emisiones.

Cuando se consideran solo los FAHs (Figura 7.2), las concentraciones de NH_3 fueron similares en las estaciones SUB, RBCH, UB y de TR ($14\text{--}15\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), y un poco más bajas en las estaciones IND ($10.0 \pm 2.3\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). Por lo tanto, en este caso, las estaciones SUB y RBCH alcanzaron concentraciones de NH_3 ligeramente más altas, probablemente porque en estas estaciones FAH se emiten volúmenes muy grandes de NH_3 procedentes de la agricultura y la ganadería (Sutton et al., 2022). Así, la concentración media de NH_3 en UB-FAH ($14.0 \pm 5.3\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) es 4 veces mayor que la de estaciones UB-non-FAH ($3.3 \pm 1.5\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$).

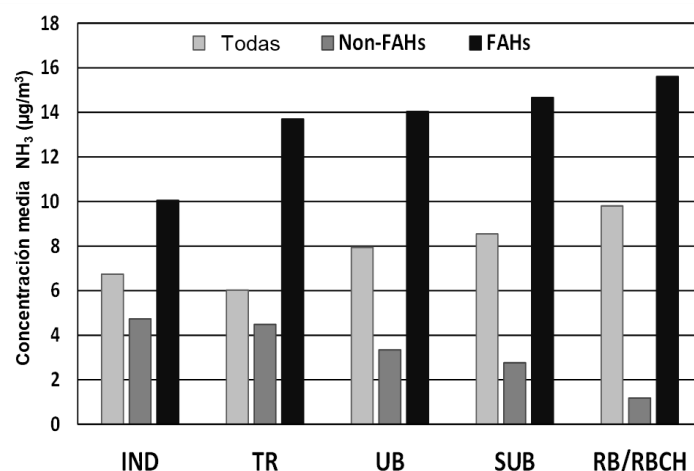


Figura 7.2. Concentraciones medias de NH_3 para todas las estaciones (69), fuera (non-FAHs) y dentro (FAHs) de ‘hotspots’ agropecuarios, según el tipo de entorno: Industrial, IND; tráfico, TR; fondo urbano, UB; fondo suburbano, SUB; fondo regional, RB. RBCH, fondo regional cercano a fuentes agropecuarias en FAHs. Figura modificada de Liu et al. (2024).

Para las **estaciones non-FAHs**, el **análisis de tendencias** mostró los siguientes resultados (Figura 7.3):

- Las tendencias fueron muy variables para las diferentes estaciones en todos los tipos de entornos (UB, TR, RB, IND), lo que dio lugar a tendencias no estadísticamente significativas en el análisis de cada tipo y para todos los tipos.

RI-URBANS D55 (D7.6): Resumen y valor añadido de la medición de nuevos contaminantes de CA

- En cuanto a las estaciones UB y de TR (N=7), 3 estaciones siguieron una tendencia descendente estadísticamente significativa, mientras que otras 3 estaciones siguieron una tendencia ascendente estadísticamente significativa.

- En las estaciones de RB, se observó una ligera tendencia a la baja no significativa.

En las **estaciones FAHs**, el **análisis de tendencias** mostró los siguientes resultados (Figura 7.3):

- Se obtuvo una tendencia descendente estadísticamente significativa en 2 de las estaciones UB (N = 3, Figura 4), lo que dio lugar a una tendencia general no estadísticamente significativa para todas las estaciones UB.

- Para las estaciones RBCH, se obtuvo una tendencia al alza estadísticamente significativa en 7 estaciones. Aas et al. (2024) atribuyeron las tendencias al alza del NH₃ en las estaciones de RB a su disminución progresiva en el consumo de NH₃ para generar (NH₄)₂SO₄ y NH₄NO₃ debido a las marcadas disminuciones en las emisiones de SO₂ y NO_x. Sin embargo, los artículos se referían a las concentraciones de fondo de NH₃, mientras que las estaciones RBCH (con concentraciones extremadamente altas de NH₃) estaban ubicadas en FAH de NH₃, donde no se puede descartar un aumento de las emisiones de este contaminante, además de la causa mencionada anteriormente.

Es importante tener en cuenta estas tendencias, junto con las relativas a las emisiones y los procesos atmosféricos, para evaluar la situación actual y diseñar políticas eficaces de reducción de NH₃.

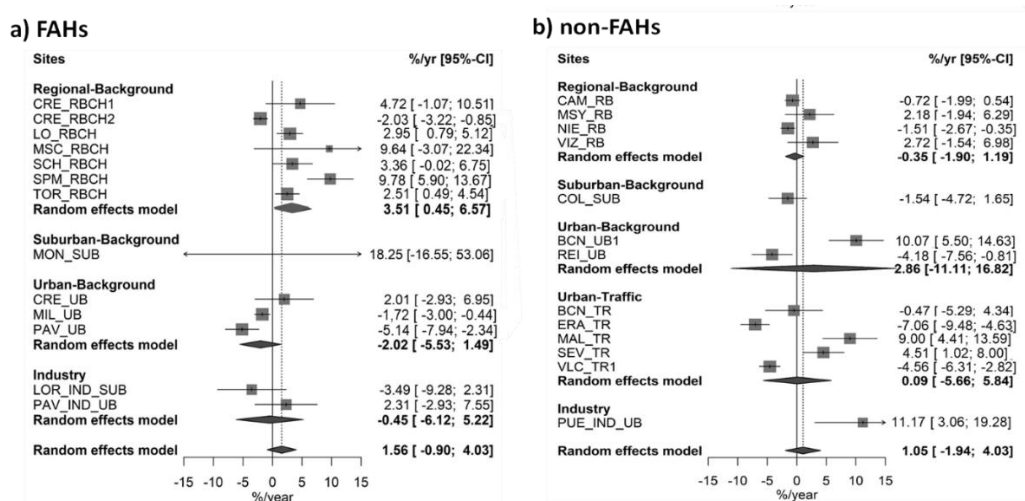


Figura 7.3. Tendencias anuales de NH₃ en (a) FAHs y (b) non-FAHs. Los valores representan el cambio por año (%/año) con un intervalo de confianza del 95 % entre corchetes. Modificado a partir de Liu et al. (2024).

8. COVs EN ÁREAS URBANAS DE EUROPA

8.1 La complejidad de la medición de los COVs

Según la Directiva 1999/13/CE de la UE, de 11 de marzo de 1999, se entiende por compuesto orgánico volátil (COV) cualquier compuesto orgánico cuyo punto de ebullición inicial sea inferior o igual a 250 °C, medido a una presión estándar de 101,3 kPa. Los COVs presentan una variedad de grupos funcionales y pueden clasificarse según determinadas características estructurales y reactivas, en función de la forma en que el carbono se une a sí mismo o a otro elemento, por ejemplo, el carbono con doble enlace al oxígeno. Estas diferentes formas de enlace darán lugar a diferentes reactividades con los oxidantes ambientales (OH, NO₃, O₃). La Tabla 8.1 presenta las diferentes familias de COVs en función de sus grupos funcionales.

Tabla 8.1. Familias químicas de COVs.

Familia	Fórmula molecular	Grupo funcional (R= grupo alquilo)
Alcanos	C_nH_{2n+2}	-C-C-
Alquenos	C_nH_{2n}	-C=C-
Alquinos	C_nH_{2n-2}	-C≡C-
Halocarbonos	$C_nH_{2n+1}X$	-X: F, Cl, Br, I
Alcoholes	$C_nH_{2n+2}O$	-OH
Éteres	$C_nH_{2n+2}O$	R-O-R
Aldehídos	$C_nH_{2n}O$	R-CH(O)
Cetonas	$C_nH_{2n}O$	R-C(O)-R
Ácidos carboxílicos	$C_nH_{2n}O_2$	R-C(O)OH
Ésteres	$C_nH_{2n}O_2$	R-C(O)-OR
Aminas	$C_nH_{2n+1}NH_2$	-NH ₂
Nitrilos	$C_nH_{2n-1}N$	≡N

Normalmente, entre los compuestos más abundantes en el aire ambiente, y de los que se suele aportar datos de concentraciones en las publicaciones científicas, se encuentran los hidrocarburos no metánicos (NM) (COVHs), tales como alcanos (etano, propano y compuestos superiores), alquenos (etileno, propeno, etc.), aromáticos (benceno, etilbenceno, tolueno, aromáticos C₈- y C₉- , estireno), hidrocarburos biogénicos (isopreno, monoterpenos, sesquiterpenos), y COVs oxigenados (COVOs) como alcoholes (metanol, etanol, etc.), cetonas (acetona, metiletilcetona, etc.), aldehídos (formaldehído, acetaldehído, etc.), ácidos carboxílicos (fórmico, acético, etc.) y otras familias recogidas en la Tabla 8.1. . En general, los terpenos son muy reactivos y su oxidación da lugar, entre

otros productos, a la formación de COVOs de distintas volatilidades y estructuras químicas, con diferentes propiedades (reactividad, adhesividad, etc.). Los COVOs también desempeñan un papel activo en la cadena de reacciones químicas de la atmósfera y son precursores del O₃ fotoquímico y de los SOA, como todas las familias químicas de COVs. La *Global Atmosphere Watch* (GAW) de la Organización Meteorológica Mundial (WMO, por sus siglas en inglés) recomienda estos compuestos (COVOs, incluidos el formaldehído), y los terpenos, para su medición (GAW-WMO, 2017), lo cual es un reto debido a su reactividad, ya que interactúan con las superficies, dando lugar a posibles artefactos durante la fase de muestreo debido a los efectos de adsorción y desorción, o a la ozonólisis de COVs insaturados en las líneas de muestreo.

La lista de COVs del Anexo VII de la NDECA 2024/2881 incluye 45 COVs de diferentes familias químicas, incluidos los COVHs no metánicos (en su mayoría antropogénicos), los COVOs y los terpenos (mayoritariamente biogénicos).

La NDECA menciona que la medición de los precursores del O₃ deberá incluir al menos los NO_x, (NO y NO₂) y, cuando proceda, el CH₄ y los COVs. La selección de los COVs específicos a medir dependerá del objetivo de las mediciones, y podrá completarse con otros compuestos de interés.

El documento RI-URBANS/ACTRIS ST5 sobre mediciones de COVs ofrece orientación sobre las diferentes técnicas que pueden utilizarse para medir las concentraciones de los COVs incluidos en la NDECA, entre ellas la espectrometría de masas de ionización química (CIMS), la espectrometría de masas de reacción de transferencia de protones (PTR-MS), la espectrometría de masas de tubo de flujo de iones seleccionados (SIFT-MS) y la CIMS a presión atmosférica (API-CIMS), junto con la cromatografía asociada a diversos métodos de detección. Una técnica basada en espectrometría de masas puede ofrecer una resolución temporal muy alta (de unos segundos a unos minutos) en comparación con las técnicas de cromatografía de gases (GC) y cromatografía líquida de alto rendimiento (HPLC), cuya resolución suele ser del orden de una hora. Sin embargo, estas técnicas están limitadas en cuanto al número de compuestos que pueden especiarse. Por el contrario, las técnicas de GC proporcionan una mejor especiación para un gran número de compuestos, aunque con menor resolución temporal.

Estas técnicas deben elegirse en función de la aplicación específica. El uso de equipos en tiempo real con una alta resolución temporal es especialmente útil en estudios enfocados en procesos rápidos, como la emisión de contaminantes y sus posibles reacciones y/o transformaciones químicas. La GC

RI-URBANS D55 (D7.6): Resumen y valor añadido de la medición de nuevos contaminantes de CA

en tiempo real y las metodologías en laboratorio (es decir, HPLC, muestreo en *canister* o tubo/análisis en laboratorio por GC) permiten la medición de un amplio espectro de compuestos, con resoluciones temporales que varían desde 1 hora hasta varios días, lo que resulta de especial interés para estudios de atribución de fuentes, análisis de tendencias o evaluaciones de exposición.

La NDECA indica que los Estados Miembros pueden utilizar el método que consideren adecuado para el objeto de las mediciones; no obstante, una vez disponibles, se aplicarán métodos de referencia normalizados.

Las recomendaciones de RI-URBANS sobre herramientas para implementar análisis de contribución de fuentes de COVs también están disponibles en el ST11.

8.2 Emisiones de COVs

A continuación, se resumen los conocimientos actuales sobre el origen de los COVs en aire ambiente, según la revisión del Grupo de Expertos en Calidad del Aire del Reino Unido (AQEG-UK, 2020).

COVs procedentes de la producción, distribución y uso de gas natural: incluyen metano, etano, propano y butano. Muchos de ellos tienen un potencial de formación de O₃ limitado, pero deben considerarse precursores significativos del O₃ debido a las elevadas concentraciones de algunos de ellos.

COVs procedentes de combustibles como la gasolina (producción, distribución, emisiones de los motores y evaporación): incluyen i/n-butano e i/n-pentano, hexano, mono-aromáticos (como benceno, tolueno y m/p xileno), y una fracción de hidrocarburos insaturados (alquenos y alquinos). En las últimas décadas, ha aumentado la cantidad de etanol que se añade a la gasolina (hasta un 5-10%), al tiempo que se ha reducido su contenido en PAH (<30%), benceno (<1%) y di-enos (<1%), para cumplir las normas europeas EN 228 (2012 y A1:2017). Además de estas medidas, la reducción de las emisiones de las refinerías, las trampas de COV en las gasolineras, los catalizadores de 3 vías, junto con la reducción del uso de la inyección directa de gasolina (AQEG-UK, 2020), han contribuido a una reducción muy marcada de las emisiones de COVs del transporte por carretera. Además del tráfico rodado, las emisiones de benceno pueden atribuirse en parte a la maquinaria pesada, la aviación, las calderas de gas y biomasa, así como a los incendios forestales y la quema de residuos agrícolas (Lewis et al., 2013).

RI-URBANS D55 (D7.6): Resumen y valor añadido de la medición de nuevos contaminantes de CA

COVs de disolventes: incluyen los emitidos desde procesos industriales (fabricación y aplicación de pinturas y barnices) hasta productos de uso doméstico (higiene personal, limpieza, adhesivos, tintas, pinturas, detergentes, selladores, ambientadores y barnices, entre otros). Las especies emitidas por los disolventes incluyen tolueno, m,p,o-xileno, etilbenceno, trimetilbencenos, acetona, metanol, etanol, alcohol isopropílico, formaldehído y alcanos halogenados (diclorometano, entre otros). La introducción de la Directiva 2004/42/CE sobre pinturas puede haber tenido un efecto importante en la reducción de las emisiones de COV.

COVs biogénicos (COVBs): son isoprenoides emitidos por plantas silvestres y cultivadas (por ejemplo, isopreno en bosques caducifolios y monoterpenos en bosques perennifolios). Además de ser emitidos en grandes volúmenes durante el verano en regiones con altos niveles de radiación solar, su potencial para la formación de O₃ y SOA del PM es muy alto. Aunque sobre una base anual las emisiones de COVBs son mucho menores que las de COV antropogénicos (COVAs), su importancia relativa es mucho mayor durante la temporada crítica de contaminación por O₃, por las mayores emisiones vegetales en primavera-verano. Además, la distribución espacial de las emisiones de COVBs y COVAs (así como de NO_x) es diferente, y las primeras pueden determinar el régimen de formación de O₃ (controlado por la relación COV/NO_x) en amplias zonas.

Además, **una gran proporción de COVs en el aire ambiente es de origen secundario**, y se generan a partir de reacciones como la ozonólisis y la oxidación de COVHs a COVOs (aldehídos, cetonas, entre otros). Hay especies como el formaldehído que pueden tener tanto origen primario como secundario, y algunas especies que son tanto COVAs como COVBs. Así, en regiones con alta radiación solar y concentraciones de O₃, las concentraciones de COVOs pueden ser muy elevadas, debido a su rápida generación a partir de COVHs primarios. En entornos urbanos, los COVOs alcanzan concentraciones más elevadas que los COVHs medidos normalmente por las RDVCAs.

8.3 El valor añadido de medir los COVs en las áreas urbanas de Europa

8.3.1 Concentraciones de COVs

En el marco de RI-URBANS, Liu et al. (2025b) recopilaron 21 series de datos de COVs en aire ambiente en toda Europa, principalmente en áreas urbanas, incluyendo Bélgica (7 estaciones), Finlandia (2), Francia (7), Suiza (1), España (1) y el Reino Unido (3). El conjunto de datos incluía 3 estaciones IND, 2 de TR, 15 de UB y 1 de SUB. Además, Liu et al. (2025c) incluyeron una estación de UB adicional en Grecia en un estudio centrado en los BTEX en áreas urbanas de Europa.

RI-URBANS D55 (D7.6): Resumen y valor añadido de la medición de nuevos contaminantes de CA

Las mediciones de los COVs se llevaron a cabo utilizando diferentes metodologías e instrumentación, porque no existe un método estándar o de referencia para este fin. Existe una limitación en la comparación de los datos compilados debido a los diferentes protocolos utilizados para las mediciones de COVs, y también debido a la disparidad de especies de COVs medidas en cada estación. Además, algunas de las técnicas empleadas no son capaces de retener ciertos COVs para su posterior desorción y análisis, y algunas herramientas no permiten una identificación específica de compuestos individuales, sino que detectan iones representativos de grupos de COVs (como ocurre, por ejemplo, con la técnica PTR-MS y ciertos grupos funcionales). En este estudio, todas las estaciones incluidas realizaron mediciones de benceno, ya que está regulado, así como el tolueno, etilbenceno y xileno.

Ninguna de las superestaciones que aportaron las 21 series de datos cubre la totalidad de los 45 COV de la NDECA 2024/2881 de la UE. Así, 8 de las 21 estaciones cubrieron entre 25 y 29 COVs de la lista, mientras que 17 estaciones cubrieron entre 21 y 29 COVs. Esto refleja la dificultad que supone medir las 45 especies de COVs contempladas en la normativa.

Se observó que los 20 COVs más analizados en las estaciones de monitoreo eran n-butano, n-pentano, i-pentano, n-hexano, n-heptano, n-octano, i-octano, 1,3-butadieno, 1-buteno, trans-2-buteno, cis-2-buteno, 1-penteno, benceno, tolueno, etilbenceno, m,p-xileno, o-xileno, 1,2,4-trimetilebenceno, 1,3,5-trimetilebenceno e isopreno.

Para facilitar la comparación de concentraciones de estas series de datos de COVs obtenidas, en diferentes estaciones se calculó el Potencial Máximo de Formación de O_3 (PMFO) para cada estación multiplicando la Reactividad Incremental Máxima (MIR) de cada especie por su concentración en esa estación (Venecek et al., 2018). El Potencial Máximo de Formación de SOA (PMSOA) se calculó de manera similar, multiplicando las concentraciones de COV por la capacidad de formación de SOA (SOAC) de cada especie obtenido de Gu et al. (2021). Los valores medios para todas las estaciones y especies incluidas se clasifican en la Figura 8.1.

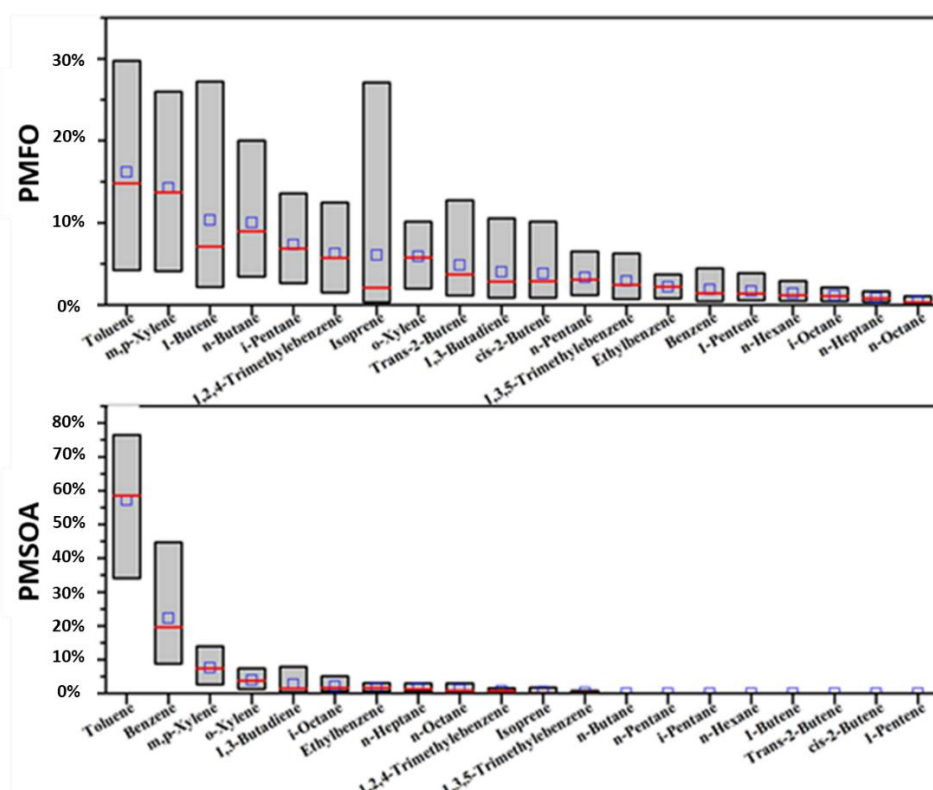


Figura 8.1. Contribuciones individuales de 20 COVs a: (abajo) el PMSOA, expresado en $\mu\text{g SOA}\cdot\text{m}^{-3}$ y (arriba) el PMFO, expresado en $\mu\text{g O}_3\cdot\text{m}^{-3}$, calculados como promedios a partir de las series de datos recopiladas. El recuadro representa los percentiles 5-95 de las ratios. La línea central y el cuadrado central representan la mediana y la media, respectivamente (Liu et al., 2025b).

Los resultados evidenciaron que el tolueno, el m,p-xileno, el 1-buteno, n-butano e isopentano contribuyeron colectivamente, en promedio, con más del 50 % al PMFO total (calculado como la suma de los 20 PMFO individuales) para las estaciones estudiadas, con contribuciones individuales del $15\% \pm 9\%$, $13\% \pm 7\%$, $9\% \pm 8\%$, $9\% \pm 6\%$ y $7\% \pm 5\%$, respectivamente. Esto se atribuye principalmente a sus concentraciones relativamente altas y a sus elevados valores MIR. Paralelamente, los hidrocarburos aromáticos representaron la mayor parte del PMSOA ($>85\%$), siendo el tolueno ($55\% \pm 16\%$), el benceno ($20\% \pm 10\%$), el m,p-xileno ($7\% \pm 3\%$) y el o-xileno ($4\% \pm 2\%$) los principales contribuyentes.

Liu et al. (2025c) informaron de que los BTEX pueden clasificarse según sus concentraciones medias entre 2017–2022 como: tolueno > benceno > m,p-xileno > o-xileno > etilbenceno, con concentraciones medias de 1.5 ± 1.7 , 0.8 ± 1.0 , 1.0 ± 1.3 , 0.4 ± 0.5 , and $0.3 \pm 0.5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, respectivamente. La Figura 8.2 muestra las concentraciones medias observadas en cada estación.

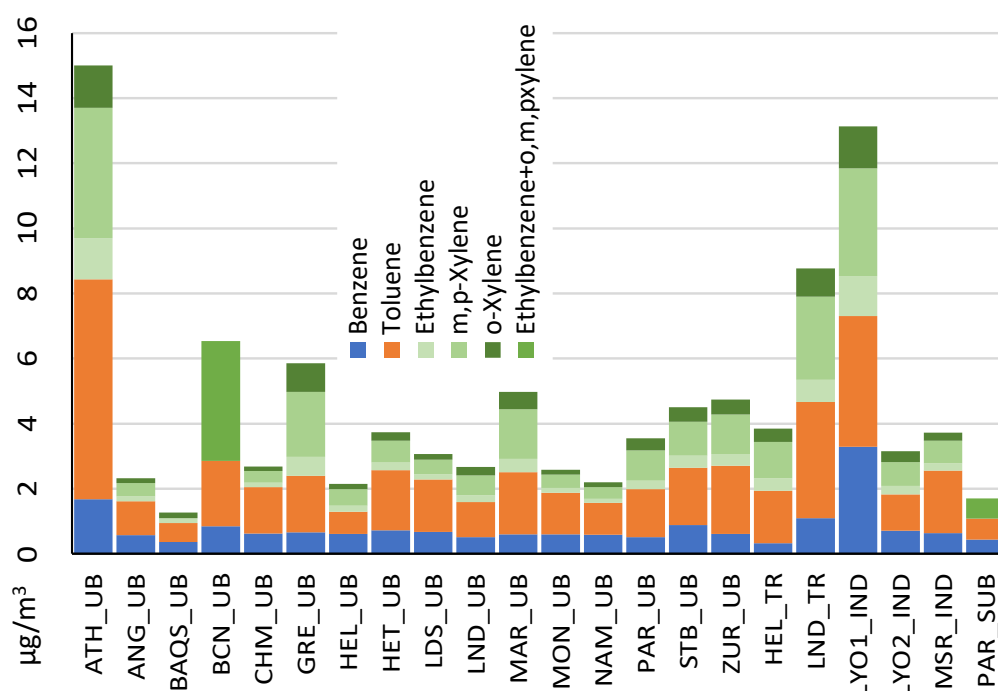


Figura 8.2. Concentraciones medias 2017-2022 para BTEX específicos en las 22 estaciones de estudio. Las abreviaturas corresponden a las siguientes ciudades europeas: ATH para Atenas, ANG para Angleur, BAQS para Birmingham, BCN para Barcelona, CHM para Charleroi, GRE para Grenoble, HEL para Helsinki, HET para Herstal, LDS para Lodelinsart, LND para Londres, LYO1 para Lyon (Estación Feuzin), LYO2 para Lyon (Vernaison), MAR para Marsella, MON para Mons, MSR para Mouscron, NAM para Namur, PAR para París, STB para Estrasburgo y ZUR para Zúrich. Modificado de Liu et al. (2025c).

8.3.2 Estudios de contribución de fuentes de COVs en Europa

La revisión bibliográfica sobre la contribución de fuentes de COVs en las estaciones UB y SUB mostró que, según nuestro conocimiento, se han realizado 18 estudios en Europa. En la mayoría de los casos se utilizó el modelo de receptores PMF para realizar la contribución de fuentes, ya sea sobre una base estacional cuando se dispone de datos a largo plazo, o sobre datos de campañas específicas. Este software de la EPA es el más adecuado, ya que no requiere conocimientos previos sobre el perfil de composición de las fuentes.

Se identificaron diversas fuentes (algunas en períodos específicos, como la quema de biomasa en invierno) en el entorno urbano, que se describen a continuación con sus trazadores/marcadores comunes.

- La fuente de gas natural se identificó principalmente por las elevadas contribuciones de etano y propano, con contribuciones menores de butano.

- La fuente de combustión de madera se identificó mediante acetonitrilo, acetileno, etileno y benceno.
- La fuente biogénica se identificó mediante el isopreno y sus productos de oxidación (metil vinil cetona (MVK) y metacroleína (MACR)). Aunque el isopreno tiene un origen biogénico, su origen antropogénico rara vez se describe. La adición de monoterpenos puede ayudar a identificar su origen biogénico, aunque a menudo se emiten desde otras vegetaciones (pudiendo identificarse como un factor independiente), y también los monoterpenos pueden ser emitidos desde fuentes antropogénicas.
- Los gases de escape de los vehículos de motor se caracterizaron por una elevada contribución de alcanos C_4 – C_5 , especialmente butano y pentano, y compuestos BTEX (benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos). Los trazadores exactos dependen en gran medida del tipo de tráfico y de los motores más utilizados en el área urbana, así como de los COVs incluidos en el estudio. Los gases de escape del tráfico se separaron o se combinaron con la evaporación de combustible asociada al tráfico.
- Los marcadores de fuentes de disolventes a menudo tenían altas contribuciones de COVOs y aromáticos en estos estudios.
- Se encontraron algunas fuentes industriales específicas, pero esto dependía en gran medida del tipo de industria y de los COVs utilizados para identificar esta fuente.
- Varios estudios encontraron una fuente secundaria compuesta principalmente por COVOs, aunque algunos estudios identificaron esta fuente como COVs de larga duración.

En el marco de RI-URBANS, se realizaron tres estudios de contribución de fuentes tras la recopilación de datos en dos estaciones urbanas/de fondo urbano con diferentes series de datos de COVs en Marsella (Francia) (Dufresne, 2022), Zúrich (Suiza) y Barcelona (España) (in 't Veld et al., 2023b). A modo de ejemplo, la Figura 8.3 muestra los resultados de la contribución de fuentes de PMF para Marsella y Zúrich. Estas tienen algunas fuentes de COVs comunes, como el tráfico rodado, el gas natural, la calefacción/combustión de madera y otras emisiones locales (solo en Zúrich se identificó una fuente relacionada con el uso de disolventes gracias a los COVOs que se midieron, y en Marsella se identificaron fuentes adicionales relacionadas con fuentes industriales). Dado que las dos series de datos no cubrían los mismos COVs, es esencial disponer de una amplia gama de COVs con volatilidad variable, incluidos tanto los COV-NMH primarios como los de origen secundario (COVOs). Este espectro más amplio puede ayudar a

RI-URBANS D55 (D7.6): Resumen y valor añadido de la medición de nuevos contaminantes de CA

identificar las fuentes y evaluar su contribución. Además, la medición de los COVOs es importante, ya que es un indicador del impacto de la fotoquímica y cubre algunos marcadores de las fuentes de emisión del uso de disolventes.

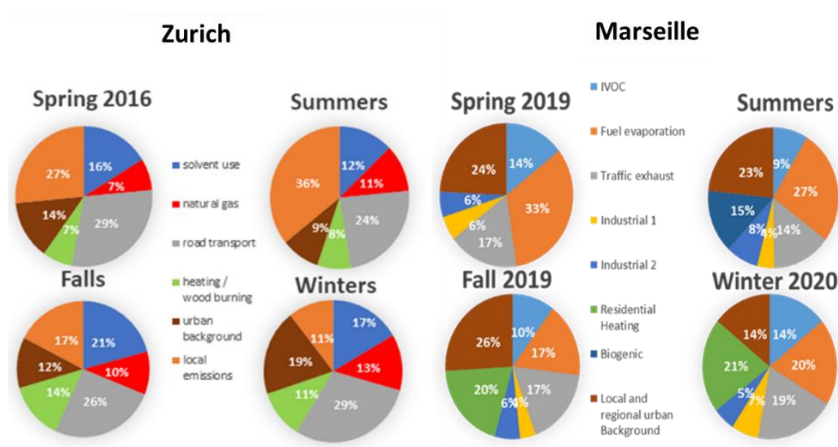


Figura 8.3. Resultados de la contribución de fuentes en Marsella (Dufresne, 2022) y Zúrich.

9. PERFILES VERTICALES

Aunque las mediciones de los perfiles verticales de los parámetros avanzados de CA no son obligatorias ni recomendadas en la NDECA 2024/2881, RI-URBANS, ACTRIS e IAGOS han demostrado que son muy útiles para la evaluación avanzada de CA, la previsión y la validación de herramientas de modelización.

RI-URBANS ha elaborado 3 ST sobre perfiles verticales en colaboración con ACTRIS o IAGOS. Así, el ST7 contiene orientaciones sobre las mediciones que permiten determinar la altura de la capa límite atmosférica (ABLH), un parámetro clave para pronosticar, por ejemplo, los rebasamientos de los valores límite diarios y horarios; el ST8 contiene información sobre perfiles de aerosoles, que son muy útiles para detectar y demostrar los episodios de polvo del desierto y el transporte a larga distancia de partículas en suspensión procedentes de incendios antropogénicos o forestales sobre las ciudades europeas. Por último, el ST9 muestra los productos de IAGOS sobre perfiles verticales de contaminantes de la CA (NO_2 , O_3) medidos en aviones comerciales y a los que se puede acceder libremente en el sitio web de IAGOS.

A continuación, ofrecemos algunos ejemplos del valor añadido que supone la implementación de estos STs.

9.1 Capa límite atmosférica

La capa límite atmosférica (ABL) es la parte más baja de la atmósfera que se ve directamente afectada por la superficie terrestre en escalas de tiempo inferiores a 24 horas. Cuando la ABL no está bien mezclada, lo que suele ocurrir con frecuencia durante la transición entre el día y la noche y varias horas antes y después de esos momentos, pueden formarse múltiples subcapas con características de composición claramente diferentes. En condiciones de cielo despejado, la mezcla por empuje durante el día diluye los contaminantes dentro de la denominada capa límite convectiva (CBL), que aumenta en altura durante la mañana y se disipa alrededor del atardecer. Por la noche, la flotabilidad vertical es inexistente o débil, lo que da lugar a una capa nocturna relativamente poco profunda cerca del suelo. El aire que se ha mezclado durante el día dentro de la CBL permanece en niveles superiores y forma lo que se conoce como capas residuales. La ABLH representa la altura de la capa residual por la noche y durante la mañana, mientras que la CBL se extiende por toda la ABL por la tarde. Para definir el volumen en el que se dispersan y distribuyen los contaminantes cerca

RI-URBANS D55 (D7.6): Resumen y valor añadido de la medición de nuevos contaminantes de CA

del suelo, puede considerarse la continuidad entre la capa nocturna poco profunda y la CBL diurna como la altura de la capa de mezcla (MLH). La ABL cubierta por nubes puede generar su propia mezcla turbulenta, que puede ser suficiente para que persista una MLH profunda, ya sea de día o de noche.

Los procesos de transporte en la ABL pueden afectar significativamente a la distribución espacial (horizontal y vertical) de los contaminantes atmosféricos. Si bien, en el ámbito urbano, el viento horizontal es una variable importante que impulsa la advección horizontal entre barrios o entre la ciudad y sus alrededores, la turbulencia atmosférica es responsable de la mezcla de la atmósfera, la dilución vertical de los contaminantes y el posible arrastre hacia la CBL. Si se arrastra aire fresco, esto puede mejorar la CA cerca de la superficie, mientras que el arrastre de aire de la capa residual o de contaminantes de capas de aerosoles elevadas (por ejemplo, polvo del Sáhara, columnas de humo de incendios forestales) puede tener efectos negativos.

El ST7 explica cómo caracterizar los parámetros anteriores de la ABL utilizando mediciones con *lidars* automáticos y ceilómetros (ALC) y *lidars* de viento por efecto Doppler (DWL). A modo de ejemplo, aquí se muestran los resultados de las mediciones de la MLH a largo plazo obtenidas por el proyecto en las pruebas de medida de la ABL en las ciudades piloto de RI-URBANS. La variabilidad de la dinámica de la ABL puede evaluarse en diferentes escalas temporales, desde ciclos diurnos hasta variaciones mensuales o estacionales y diferencias interanuales. A modo de ejemplo, el proyecto de demostración de la medición de la ABL está procesando actualmente datos de 17 estaciones de medición (21 ALC) en toda Europa, incluidas varias estaciones relevantes para las ciudades piloto de RI-URBANS: Bucarest (2 estaciones), Helsinki (2 estaciones), Aosta - St Christophe, que está bajo la influencia de Milán (1 estación), París (2 estaciones) y Róterdam (2 estaciones), con resúmenes diarios de libre acceso (pruebas de medición de ABL – Europa: <https://observations.ipsl.fr/aeris/e-profile/>). Las pruebas de medición de la ABL han procesado múltiples años de mediciones, desde 2018 hasta la actualidad, para la mayoría de los sensores. La Figura 9.1 muestra un ejemplo de la variabilidad diaria del MLH en París.

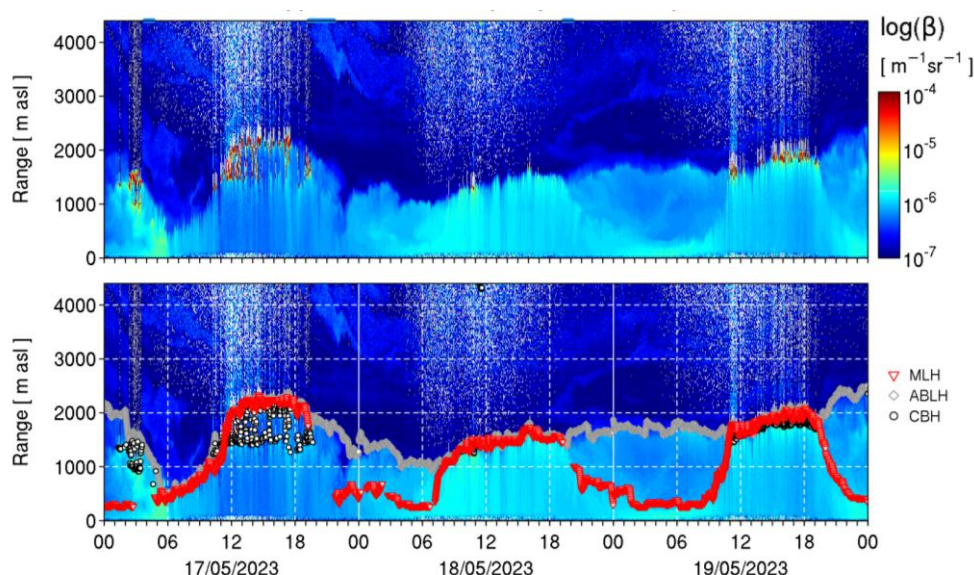


Figura 9.1. Resumen diario del banco de pruebas ABL: retrodispersión atenuada calibrada y con corrección de solapamiento observada con un ALC (Lufft CHM15k) en el observatorio SIRTa de Palaiseau, cerca de París, durante un periodo de 3 días. La figura inferior también muestra la altura de la base de las nubes (CBH), la altura de la capa de mezcla (MLH) y la altura de la capa límite atmosférica (ABLH) detectadas con el algoritmo STRATfinder.

9.2 Perfiles verticales de aerosoles

Las cargas de aerosol en los perfiles verticales se miden normalmente mediante teledetección óptica con resolución en altura, de modo que los parámetros registrados son propiedades ópticas, y suelen depender de la composición química, la forma de las partículas, y de su concentración (por ejemplo, los perfiles del coeficiente de extinción de los aerosoles). A partir de estas mediciones, también pueden obtenerse algunos parámetros intensivos de forma directa (normalmente mediante la relación calibrada de las propiedades ópticas, como en el caso del coeficiente de despolarización). Por último, es posible estimar otros parámetros derivados, como la concentración másica de aerosoles, a partir de las propiedades ópticas previamente obtenidas.

Las propiedades de los aerosoles (conocidas como parámetros) que se miden son la retrodispersión de los aerosoles, la extinción de los aerosoles y la relación de despolarización del volumen, entre otras. A partir de ellas se obtienen las siguientes propiedades intensivas: relación *lidar*, exponente de Angstrom, exponente de retrodispersión de Angstrom, relación de despolarización lineal de las partículas y tipo de aerosol, entre otras.

A modo de ejemplo, se muestran los resultados sobre la climatología de las propiedades ópticas de los aerosoles en Europa entre 2000 y 2019. Este estudio se basa en las observaciones a largo plazo de EARLINET realizadas entre 2000 y 2019, concretamente en los productos climatológicos de nivel

3 (Catálogo de productos de datos de nivel 3 de EARLINET, 2022). A continuación, se presentan ejemplos de estaciones identificadas como de interés para las condiciones urbanas, teniendo en cuenta su población en la zona, y se comparan con estaciones en condiciones limpias que se consideran como referencia/fondo. Como representativas de las condiciones urbanas, se presentan las siguientes estaciones: Madrid (ES), Barcelona (ES), Ispra (IT), Nápoles (IT), Atenas (GR), Tesalónica (GR), Varsovia (PL) y Bucarest (RO). Como referencia de condiciones limpias, también se incluyen los comportamientos de las estaciones de Granada (ES), Leipzig (DE) y Lecce (IT) como representativas de una estación continental «estándar» y una estación marina.

La Figura 9.2 muestra los perfiles medios mensuales normales a 532 nm para cada estación de monitoreo, mostrando la dependencia estacional observada durante los últimos 20 años y las diferencias relativas entre las estaciones de monitoreo. Las imágenes en falso color del coeficiente de retrodispersión proporcionan una visión directa de la presencia de aerosoles en la columna atmosférica: los colores cálidos indican la presencia de altas concentraciones de aerosoles, mientras que los fríos indican concentraciones más bajas, hasta llegar al azul, donde la concentración de aerosoles puede considerarse por debajo del límite de detección.

Aparte de los indicios de presencia de aerosoles por encima de los 6 km, debidos a fenómenos especiales de transporte de aerosoles a larga distancia, la mayor parte del contenido de aerosoles se limita a una altitud de entre 4 y 5 km. La presencia de aerosoles a mayor altitud durante el período cálido es común a todas las estaciones de medición. No obstante, se observa una tendencia a una mayor acumulación de aerosoles cerca de la superficie en las grandes ciudades (dos primeras columnas). Esto es claramente evidente en el caso de Nápoles, una zona metropolitana situada cerca del mar. Si se comparan los mapas en falso color de la Figura 9.2 con el correspondiente a Lecce (una ciudad más pequeña situada junto al mar), se observa claramente la presencia de una zona de color rojo intenso cerca del suelo en Nápoles, mientras que en Lecce predomina el amarillo con diferentes matices, aunque ambas muestran el mismo patrón general, con una mayor altitud afectada por los aerosoles en el periodo comprendido entre junio y agosto.

Se observa el mismo comportamiento en la región ibérica (Barcelona y Madrid en comparación con Granada) y en Europa central y oriental (Bucarest y Varsovia frente a Leipzig). Cabe señalar que el alto contenido de aerosoles observado sobre Granada probablemente esté relacionado con la

considerable presencia de polvo, al tratarse de una región muy árida y muy afectada por el polvo del desierto.

Por lo tanto, estas mediciones, junto con las de la ABL, pueden ser muy útiles para detectar el transporte a larga distancia de PM (incluido el polvo sahariano, los incendios forestales y la contaminación antropogénica transportada a larga distancia) y para evaluar el impacto en los niveles superficiales debido al crecimiento de la MLH.

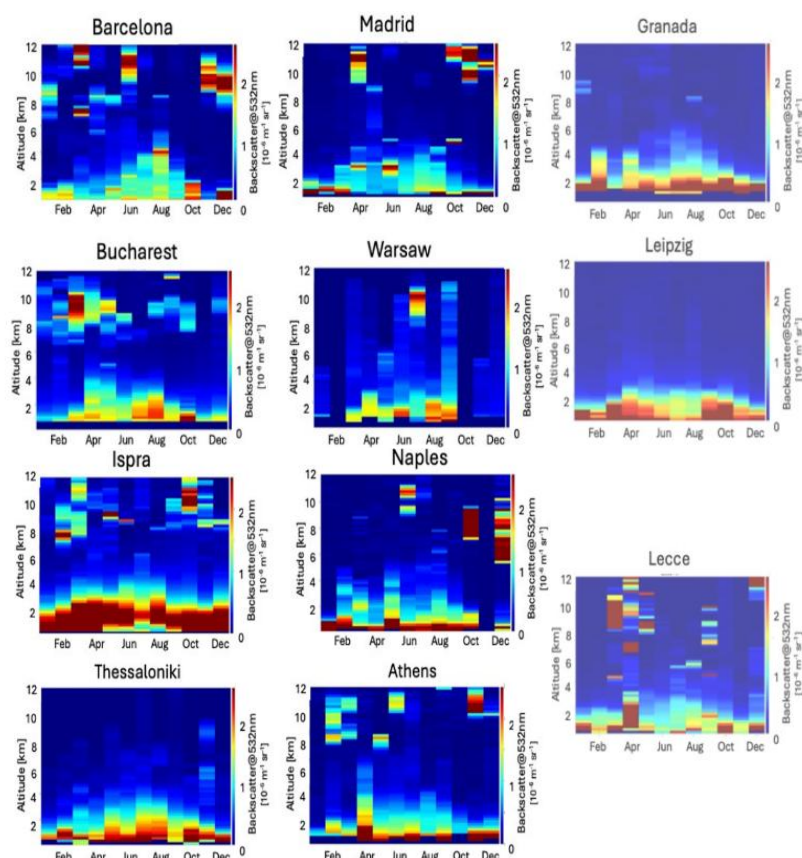


Figura 9.2. Promedios climatológicos mensuales del perfil de retrodispersión de aerosoles a 532 nm en ubicaciones suburbanas cercanas a 8 grandes ciudades: Barcelona, Madrid, Bucarest, Varsovia, Ispra, Nápoles, Tesalónica y Atenas. En la tercera columna se indica la misma cantidad, como parcialmente transparente, para 3 estaciones alejadas de las grandes ciudades, situadas en la misma macro-área que las 8 anteriores.

9.3 Perfiles verticales IAGOS de contaminantes

Mediante el uso de sensores compactos y automatizados *in situ* a bordo de aviones de pasajeros, IAGOS (Petzold et al. (2015), Thouret et al. (2022) y www.iagos.org para más detalles) monitoriza los perfiles verticales de las concentraciones de gases traza (incluidos CO, O₃, NO_x, y H₂O) cerca de los aeropuertos durante el despegue y el ascenso, así como durante las fases de descenso y aterrizaje, entre el suelo y una altitud de 10-12 km. Estos perfiles caracterizan la distribución vertical

RI-URBANS D55 (D7.6): Resumen y valor añadido de la medición de nuevos contaminantes de CA

de los gases traza desde la troposfera libre hasta la capa límite de fondo urbano y a escala regional que interactúa con la capa de contaminación urbana. Además, las capas elevadas de aire contaminado que a menudo son transportadas por advección a través del transporte regional o de largo alcance pueden identificarse con la ayuda de los perfiles IAGOS y se evalúa su impacto en la CA urbano.

Los datos del perfil IAGOS proporcionan información valiosa que de otro modo no sería accesible y complementan los datos proporcionados por las estaciones de la RDVCA situadas en la superficie (Petetin et al., 2018), lo que facilita la conexión con modelos de alta resolución y observaciones satelitales, especialmente en la dimensión vertical. Por encima de la capa límite planetaria, la correlación entre las observaciones *in situ* de IAGOS y las observaciones urbanas de fondo disminuye rápidamente, mientras que aumenta la correlación con las estaciones remotas de la Vigilancia Atmosférica Global (GAW). La representatividad de las mediciones aéreas de IAGOS para las condiciones generales de la troposfera inferior es analizada cuidadosamente por Petetin. et al. (2018).

Actualmente, IAGOS cuenta con una flota de 10 aviones equipados con equipos automáticos operados por 8 aerolíneas internacionales. De ellos, miden periódicamente O₃ y CO desde 2002, y 3 de ellos proporcionan datos adicionales de NO_x desde 2015, 2023 y 2024, respectivamente. Gracias a que varios aviones equipados aterrizan o despegan en el mismo aeropuerto, es posible acceder al ciclo diurno de esos parámetros, como se ha demostrado para el O₃ en Petetin et al. (2016).

Hay un servicio de visualización disponible en www.iagos.org/products. Este servicio muestra los perfiles más recientes de aeropuertos de todo el mundo en comparación con los modelos CAMS a escala global y regional. Se puede acceder a un subconjunto de perfiles sobre las ciudades piloto de RI-URBANS en la categoría RI-URBANS (ver Figura 9.4). Actualmente, las ciudades piloto disponibles son Ámsterdam, Barcelona, Milán, París y Zúrich. En un primer momento, se comparan con los modelos globales del CAMS, pero pronto se incluirán los modelos europeos de calidad del aire del CAMS a escala regional. Los perfiles disponibles actualmente son para O₃ y CO, y se está desarrollando un servicio similar para NO_x.

La Figura 9.4 muestra el perfil vertical del O₃ observado sobre Barcelona durante un periodo matutino (a) con alrededor de 15 ppb de O₃ en la superficie y el segundo perfil (b) con alrededor de 55 ppb al mediodía.

RI-URBANS D55 (D7.6): Resumen y valor añadido de la medición de nuevos contaminantes de CA

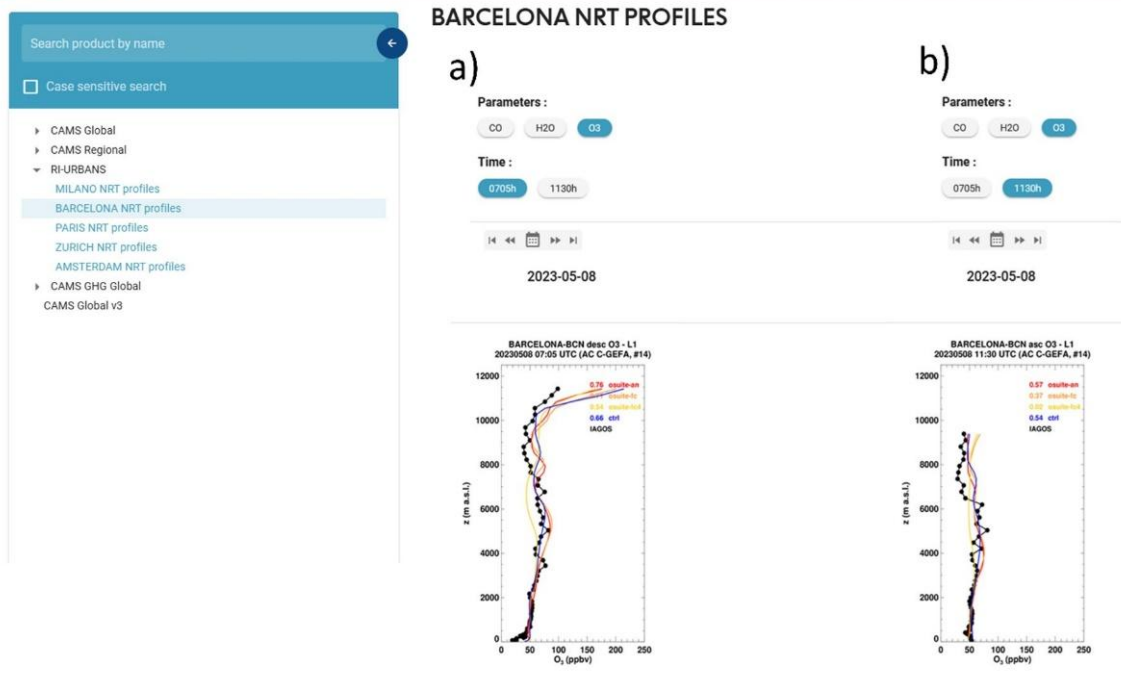


Figura 9.4. Perfiles IAGOS de O_3 sobre Barcelona, del servicio de visualización de perfiles (disponible en www.iagos.org/products). El perfil diurno de O_3 observado durante la mañana (a) y alrededor del mediodía (b).

10. MAPEO URBANO Y CIENCIA CIUDADANA

El mapeo espacial de nuevos contaminantes de CA en zonas urbanas puede realizarse mediante mediciones fijas y/o móviles y mediante diferentes propuestas de modelización. En RI-URBANS, las propuestas de mapeo urbano sugeridas se resumen en ST12 (sobre modelización determinista para el mapeo de PM y UFP a escala urbana), ST13 (sobre mapeo de UFP y ciencia ciudadana) y ST16 (sobre mapeo de UFP utilizando propuestas de modelización multiescala). La propuesta sugerida por ST12 y ST16 se ha comentado en el capítulo sobre UFP-PNSD de este manual. En esta sección solo se revisa el mapeo según las recomendaciones de ST13.

10.1 Mapeo de nuevos parámetros de CA

Se pueden utilizar diferentes enfoques para evaluar la variabilidad urbana de las concentraciones ambientales de contaminantes del aire en alta resolución espacial para estudios epidemiológicos y otras aplicaciones. Las plataformas de medición móviles (equipadas con sensores de alto, medio o bajo coste) y las redes de sensores fijos (de bajo coste) pueden utilizarse como herramientas complementarias a los datos de las RDVCA para mapear las concentraciones de contaminantes con una mayor densidad espacial.

En ST13 se distingue entre mediciones móviles/fijas y diseños experimentales con/sin ciudadanos. Los datos recopilados pueden procesarse y analizarse utilizando únicamente los datos medidos o utilizando técnicas de interpolación/modelización como los modelos de regresión del uso del suelo (LUR) o los modelos de aprendizaje automático (*machine learning*). Las técnicas seleccionadas para el procesamiento de datos pueden influir en el enfoque de recopilación de datos requerido. Cada uno de los métodos tiene sus puntos fuertes y débiles, por lo que a la hora de seleccionar uno, el usuario debe definir el objetivo de la recopilación de datos y otras consideraciones; por ejemplo, se puede preferir involucrar a los ciudadanos como parte de la formación en materia de concienciación sobre la CA (Figura 10.1). Los entregables D13 y D14 de RI-URBANS muestran con más detalle las metodologías y los ejemplos de trabajo de mapeo realizados en el proyecto (a continuación, se muestran 2 ejemplos).

La monitorización móvil puede utilizarse para mapear los contaminantes con una alta resolución espacial con un número limitado de equipos (a diferencia de la monitorización fija) y también puede utilizar equipos de gama alta o media que ofrecen una mayor calidad de medición que los sensores.

RI-URBANS D55 (D7.6): Resumen y valor añadido de la medición de nuevos contaminantes de CA

La monitorización móvil plantea algunos retos debido a la naturaleza espacio-temporal de la serie de datos recopiladas. Se debe tener cuidado durante la recopilación y/o el procesamiento de los datos para obtener resultados representativos.

Las redes de sensores fijos de bajo coste tienen varias limitaciones, especialmente en el caso de los sensores en tiempo real, que han mostrado un rendimiento variable. Se ha documentado un buen rendimiento para los muestreadores difusivos (o pasivos) de bajo coste, los cuales, aunque solo proporcionan promedios semanales o mensuales, puede ser suficiente para usos específicos. Aunque los sensores en tiempo real son capaces de proporcionar mediciones muy frecuentes, carecen de la precisión de los equipos de calidad reglamentaria, sustancialmente más caros, y se ven muy afectados por condiciones meteorológicas extremas (principalmente alta humedad relativa), por lo que es necesario realizar una adecuada calibración y validación. Recomendamos la evaluación del rendimiento en la misma ubicación para evaluar la incertidumbre *intra* e *inter* sensores y la calibración/validación continua en condiciones representativas de contaminación y meteorológicas para compensar los efectos estacionales de, por ejemplo, la temperatura y la humedad relativa. Independientemente de ello, estos sensores ofrecen oportunidades de detección, que antes no eran viables, gracias a su portabilidad y bajo coste. El uso de una red espacialmente densa puede ayudar a medir y comprender el efecto de fuentes que suelen «perdersen en el panorama general», como el efecto de las fuentes hiperlocales de contaminación.

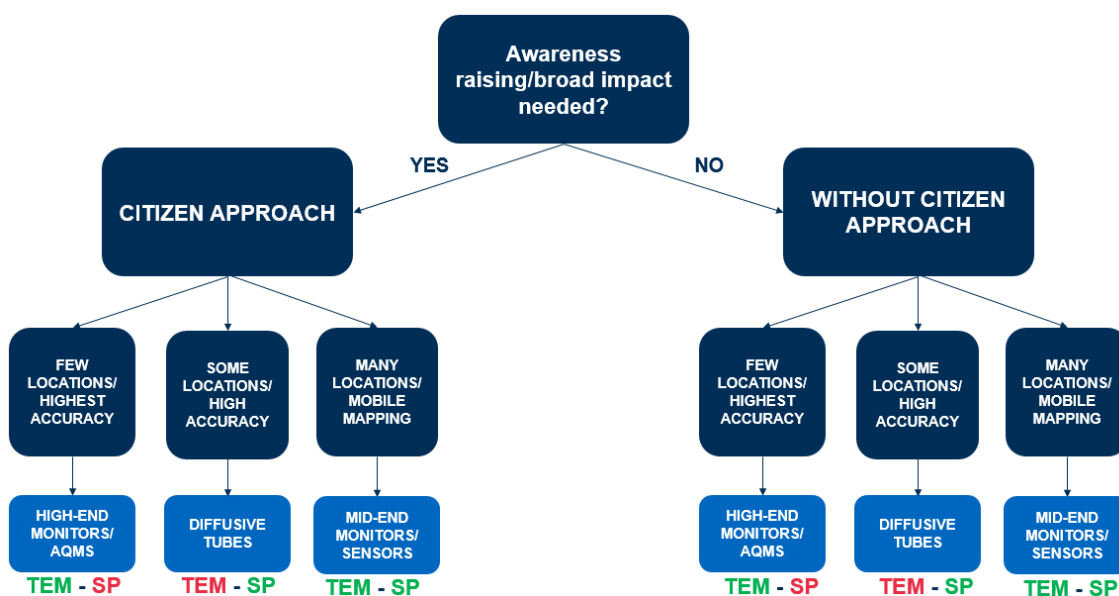


Figura 10.1. Vías para seleccionar métodos para el mapeo urbano. TEM se refiere a temporal y SP a espacial. El color verde implica que el método funciona bien, el rojo que funciona mal en el aspecto espacial o temporal.

La Figura 10.2 muestra un ejemplo de mapeo urbano de las concentraciones de UFP utilizando plataformas móviles y combinándolas con modelos LUR para la ciudad de Bucarest.

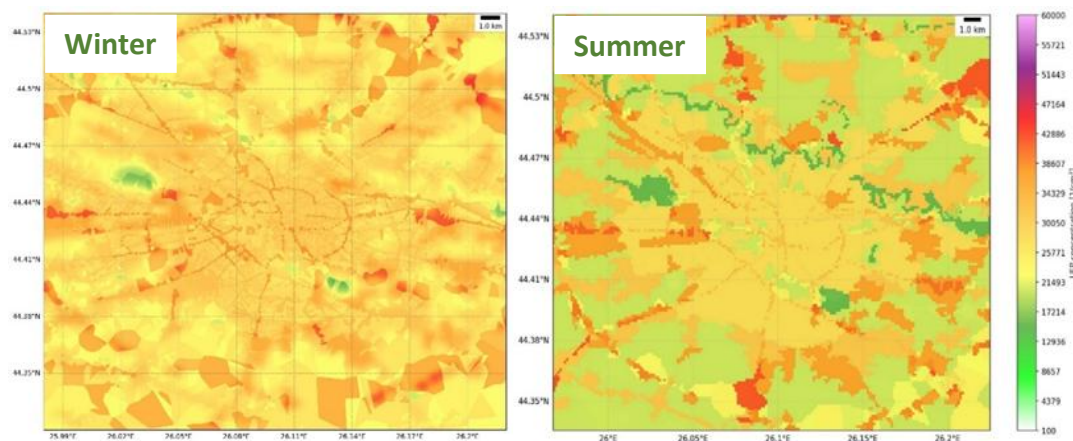


Figura 10.2. Mapas de medición de modelos de concentraciones de UFP en Bucarest durante el invierno y el verano.

Las conclusiones generales son:

- La monitorización móvil puede recopilar más datos, pero ofrece una instantánea (sin tendencias temporales). Se necesitan mediciones repetidas y análisis de sensibilidad asociados para obtener resultados representativos.
- El posprocesamiento (limpieza de datos, reescalado) y los métodos de modelización han demostrado ser aproximaciones viables para traducir las mediciones móviles en datos de exposición a largo plazo que se pueden utilizar.
- La monitorización móvil puede realizarse repitiendo rutas fijas predefinidas (dirigida), o utilizando un enfoque más oportunista, recurriendo a un operador que realice las mediciones durante sus actividades cotidianas sin interferir en ellas.
- La monitorización móvil dirigida facilita la comparación de diferentes ubicaciones en comparación con los métodos oportunistas, pero a menudo están más limitados en cuanto a cobertura espacial y temporal.
- Los métodos oportunistas suelen requerir menos esfuerzo en la recopilación de datos, dan lugar a grandes series de datos, pero necesitan un procesamiento adecuado para obtener resultados representativos.

RI-URBANS D55 (D7.6): Resumen y valor añadido de la medición de nuevos contaminantes de CA

- La participación de los ciudadanos puede contribuir significativamente a la sensibilización y al impacto obtenido a partir de los resultados recopilados, pero requerirá más tiempo y esfuerzo en materia de comunicación, logística y difusión.
- Los sensores pueden instalarse a un coste menor en comparación con los instrumentos de gama media y alta, pero adolecen de una menor calidad de los datos. Si no se requiere una alta resolución temporal, los muestreadores de difusión o pasivos pueden ser la aproximación de bajo coste preferida.
- La frecuente calibración y compensación de los sensores puede mejorar significativamente la calidad de los datos.
- Se utilizan diferentes métodos para la calibración de los sensores, que van desde calibraciones en la misma ubicación junto a los sensores de las RDVCA o de referencia, a calibraciones en red en tiempo real basadas en comparaciones entre sensores y RDVCA, o modelos puramente basados en datos que incluyen covariables conocidas (por ejemplo, temperatura, RH, O₃).

10.2 Mapeo y participación de ciencia ciudadana

En RI-URBANS, el acercamiento de la ciencia ciudadana se resume en ST13 (Mapeo de UFP y ciencia ciudadana). Este tipo de acercamiento puede aumentar la conciencia de los ciudadanos urbanos sobre los problemas de contaminación del aire. El ST13 ofrece una guía completa sobre cómo motivar a los ciudadanos a participar en la monitorización de la calidad del aire y proporciona buenas prácticas y recomendaciones. Además, profundiza en el valor añadido de complementar las redes de sensores fijos con mediciones móviles y ofrece un análisis de las lecciones aprendidas de los estudios piloto de RI-URBANS.

La NDECA se vincula al objetivo de la UE de alcanzar contaminación cero para 2050, lo que facilitará una reducción significativa de las muertes prematuras debidas a la contaminación atmosférica. Fusiona la legislación de 2004 y 2008 y responde a las recomendaciones de la WHO sobre la CA y al seguimiento de contaminantes atmosféricos adicionales, como las concentraciones de UFP, PNC, NH₃ y BC. Los Estados Miembros de la UE disponen de 2 años para transponer los requisitos de la NDECA, la cual está en consonancia con el «Pacto Verde Europeo», una ambiciosa hoja de ruta hacia una sociedad europea competitiva y eficiente en el uso de los recursos, que protege el bienestar de los ciudadanos, por ejemplo, de los efectos negativos para la salud causados por la mala CA.

RI-URBANS D55 (D7.6): Resumen y valor añadido de la medición de nuevos contaminantes de CA

El valor añadido de las observaciones ciudadanas proviene de su capacidad para complementar la monitorización oficial. Los ciudadanos pueden contribuir, por ejemplo, utilizando sensores de bajo coste para medir la CA en su barrio, lo que aumenta la cobertura espacial y permite identificar los *hotspots* de contaminación. Estos datos pueden complementar las RDVCAs, cubriendo las lagunas en las zonas que carecen de cobertura suficiente. Se debe dar especial importancia al control de calidad de los datos, por ejemplo, permitiendo mediciones paralelas en las estaciones oficiales de control de la CA, cuando sea aplicable y factible.

Las actividades de ciencia ciudadana fomentan la concienciación sobre los niveles de contaminación y sus efectos sobre la salud. Esto puede impulsar cambios en el comportamiento personal, como la reducción del uso del coche o la quema de residuos. Al mismo tiempo, la participación ciudadana empodera a las comunidades locales en su conjunto. Los datos generados por los ciudadanos pueden ayudar a las comunidades para exigir a los gobiernos que cumplan las normas de calidad del



aire, lo que permite a los movimientos de base abogar por un transporte más limpio, regulaciones industriales o la ecologización urbana.

La ciencia ciudadana debe estar vinculada a la validación de datos y a actividades científicas colaborativas con expertos en CA. En un caso ideal, los proyectos de ciencia ciudadana pueden trabajar junto con investigadores y administración competente, por ejemplo, para validar modelos de CA o para evaluar la efectividad de determinadas actuaciones. La colaboración con científicos especializados en CA garantiza que los datos generados por los ciudadanos cumplan con los estándares científicos de fiabilidad y usabilidad.

En resumen, la participación ciudadana en la monitorización de la CA contribuye a la implementación de políticas de CA al conectar a los ciudadanos con los responsables de la toma de decisiones a nivel local, regional y nacional. Esto facilita la transparencia de las políticas de CA. Los proyectos de ciencia ciudadana pueden ayudar a los responsables políticos a ajustar las estrategias locales, ya que proporcionan datos hiperlocales que complementan las redes oficiales de monitorización de la CA. Los nuevos datos pueden dar lugar a cambios de comportamiento a nivel individual y comunitario, al tiempo que permiten la participación de la ciudadanía y la sensación de influir en las medidas para lograr un aire más limpio, una mejor salud pública y una sociedad más comprometida.

11. CONSIDERACIONES FINALES

Las concentraciones de la mayoría de los contaminantes de la CA han disminuido notablemente en las ciudades europeas durante los últimos 20 años como consecuencia de la aplicación de políticas, europeas, nacionales, regionales y locales en materia de CA, implementadas desde la primera Directiva de la UE sobre la CA (1996/62/CE). Las directivas específicas sobre CA, como las relativas a las emisiones industriales, las plantas de combustión de gran y mediana escala, y las que establecen las normas de emisión EURO para vehículos, entre otras, tuvieron un gran impacto en la reducción de la contaminación. Se llevaron a cabo acciones nacionales y regionales para aplicar estas directivas, así como políticas adicionales. A escala local, las zonas de bajas emisiones, las tasas de acceso (peajes urbanos) y las políticas sobre fuentes domésticas, entre otras, también contribuyeron a reducir la contaminación en las zonas urbanas. Estas notables reducciones de los contaminantes se lograron principalmente mediante la reducción de las emisiones de contaminantes primarios (los emitidos directamente desde las fuentes de emisión), aunque también disminuyeron algunos contaminantes secundarios (los que se forman en la atmósfera a partir de las reacciones de los primarios), como el $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$.

Seguir reduciendo las concentraciones actuales de contaminantes atmosféricos es un objetivo más complejo que antes, debido a la necesidad de reducir los contaminantes secundarios, lo cual es una cuestión difícil debido a la no linealidad de muchos de sus procesos de formación. Por lo tanto, para diseñar medidas coste-efectivas contra la contaminación atmosférica, es necesaria una colaboración más estrecha entre la comunidad científica (incluidas las infraestructuras de investigación europeas, ESFRIs, pero no solo), las RDVCAs y los responsables políticos. RI-URBANS se centra en esta brecha entre la ciencia y la política para apoyar el desarrollo de una evaluación avanzada de la CA con el fin de mejorar la CA en las zonas urbanas de Europa.

Para reducir los contaminantes atmosféricos hay importantes retos científicos, tecnológicos y políticos, que varían según el contaminante específico.

Retos políticos: Un ejemplo es el NO_2 . Las tecnologías y medidas de reducción son conocidas y están disponibles, y las políticas deberían implementarlas. Otro reto político es que, aunque las principales directrices sobre CA se desarrollan a nivel europeo, su ejecución (como las mediciones y los planes nacionales de calidad del aire, entre otros) recae en cada Estado Miembro. Organismos de la UE

RI-URBANS D55 (D7.6): Resumen y valor añadido de la medición de nuevos contaminantes de CA

como AQUILA, con el apoyo de ESFRIs, como ACTRIS, son fundamentales para garantizar la armonización de las mediciones sobre CA en toda Europa, pero sigue existiendo el reto de incluir en la agenda política las cuestiones relacionadas con la CA de cada país, también de forma armonizada.

Retos tecnológicos: Ejemplos de ello son: i) desarrollar e implementar tecnologías para quemar biomasa doméstica sin causar deterioro de la CA, así como ii) implementar lo mismo para las emisiones de COVs en plantas industriales y eléctricas que utilizan biomasa.

Retos científicos: Algunos ejemplos son: i) la elaboración de medidas coste-efectivas para reducir los contaminantes secundarios (el 70 % del PM_{2.5} y el O₃) en un escenario en el que las concentraciones de O₃ y la temperatura incrementan con el cambio climático; y ii) la reducción del PM_{2.5} secundario en un contexto de aumento urbano del O₃ (que genera una mayor oxidación de los contaminantes gaseosos y, en consecuencia, más PM secundario).

Existen una serie de contaminantes/parámetros avanzados de la CA que podrían contribuir a un asesoramiento avanzado de la CA para alcanzar los retos científicos mencionados anteriormente en materia de CA y, en algunos casos, también para mejorar la monitorización de la CA con el fin de proteger mejor la salud humana y respaldar nuevas revisiones de las normas y parámetros de CA que se incluirán en la futura legislación sobre CA.

En la propuesta de 2021, RI-URBANS sugirió como parámetros avanzados de CA la medición de partículas ultrafinas (UFP = nanopartículas), la distribución del tamaño de las partículas (PNSD), el *black carbon* (BC), la especiación del PM, el potencial oxidativo (OP) del PM, los COVs y el NH₃. Estos se incluyeron en la nueva Directiva sobre la CA ambiente en Europa publicada en 2024 (Directiva (UE) 2024/2881, NDECA).

RI-URBANS ha elaborado los documentos guía [ST1](#) a [ST6](#) para ayudar a implementar mediciones de estos contaminantes/parámetros avanzados de CA. Además, en [ST10](#) y [ST11](#) se ofrece orientación sobre cómo realizar análisis de contribución de fuentes de estos contaminantes/parámetros. Asimismo, [ST15](#) y [ST16](#) proporcionan el primer inventario de emisiones de la UE para UFP-PNSD, emisiones de PM del desgaste de frenos y ruedas de vehículos, y orientación sobre cómo mejorar los inventarios de emisiones multiescala, así como sobre la modelización multiescala y la evaluación del impacto de las fuentes de emisión en los contaminantes regulados y emergentes. Todos estos

RI-URBANS D55 (D7.6): Resumen y valor añadido de la medición de nuevos contaminantes de CA

documentos guía ST respaldarán una evaluación avanzada de la CA basada en una contribución precisa de las fuentes para contaminantes regulados y nuevos. Además, permitirán identificar las causas de las superaciones de los valores límite, evaluar el impacto de las medidas implementadas y sugerir posibles medidas futuras.

Las mediciones de los nuevos contaminantes y parámetros de CA definidos en los documentos guía [ST1](#) a [ST6](#) deben ser implementadas por la red europea de superestaciones urbanas y rurales de CA, que se establecerá conforme al Artículo 10 de la NDECA. AQUILA, como red de laboratorios nacionales de referencia en CA de la UE, proporcionará directrices oficiales para estas mediciones. En este contexto, RI-URBANS y ACTRIS han colaborado con AQUILA y DG ENV de la Comisión Europea para facilitar la transferencia de conocimiento y el codesarrollo de los STs. Es muy importante vincular estos esfuerzos de monitoreo de CA con los relacionados con los gases de efecto invernadero urbanos, utilizando, siempre que sea posible, las mismas superestaciones para ambos tipos de mediciones, en coordinación con el proyecto paralelo 'PAUL-ICOS-cities' (<https://www.icos-cp.eu/projects/icos-cities>).

Además, RI-URBANS recomienda implementar las mediciones de perfiles verticales en los documentos guía [ST7](#) a [ST9](#), ya que a pesar de no estar contempladas en la NDECA podrían aportar datos esenciales para la evaluación, previsión y gestión de la CA. Estas mediciones incluyen la dinámica de la capa límite atmosférica (como la altura de la capa de mezcla, entre otros), los perfiles verticales de aerosoles para detectar contribuciones externas de PM, y los perfiles verticales disponibles de IAGOS, que registran contaminantes en varias ciudades europeas mediante aeronaves comerciales equipadas. Por otro lado, los documentos guía [ST12](#) y [ST13](#) ofrecen orientación sobre el mapeo urbano y la participación ciudadana, con el fin de obtener variaciones espaciales y temporales precisas de la contaminación en entornos urbanos, así como aumentar la concienciación sobre este problema.

Hemos presentado estos STs en numerosas reuniones con las partes interesadas y discutido sus contenidos en colaboración con AQUILA y, en numerosos casos, desarrollados conjuntamente con ACTRIS. En este documento mostramos cómo acceder a los documentos guía y ejemplos del valor añadido que aporta la implementación de estos STs. Esperamos que las RDVCA y otros actores implicados encuentren en estos un apoyo útil tanto para la aplicación de la NDECA como para continuar mejorando la CA en Europa.

RI-URBANS D55 (D7.6): Resumen y valor añadido de la medición de nuevos contaminantes de CA

12. REFERENCIAS

- Aas, W., Fagerli, H., Alastuey, A., Cavalli, F., Degorska, A., Feigenspan, S., ... & Yttri, K.E., 2024. Trends in Air Pollution in Europe, 2000–2019. *Aerosol Air Qual. Res.*, 24, 230237. <https://doi.org/10.4209/aaqr.230237>.
- Amato, F., Alastuey, A., Karanasiou, A., Lucarelli, F., Nava, S., Calzolari, G., Severi, ... & Querol, X., 2016. AIRUSE-LIFE+: A harmonized PM speciation and source apportionment in five southern European cities, *Atmos. Chem. Phys.*, 16, 3289–3309; <https://doi.org/10.5194/acp-16-3289-2016>.
- AQEG-UK, 2020. Non-methane Volatile Organic Compounds in the UK. UK Air Quality Expert Group. DEFRA, 91 pp. https://uk-air.defra.gov.uk/library/reports.php?report_id=1003
- Argyropoulos, G., Besis, A., Voutsas, D., Samara, C., Sowlat, M.H., Hasheminassab S., 2016. Source apportionment of the redox activity of urban quasi-ultrafine particles (PM_{0.49}) in Thessaloniki following the increased biomass burning due to the economic crisis in Greece. *Sci. Total Environ.*, 568 124-136, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.217>
- Bates, J.T., Weber, R.J., Abrams, J., Verma, V., Fang, T., Klein, M., Strickland, M.J.,.... & Russell, A.G., 2015. Reactive Oxygen Species Generation Linked to Sources of Atmospheric Particulate Matter and Cardiorespiratory Effects. *Environ. Sci. Technol.* 49, 13605–13612. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02967>
- Bones, D.L., Henricksen, D.K., Mang, S.A., Sams, M., Bateman, A.P., ... & Nizkorodov, S.A., 2010. Appearance of strong absorbers and fluorophores in limonene O₃ secondary organic aerosol due to NH₄⁺ -mediated chemical aging over long time scales, *J. Geophys. Res.*, 115, D05203, <https://doi.org/10.1029/2009JD012864>.
- Cape, J.N., Van der Eerden, L.J., Sheppard, L.J., Leith, I.D., Sutton, M.A., 2009. Evidence for changing the critical level for ammonia. *Environ. Pollut.*, 157, 1033-1037. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.09.049>.
- Cassee, F.R., Morawska, L., Peters, A., 2019. Ambient ultrafine particles: evidence for policy makers. Thinking Outside the Box Report. [https://efca.net/files/WHITE%20PAPER-UFP%20evidence%20for%20policy%20makers%20\(25%20OCT\).pdf](https://efca.net/files/WHITE%20PAPER-UFP%20evidence%20for%20policy%20makers%20(25%20OCT).pdf)
- Canonaco, F., Slowik, J. G., Baltensperger, U. and Prévôt, A. S. H.: Seasonal differences in oxygenated organic aerosol composition, 2015. Implications for emissions sources and factor analysis, *Atmos. Chem. Phys.*, 15, 12, 6993–7002, <https://doi.org/10.5194/acp-15-6993-2015>.

- Diesch, J.M., Drewnick, F., Klimach, T., Borrmann, S., 2013. Investigation of gaseous and particulate emissions from various marine vessel types measured on the banks of the Elbe in Northern Germany. *Atmos. Chem. Phys.*, 13, 3603–3618, <https://doi.org/10.5194/acp-13-3603-2013>
- Dominutti, P.A., Borlaza, L.J.S., Sauvain, J.J., Thuy, V.D.N, Houdier, S., Suarez, G., & Uzu, G., 2023. Source apportionment of oxidative potential depends on the choice of the assay: insights into 5 protocols comparison and implications for mitigation measures. *Environ. Sci.: Atmos.*, 3, 1497, <https://doi.org/10.1039/D3EA00007A>
- Dominutti, P. A., Jaffrezo, J.-L., Marsal, A., Mhadhbi, T., Elazzouzi, R., Rak, C., Cavalli, F., Uzu, G., 2024. An interlaboratory comparison to quantify oxidative potential measurement in aerosol particles: challenges and recommendations for harmonisation. *Atmos. Meas. Tech. Discuss.*, <https://doi.org/10.5194/amt-2024-107>
- Dufresne, M., 2022. Sources et déterminants des composés organiques volatils à Marseille [École des Mines de Douai] <https://theses.hal.science/tel-04018229>
- EEA, 2022. Sources and emissions of air pollutants in Europe. <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2022/sources-and-emissions-of-air-pollutants>.
- EEA, 2023a. Europe's air quality status 2023 Briefing no. 05/2023; <https://www.eea.europa.eu/publications/europes-air-quality-status-2023>
- Garcia-Marlès, M., Lara, R., Reche, C., Pérez, N, Tobías, A., Savadkoohi, M., Beddows, D., et al., 2024a. Inter-annual trends of ultrafine particles in urban Europe. *Environ. Int.*, 185, 108510, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108510>
- Garcia-Marlès, M., Lara, R., Reche, C., Pérez, N, Tobías, A., Savadkoohi, M., Beddows, D., et al., 2024b. Source apportionment of ultrafine particles in urban Europe. *Environ. Int.*, 194, 109149, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.109149>
- GAW-WMO, 2017. WMO Global Atmosphere Watch (GAW) Implementation Plan: 2016-2023, Report, 228; https://library.wmo.int/?lvl=notice_display&id=19823#.X8ZYImhKhPY.
- Goldsmith, C.-A., Frevert, C., Imrich, A., Sioutas, C., Kobzik, L., 1997. Alveolar Macrophage Interaction with Air Pollution Particulates. *Environ. Health Perspect.* 105, 1191. <https://doi.org/10.2307/3433531>
- Grange, S.K., Uzu, G., Weber, S., Jaffrezo, J.L., Hueglin, C., 2022. Linking Switzerland's PM 10 and PM 2.5 oxidative potential (OP) with emission sources. *Atmos. Chem. Phys.*, 22, 10, 7029-7050. <https://doi.org/10.5194/acp-22-7029-2022>

- Gu, S., Guenther, A., and Faiola, C., 2021. Effects of anthropogenic and biogenic volatile organic compounds on Los Angeles air quality, *Environ. Sci. Technol.*, 55, 12191-12201, <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.1c01481>
- Hettelingh, J.P., Posch, M. and Slootweg, J., 2017, European critical loads: database, biodiversity and ecosystems at risk, CCE Final Report 2017, Coordination Centre for Effects, Bilthoven, Netherlands. <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2017-0155.pdf>.
- Hopke, P.K., Querol, X., 2022. Is Improved Vehicular NO_x Control Leading to Increased Urban NH₃ Emissions? *Environ. Sci. Technol.*, 56, 11926-11927. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c04996>.
- Hopke, P.K., Chen, Y., Chalupa, D.C., Rich, D.Q., 2024. Long term trends in source apportion particle number concentrations in Rochester NY. *Environ. Pollut.* 347, 123708. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123708>
- In 't Veld, M., Alastuey, A., Pandolfi, M., Amato, F., Pérez, N., Reche, C., Via, M., Minguillón, M.C., Escudero, M., Querol, X., 2022. Compositional changes of PM_{2.5} in NE Spain during 2009–2018: A trend analysis of the chemical composition and source apportionment, *Sci. Total Environ.*, 795, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148728>.
- In 't Veld, M., Pandolfi, M., Amato, F., Perez, N., Reche, C., Dominutti, P., ... & Uzu, G., 2023a. Discovering oxidative potential (OP) drivers of atmospheric PM₁₀, PM_{2.5}, and PM₁ simultaneously in North-Eastern Spain. *Sci. Total Environ.*, 857, 159386. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159386>
- In 'tVeld, M., Seco, R., Reche C., Pérez, N., Alastuey, A., Portillo-Estrada, M., ... & Yáñez-Serrano, A.M. 2024. Identification of volatile organic compounds and their sources driving ozone and secondary organic aerosol formation in NE Spain, *Sci. Total Environ.*, 906, 167159; <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167159>
- Janssen, N.A.H., Strak, M., Yang, A., Hellack, B., Kelly, F.J., Kuhlbusch, T.A.J., ... & Hoek, G., 2014. Associations between three specific a-cellular measures of the oxidative potential of particulate matter and markers of acute airway and nasal inflammation in healthy volunteers. *Occup. Environ. Med.* 72, 49–56. <https://doi.org/10.1136/oemed-2014-102303>
- Jung, J. G., Fountoukis, C., Adams, P. J. and Pandis, S. N., 2010. Simulation of in situ ultrafine particle formation in the eastern United States using PMCAMx-UF. *J. Geophys. Res.*, 115, D03203, <https://doi.org/10.1029/2009jd012313>
- Krupa, S.V. 2003. Effects of atmospheric ammonia (NH₃) on terrestrial vegetation: a review. *Environ. Poll.*, 124, 2, 179-221. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00434-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00434-7).

- Lewis, A. C., Evans, M. J., Hopkins, J. R., Punjabi, S., Read, K. A., Purvis, R. M.,... & Parrington, M., 2013. The influence of forest fires on the global distribution of selected non-methane organic compounds. *Atmos. Chem. Phys.*, 13, 851-867, <https://doi.org/10.5194/acp-13-851-2013>.
- Liu, X., Lara, R., Dufresne, M., Wu, L., Wang, T., Monge, M., Reche, C., Di Leo, A., Lanzani, G., ... & Querol, X., 2024a. Variability of ambient air ammonia in urban Europe (Finland, France, Italy, Spain, and the UK). *Environ. Int.*, 185, 108519. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108519>
- Liu, X., Zhang, X., Wang, T., Jin, B., Wu, L., Lara, R., Monge, M., Reche, C., ... & Querol, X., 2024b. PM10 bound trace elements in panEuropean urban atmosphere, *Environ. Res.*, 119630; <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119630>
- Liu, X., Zhang, X., Jin, B., Wang, T., Din, V.N.T., Jaffrezo, J-L., Uzu, G., Dominutti, P., ... & Querol, X., 2025a. Source apportionment of PM10 based on offline chemical speciation data in urban Europe, *npj Clim. Atmos. Sci.*, 8, 255; <https://doi.org/10.1038/s41612-025-01097-7>
- Liu X., Zhang X., Dufresne M., Wu L., Wang T., Lara R., Seco R., Monge M., Yañez-Serrano A.M., ... & Salameh T., 2025b, Variability of ambient volatile organic compounds in European cities, Under review.
- Liu, X., Zhang, X., Dufresne, M., Wang, T., Wu, L., Lara, R., Seco, Monge, M., ..., & Salameh, T., 2025c. Exploring the variations in ambient BTEX in urban Europe and its environmental health implications, *Atmos. Chem. Phys.*, 25, 1, 625-638; <https://doi.org/10.5194/acp-25-625-2025>.
- Lorentz, H., Janicke, U., Jakobs, H., Schmidt, W., Hellebrandt, P., Ketzler, M., Gerwig, H., 2019. UFP dispersion modelling at and around Frankfurt airport (FRA), Germany. 19th Int. Conf. on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Bruges, H19-082, https://www.harmo.org/Conferences/Proceedings/_Bruges/publishedSections/H19-082%20Helmut%20Lorentz.pdf
- Menut, L., Cholakian, A., Pennel, R., Siour, G., Mailler, S., Valari, M., Lugon, L., Meurdesoif, Y., 2024. The CHIMERE chemistry-transport model v2023r1. *Geosci. Model Dev.*, 17, 5431–5457, <https://doi.org/10.5194/gmd-17-5431-2024>
- Mészáros, E., 1993. Global and Regional Changes in Atmospheric Composition, CRC Press 1st edition, ISBN-13:978-0873716628, 192 pp.
- Paatero, P., Tappert, U., 1994. Positive matrix factorization: A non-negative factor model with optimal utilization of error estimates of data values, *Environmetrics*, 5, 111–126; <https://doi.org/10.1002/env.3170050203>
- Paatero, P., & Hopke, P. K., 2009. Rotational tools for factor analytic models. *J. Chemometrics*, 23, 2, 91-100. <https://doi.org/10.1002/cem.1197>.

RI-URBANS D55 (D7.6): Resumen y valor añadido de la medición de nuevos contaminantes de CA

- Paciga, A. L., Riipinen, I., and Pandis, S. N., 2014. Effect of Ammonia on the Volatility of Organic Diacids, *Environ. Sci. Technol.*, 48, 13769–13775, <https://doi.org/10.1021/es5037805>
- Pandolfi, M., Amato, F., Reche, C., Alastuey, A., Otjes, R.P., Blom, M.J., Querol, X., 2012. Summer ammonia measurements in a densely populated Mediterranean city. *Atmos. Chem. Phys.*, 12, 7557-7575. <https://doi.org/10.5194/acp-12-7557-2012>.
- Paraskevopoulou, D., Bougiatioti, A., Stavroulas, I., Fang, T., Lianou, M., ... & Mihalopoulos, N., 2019. Yearlong variability of oxidative potential of particulate matter in an urban Mediterranean environment. *Atmos. Environ.* 206, 183–196. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.02.027>
- Patoulias, D., Fountoukis, C., Riipinen, I., and Pandis, S. N., 2015. The role of organic condensation on ultrafine particle growth during nucleation events. *Atmos. Chem. Phys.*, 15, 6337–6350, <https://doi.org/10.5194/acp-15-6337-2015>.
- Pietrogrande, M.C., Dalpiaz, C., Dell’Anna, R., Lazzeri, P., Manarini, F., Visentin, M., Tonidandel, G., 2018. Chemical composition and oxidative potential of atmospheric coarse particles at an industrial and urban background site in the alpine region of northern Italy. *Atmos. Environ.* 191, 340–350. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.08.022>
- Reche, C., Viana, M., Pandolfi, M., Alastuey, A., Moreno, T., Amato, F., Ripoll, A., Querol, X., 2012. Urban NH₃ levels and sources in a Mediterranean environment. *Atmos. Environ.*, 57, 153-164. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.04.021>
- Reche, C., Viana, M., Karanasiou, A., Cusack, M., Alastuey, A., Artiñano, B., Revuelta, M.A., López-Mahía, P., Blanco-Heras, G., Rodríguez, S., 2015. Urban NH₃ levels and sources in six major Spanish cities. *Chemosphere*, 119, 769-777. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.07.097>
- Reche, C., Perez, N., Alastuey, A., Cots, N., Pérez, E., Querol, X., 2022. 2011–2020 trends of urban and regional ammonia in and around Barcelona, NE Spain. *Chemosphere* 304, 135347. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135347>
- Rivas, I., Beddows, D.C., Amato, F., Green, D.C., Järvi, L., Hueglin, C., Reche, C., et al., 2020. Source apportionment of particle number size distribution in urban background and traffic stations in four European cities. *Environ. Int.*, 135, 105345, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105345>
- Sandradewi, J., Prévôt, A.S.H., Szidat, S., Perron, N., Alfarra, M.R., Lanz, V.A., Weingartner, E., Baltensperger, U.R.S., 2008. Using aerosol light absorption measurements for the quantitative determination of wood burning and traffic emission contribution to particulate matter. *Environ. Sci. Technol.* 42, 3316–3323. <https://doi.org/10.1021/es702253m>

RI-URBANS D55 (D7.6): Resumen y valor añadido de la medición de nuevos contaminantes de CA

- Sarnat, S.E., Chang, H.H., Weber, R.J., 2016. Ambient PM_{2.5} and Health: Does PM_{2.5} Oxidative Potential Play a Role? *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, 194, 530–531. <https://doi.org/10.1164/rccm.201603-0589ED>
- Savadkoohi, M., Pandolfi, M., Favez, O., Putaud, J., Eleftheriadis, K., Fiebig, M., Hopke, P.K., Laj, P., & Querol, X., 2024. Recommendations for reporting equivalent black carbon (eBC) mass concentrations based on long-term pan-European in-situ observations. *Environ. Int.* 185. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108553>
- Savadkoohi, M., Pandolfi, M., Reche, C., Niemi, J. V, Mooibroek, D., Titos, G., Green, D.C., Tremper, A.H., & Querol, X., 2023. The variability of mass concentrations and source apportionment analysis of equivalent black carbon across urban Europe. *Environ. Int. J.* 178. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.108081>
- Scotto, F., Bacco, D., Lasagni, S., Trentini, A., Poluzzi, V., & Vecchi, R, 2021. A multi-year source apportionment of PM_{2.5} at multiple sites in the southern Po Valley (Italy), *Atmos. Pollut. Res.*, 12(11), 101192; <https://doi.org/10.1016/j.apr.2021.101192>.
- Shen, J., Taghvaei, S., La, C., Oroumijeh, F., Liu, J., Jerrett, M., Weichenthal, S., ... & Paulson, S.E., 2022. Aerosol Oxidative Potential in the Greater Los Angeles Area: Source Apportionment and Associations with Socioeconomic Position. *Environ. Sci. Technol.* 56, 17795–17804. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c02788>
- Stacey B., Harrison R.M., Pope F., 2020. Evaluation of ultrafine particle concentrations and size distributions at London Heathrow Airport. *Atmos. Environ.*, 222, 117148, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.117148>
- Sutton, M. A., Howard, C. M., Mason, K. E., Brownlie, W. J., Cordovil, C. M. d. S. (eds.), 2022. Nitrogen Opportunities for Agriculture, Food & Environment. UNECE Guidance Document on Integrated Sustainable Nitrogen Management. UK Centre for Ecology & Hydrology, Edinburgh, UK. https://unece.org/sites/default/files/2022-11/UNECE_NitroOps%20red.pdf.
- Trechera, P., Garcia-Marlès, M., Liu, X., Reche, C., Pérez, N., ... & Querol X., 2023. Phenomenology of ultrafine particle concentrations and size distribution across urban Europe. *Environ. Int.*, 172, 107744, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.107744>
- UNECE, 2007. Review of the 1999 Gothenburg Protocol. Report on the Workshop on Atmospheric Ammonia: Detecting Emission Changes and Environmental Impacts. Report to the 39th Session of the Working Group on Strategies and Review. ECE/EB.AIR/WG.5/2007/3. http://www.ammonia-ws.ceh.ac.uk/documents/ece_eb_air_wg_5_2007_3_e.pdf.
- Uzu, G., Sauvain, J.J., Baeza-Squiban, A., Riediker, M., Hohl, M.S.S., Val, S., Tack, K., Denys, S., Pradère, P., Dumat, C., 2011. In vitro assessment of the pulmonary toxicity and gastric availability

- of lead-rich particles from a lead recycling plant. *Environ. Sci. Technol.* 45, 7888–7895. <https://doi.org/10.1021/es200374c>
- Van Damme, M., Clarisse, L., Whitburn, S., Hadji-Lazaro, J., Hurtmans, D., Clerbaux, C., Coheur, P., 2018. Industrial and agricultural ammonia point sources exposed. *Nature* 564, 99-103. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0747-1>.
- Via, M., Minguillón, M.C., Reche, C., Querol, X., Alastuey, A., 2021. Increase in secondary organic aerosol in an urban environment. *Atmos. Chem. Phys.* 21, 8323–8339, <https://doi.org/10.5194/acp-21-8323-2021>.
- Venecek, M.A., Carter, W.P. & Kleeman, M.J., 2018. Updating the SAPRC Maximum Incremental Reactivity (MIR) scale for the United States from 1988 to 2010, *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 68, 1301-1316; <https://doi.org/10.1080/10962247.2018.1498410>.
- Visentin, M., Pagnoni, A., Sarti, E. and Pietrogrande, M.C., 2016. Urban PM2.5 oxidative potential: Importance of chemical species and comparison of two spectrophotometric cell-free assays, *Environ. Pollut.*, 219, 72–79, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.047>
- Vörösmarty, M., Uzu, G., Jaffrezo, J. L., Dominutti, P., Kertész, Z., Papp, E., and Salma, I., 2023. Oxidative potential in rural, suburban and city centre atmospheric environments in central Europe. *Atmos. Chem. Phys.*, 23, 22, 14255-14269, <https://doi.org/10.5194/acp-23-14255-2023>
- Vörösmarty, M., Hopke, P. K., Salma, I., 2024. Attribution of aerosol particle number size distributions to main sources using an 11-year urban dataset, *Atmos. Chem. Phys.*, 24, 5695–5712. <https://doi.org/10.5194/acp-24-5695-2024>.
- Weber, S., 2021. Source apportionment of the Oxidative Potential of aerosols, A visualisation tool and supplementary information, <http://getopstandop.u-ga.fr/>
- Weber, S., Uzu, G., Favez, O., Borlaza, L.J.S., Calas, A., Salameh, D., Chevrier, F., ... & Jaffrezo, J.-L., 2021. Source apportionment of atmospheric PM10 oxidative potential: synthesis of 15 year-round urban datasets in France. *Atmospheric Chem. Phys.* 21, 11353–11378. <https://doi.org/10.5194/acp-21-11353-2021>
- WHO, 2007. Health risks of heavy metals from long-range transboundary air pollution; <https://www.who.int/publications/i/item/9789289071796>.
- WHO, 2013. Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP Project Technical Report. <https://doi.org/10.1007/BF00379640>.
- WHO, 2021. WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. World Health Organization. 273 pp, <https://apps.who.int/iris/handle/10665/345329>

- Wu, Y., Li, G., Yang, Y., An, T., 2019. Pollution evaluation and health risk assessment of airborne toxic metals in both indoors and outdoors of the Pearl River Delta, China, *Environ. Res.*, 179, 108793; <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108793>.
- Zotter, P., Herich, H., Gysel, M., El-Haddad, I., Zhang, Y., Mocnik, G., Hüglin, C., ... & Prévôt, A.S.H., 2017. Evaluation of the absorption Ångström exponents for traffic and wood burning in the Aethalometer-based source apportionment using radiocarbon measurements of ambient aerosol. *Atmos. Chem. Phys.* 17, 4229–4249. <https://doi.org/10.5194/acp-17-4229-2017>