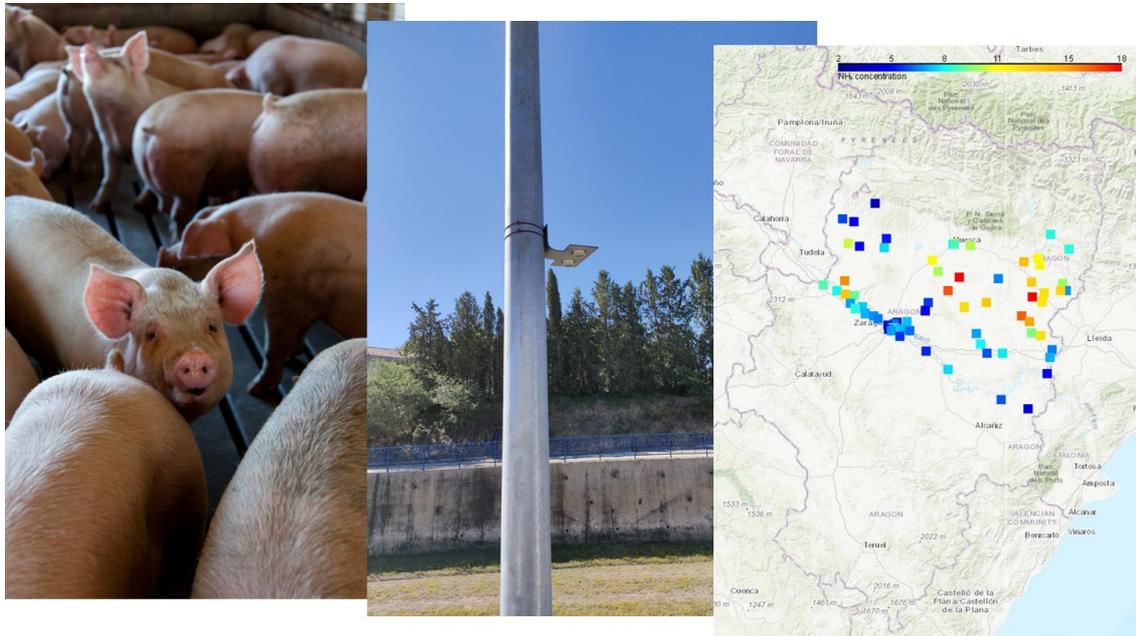


NIVELES DE NH_3 Y $\text{PM}_{2,5}$ EN PERIODO DE VERANO EN ZONAS URBANAS Y GANADERAS DE ARAGÓN



Informe para la Dirección General de Cambio Climático y Educación Ambiental de Gobierno de Aragón



Departamento de
Física Aplicada
Universidad Zaragoza

Diciembre 2022

Autores

Coordinador: Miguel Escudero (Departamento de Física Aplicada, Universidad de Zaragoza)
mescu@unizar.es

Miguel Arner (Universidad de Zaragoza) *799719@unizar.es*

Vanesa Bes (Universidad de Zaragoza) *799556@unizar.es*

José Hernández de la Torre (Universidad de Zaragoza) *738151@unizar.es*

Julia Marín (Departamento de Física Aplicada, Universidad de Zaragoza) *jmarinsaez@unizar.es*

Juan Hierro (Centro Universitario de la Defensa de Zaragoza) *hierro@unizar.es*

Esther Borrás (Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo) *esther@ceam.es*

Amalia Muñoz (Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo) *amalia@ceam.es*

Cristina Reche (Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua CSIC)
cristina.reche@idaea.csic.es

Xavier Querol (Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua CSIC)
xavier.querol@idaea.csic.es

Índice general

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS	1
1.1. Introducción	1
1.1.1. Amoníaco (NH ₃)	1
1.1.2. Material particulado atmosférico (PM _{2,5})	3
1.2. Objetivos	4
2. METODOLOGÍA	5
2.1. Mediciones de NH ₃	5
2.2. Especiación de PM _{2,5}	7
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	11
3.1. Contexto meteorológico	11
3.2. Niveles de NH ₃	13
3.3. Composición de PM _{2,5} en Bujaraloz	16
4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	23
5. REFERENCIAS	25
ANEXOS	29

Capítulo 1

INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

1.1. Introducción

1.1.1. Amoníaco (NH₃)

El NH₃ es un gas alcalino primario y la tercera especie nitrogenada más común en la atmósfera, después del gas nitrógeno y el óxido nitroso (Seinfeld y Pandis, 1998). El amoníaco del aire es emitido por fuentes naturales y antropogénicas. La principal fuente en el mundo es el sector agroganadero es el responsable de más del 70 % debido a la generación y gestión de estiércol de la ganadería. Las principales etapas en su cadena son el alojamiento (40 %), almacenamiento (20 %), aplicación (35 %) y pastoreo (5 %). Estas etapas no son independientes entre ellas: una mayor limpieza del cobertizo o el cubrimiento del estiércol evitan una pérdida de nitrógeno de este. Por ende, una buena estrategia para disminuir las emisiones se debe basar en una aplicación de bajas emisiones (CEPE, 2020). En este sentido, las macroinstalaciones ganaderas tienen una gran relevancia ya que se estima que un 4 % de las granjas producen un 80 % del estiércol mundial (TFRN, 2010). En Europa, el 50 % de las emisiones del ganado proviene del vacuno, el 30 % del porcino y el 20 % del avícola (Amann et al., 2017).

Un 20 % de las emisiones proviene del uso de fertilizantes minerales, principalmente el basado en la urea, muy barato y ampliamente utilizado en Alemania, donde alrededor de un 25 % de las emisiones de amoníaco provienen de fertilizantes (Amann et al., 2018).

Un porcentaje menor, alrededor del 10 % proviene del tráfico, los hogares y la industria (CEPE, 2020). Sin embargo, este tipo de emisiones sí tiene importancia en el impacto sobre la salud ya que se producen principalmente en zonas densamente pobladas y contaminadas por otras especies. Así, en zonas urbanas, principalmente en zonas céntricas, con más densidad de coches y menos capacidad de dispersión, el tráfico es una fuente principal (Reche et al., 2015). Se cree que el aumento de importancia de esta fuente se debe a la incorporación de catalizadores de urea a los vehículos de gasolina (Huai et al., 2003; Heeb et al., 2012). En Barcelona en 2010 también se encontró una correlación muy fuerte entre la concentración de amoníaco y el número de contenedores incluso mayor que con el tráfico (Reche et al., 2012).

Los principales efectos sobre la salud del amoníaco son indirectos y se deben a la formación de materia particulada (PM) de tipo secundario inorgánico como nitrato amónico o sulfato amónico (Loubet et al., 2009). El amoníaco neutraliza diferentes especies atmosféricas, formándose y condensando así sales de amonio como el nitrato amónico, NH₄NO₃, y el sulfato amónico,

$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, que componen una parte importante de la fracción $\text{PM}_{2.5}$ (partículas con diámetro aerodinámico menor de $2.5 \mu\text{m}$). Este proceso se conoce como “proceso de gas a partícula” (Behera y Sharma, 2012). Un estudio realizado en París a principios de 2020 mostró que, aunque se redujeron los niveles de NO_x , precursor importante de la formación de estas partículas, el nivel de estas aumentó en estrecha relación con el amoníaco atmosférico (Viatte et al., 2021). El control del NH_3 se presenta como un reto de salud ambiental ya que se estima que una reducción del 50 % de las emisiones a la atmósfera supondría una reducción de la mortalidad por contaminación atmosférica de alrededor de 250.000 personas (Pozzer et al., 2017).

El amoníaco es la especie de nitrógeno atmosférico con mayor deposición en la vegetación terrestre. En las zonas cercanas a su fuente (4-5 km) produce daños foliares visibles. El amoníaco es absorbido por los brotes y el amonio (NH_4^+), cuyos aerosoles se forman en la atmósfera a partir de este, entran en la planta por los brotes y raíces. Lejos de su fuente, los efectos del amoníaco en la vegetación se deben a efectos indirectos, como las variaciones en la concentración de SO_2 (Krupa, 2003). La mayor parte del NH_3 emitido se deposita en ecosistemas terrestres y marinos, produciendo acidificación y eutrofización de los medios. Unos niveles muy altos, por lo tanto, afectan negativamente a los ecosistemas, disminuyendo la biodiversidad y degradando la calidad del agua y el suelo (Van Damme et al., 2021). Asimismo, la deposición de amoníaco puede alterar las tasas de emisión de gases efecto invernadero aumentando las de N_2O o reducir el consumo de CH_4 (Loubet et al., 2009).

Las concentraciones de amoníaco a nivel global muestran una tendencia creciente. Van Damme et al. (2021) mostraron aumentos de un $12.8 \pm 1.30 \%$ en el mundo en el intervalo 2008-2018. En Europa las tendencias en ese periodo difieren regionalmente ya que en Europa Occidental y del Sur se registraron subidas importantes de $20.8 \pm 4.3 \%$ mientras que en Europa del Norte hubo disminuciones moderadas ($-5.8 \pm 0.61 \%$) y en Europa Oriental (incluyendo Rusia) las caídas fueron relevantes ($-29.0 \pm 7.30 \%$).

En concreto en España el número de estudios sobre concentraciones de NH_3 en aire ambiente son escasos y, generalmente, centrados en el ámbito urbano. En Barcelona (Reche et al., 2012) se hallaron niveles de $9.5 \mu\text{g m}^{-3}$ en verano de 2010 y $4.4 \mu\text{g m}^{-3}$ en el invierno 2010-2011, más alto que en otras zonas urbanas en Europa. En invierno son más altos en los lugares con mayor tráfico, decreciendo un 55 % al alejarse 50 m de las emisiones directas del tráfico. Además se encontró correlación entre el número de contenedores de basura y la concentración de amoníaco en la atmósfera. Un estudio posterior (Reche et al., 2015), tras estudiar varias ciudades españolas, halló que los niveles de amoníaco en invierno son más altos que en verano en Barcelona y Madrid y al revés en A Coruña, Valencia, Huelva y Santa Cruz de Tenerife. La correlación entre el número de vehículos y la concentración de amoníaco es elevada, salvo cuando se consideraron datos de A Coruña y Valencia.

En cuanto a tendencias, la disponibilidad de datos en superficie en España son escasos y sólo se dispone de un estudio reciente (Reche et al., 2022) en el que, en el periodo 2011-2020 se han encontrado un incremento significativo del 9.4 % por año en el fondo urbano de Barcelona y tendencias crecientes en verano del 16.0 % por año en zonas rurales de Cataluña.

1.1.2. Material particulado atmosférico (PM_{2,5})

El PM_{2,5} es la fracción del PM con diámetro menor a 2.5 μm . Dentro del PM se incluyen partículas sólidas y líquidas incluyendo el agua.

El material particulado se clasifica según su origen (natural y antrópico), y su mecanismo de formación que, generalmente, determina su tamaño. Las nanopartículas (<0.05 μm) se suelen formar por nucleación, el resto de las partículas ultrafinas (<0.1 μm) se suelen formar por coagulación, el resto de las partículas finas (<1 μm) por acumulación, y las partículas gruesas (>1 μm) por procesos mecánicos.

Los principales componentes del PM_{2,5} son:

- La materia mineral o crustal que provienen de actividades antropogénicas (resuspensión del tráfico, actividades de construcción, agricultura o industria) o naturales (resuspensión eólica o transporte de polvo a larga distancia desde zonas desérticas).
- El aerosol marino, con mayor concentración en zonas más cercanas a la costa.
- Los compuestos carbonosos (OM+EC) que provienen de emisiones primarias de hollín en procesos de combustión incluido el tráfico (el carbono elemental o EC) o por bioaerosoles y otros compuestos secundarios generados por la transformación de compuestos orgánicos volátiles (la materia orgánica u OM).
- Los compuestos secundarios inorgánicos (NH_4^+ , SO_4^{2-} , NO_3^-) formados en la atmósfera por reacción de, principalmente, SO_2 , NO_x y NH_3 (gases precursores).
- Elementos traza en menor concentración.

La presencia de PM_{2,5} se asocia a efectos sobre la salud. La mayoría de los estudios usan la mortalidad para analizar los efectos sobre la salud, aunque algunos también usan los ingresos diarios hospitalarios. El PM_{2,5} ocasiona muertes prematuras, ataques de asma, bronquitis crónica, cáncer, enfermedades cardiovasculares y diabetes, entre otros. Se estima que en el mundo el PM_{2,5} ocasiona un 3 % de las muertes por cáncer cardiopulmonar y un 5 % del pulmonar, además de reducir la esperanza de vida 8,6 meses de media (Kim et al., 2015). En la Unión Europea, 379.000 muertes prematuras se asocian a la exposición a PM_{2,5} (AEMA, 2020).

Los efectos del PM sobre la vegetación y los ecosistemas de la vegetación dependen del vigor, la viabilidad competitiva y la aptitud reproductiva de cada planta. Sus contenidos ácidos y alcalinos pueden ocasionar daño foliar y en el crecimiento de de las plantas, al igual que el amoníaco. Los principales problemas sobre los ecosistemas son la acidificación y la saturación por nitrógeno (Grantzet al., 2003; in't Veld et al., 2021).

Los aerosoles atmosféricos también contribuyen al cambio climático dispersando y absorbiendo la radiación solar y alterando la dinámica de la formación de las nubes, entre otros efectos. En este campo se tienen incertidumbres asociadas con el impacto del black carbon y su capacidad de reducir el calentamiento global por lo que se sigue investigando (Fuzziet al., 2015). Por último, el material particulado también tiene efectos sobre los materiales de construcción y otros (Belon y Haynie, 1975)

La evolución de las concentraciones de PM_{2,5} apuntan a una reducción de los niveles incluso en un contexto de aumento de precursores como el NH_3 ya que se han aplicado medidas de control

de emisiones a nivel industrial, doméstico y vehicular. POr ejemplo en Barcelona (fondo urbano-industrial) y en el Montseny (fondo rural), los niveles de $PM_{2,5}$ se han reducido en un 2.8 % año⁻¹ y un 3.3 % año⁻¹ respectivamente entre 2009 y 2018 (in't Veldet al., 2021).

En España, se realizaron campañas con dosimetría en ambientes urbanos debido a la necesidad de caracterizar fuentes específicas en ciudades pero no se ha estudiado en detalle el ámbito rural y, en particular, las regiones con una densidad elevada de explotaciones ganaderas. Cabe destacar que España lidera con un 22 % el número de cabezas de ganado porcino en Europa. Además, la citada producción está en claro incremento en España desde 2013. Dentro de España, Aragón lidera la clasificación de cabezas de cerdo con más de 877000 cerdos en 2020 y un incremento en el número de animales de casi un 38 % desde 2013. Si, además, consideramos que la segunda comunidad autónoma con más cabezas de ganado porcino es Cataluña, resulta que la zona del NE de la Península Ibérica es un hotspot de amoniaco a nivel europeo. Hasta ahora no se había hecho un estudio sobre NH_3 y su impacto sobre la formación de PM en Aragón.

1.2. Objetivos

El objetivo principal del presente estudio es **determinar los niveles de NH_3 en aire ambiente en Aragón en periodo de verano y su impacto en los niveles de $PM_{2,5}$** . Dicho objetivo se verá cumplimentado mediante la consecución de los siguientes objetivos secundarios:

- i) Analizar la variabilidad espacial de los niveles de NH_3 en zonas con fuerte actividad ganadera de porcino.
- ii) Analizar la variabilidad espacial de los niveles de NH_3 en zonas urbanas.
- iii) Estimar las diferencias entre zonas rurales agrícola-ganaderas y zonas urbanas de acuerdo a las fuentes existentes en cada zona.
- iv) Estudiar la composición del $PM_{2,5}$ en época estival en una zona con actividad ganadera de porcino.
- v) Valorar el impacto de los altos niveles de NH_3 en la formación de partículas secundarias en la zona de estudio durante el verano.

Capítulo 2

METODOLOGÍA

2.1. Mediciones de NH₃

Con el fin de evaluar las concentraciones de amoníaco, hemos hecho uso de captadores pasivos o dosímetros. Los dosímetros pasivos constan de un pequeño cilindro de polipropileno, de dimensiones: 10 mm de alto, 25 mm de diámetro externo y 20 mm de diámetro interno; que está cerrado por un extremo por una tapa también de polipropileno. En el interior del cilindro se introduce un filtro de fibra de vidrio impregnado en ácido cítrico con metanol y glicerina que se fija encajando un pequeño aro de dimensiones apropiadas. El lado opuesto del cilindro se tapa con un filtro de teflón de 1.2 μm de poro y una malla de acero inoxidable (porosidad del 38.5 %), todo ello fijado con una arandela. El aro y la arandela dejan una apertura de 20 mm a través de la cual se produce la difusión molecular del aire circundante.

Los captadores pasivos se colocan sobre un soporte diseñado a tal fin, que consta de una placa rectangular de PVC que presenta los orificios necesarios para la colocación de los pasivos de manera que el conjunto quede en disposición horizontal, con los elementos captadores dispuestos hacia abajo (Imagen 2.1). En cada punto se colocaron dos pasivos para disponer de mediciones duplicadas y reducir al máximo la pérdida de datos. Si ambos dosímetros se han analizado con normalidad, la medida de NH₃ se obtuvo promediando los dos valores de concentración obtenidos. De esta forma y también por una baja afección de vandalismo, se obtuvo un valor de concentración de NH₃ en el 97.4 % de los puntos en los que se dispusieron captadores pasivos.

El análisis en laboratorio de los filtros muestreados (llevado a cabo por el CEAM) se realiza mediante el método indofenol. El NH₃ es quimiadsorbido por el ácido fosfórico y se convierte en ión amonio (NH₄⁺), el cual se analiza por espectrofotometría con el método del indofenol, el cual produce un complejo colorante azulado. La determinación espectrofotométrica se realiza a una longitud de onda de 653 nm. La concentración de NH₄⁺ en la muestra corresponde a la masa de NH₃ recogida en los dosímetros. Las concentraciones en aire ambiente de NH₃ se determinan a partir de la masa recogida y del tiempo de muestreo a partir de la ley de Fick's, considerando en este caso los factores geométricos del aro de polipropileno, de la membrana de teflón, la malla de acero inoxidable y el anillo de acero a partir de la siguiente ecuación:

$$C = \frac{X}{TD} \cdot 0,40657$$

Donde:



Figura 2.1: Imagen de los dosímetros durante el muestreo.

C = Concentración de NH_3 en el aire en moles cm^{-3} .

X = Masa recogida por el dosímetro en moles.

T = Tiempo de muestro en segundos.

D = Coeficiente de difusión del gas en cm^2/s (para NH_3 es 0,242)

0,40657 = Constante calculada de la geometría del dosímetro tipo caja.

Posteriormente la concentración se transforma a $\mu\text{g m}^{-3}$ de aire.

Durante el muestreo se portaron pasivos como blancos de muestreo para descartar posibles contaminaciones durante la campaña.

La exposición de los filtros fue de un periodo de 15 días en Julio de 2022 entre el 7 y el 21 o el 8 y el 22, según la localización. Se tratan, pues, de medidas integradas a 15 días que permiten un análisis geográfico de las concentraciones pero no así un análisis de la evolución temporal de los niveles. Durante toda la ruta que se siguió en para colocar y retirar estos dosímetros, se mantuvieron refrigerados con ayuda de una nevera portátil y unos acumuladores de frío.

La elección de los puntos de muestreo se ha hecho teniendo en cuenta aquellas zonas en las que existen potenciales fuentes de emisión de amoniaco. En el ámbito rural se han elegido zonas con alta densidad de granjas, especialmente de porcino. Por ello, nos hemos centrado en las comarcas de Campo de Borja, Ribera alta del Ebro, Cinco Villas, Zaragoza, Hoya de Huesca, Somontano de Barbastro, Monegros, Ribera baja del Ebro, Bajo Aragón-Caspe, Bajo Cinca, Cinca medio, Litera y Ribagorza. En el ámbito urbano (Zaragoza, Huesca Fraga, Caspe, Utebo, Barbastro, Monzón y Binefar), se han ubicado puntos en zonas de tráfico y de fondo urbano en áreas céntricas y de expansión de las ciudades y algún otro punto suburbano en Zaragoza para valorar la influencia de la actividad agrícola que se lleva a cabo en el entorno de la ciudad. Se ha evitado colocar los puntos directamente junto a las fuentes emisoras (granjas,..) priorizando la evaluación de la exposición

de la de población por lo que se han buscado emplazamientos no céntricos en poblaciones de más de 600 habitantes. Por último, se han colocado captadores pasivos en el entorno de las dos depuradoras (EDAR) de Zaragoza y de Mercazaragoza para valorar la posible influencia de fuentes específicas de NH_3 .

A la hora del análisis e interpretación de los datos también habrá que tener en cuenta la orografía y climatología de la zona. Se trata de una zona con un clima semiárido y escasa pluviometría, exceptuando alguna zona de la provincia de Huesca. Temperaturas de contraste, fríos inviernos y veranos muy calurosos, con influencia mediterránea. Existe un viento predominante canalizado a través del Valle del Ebro que puede alcanzar altas velocidades en determinados puntos.

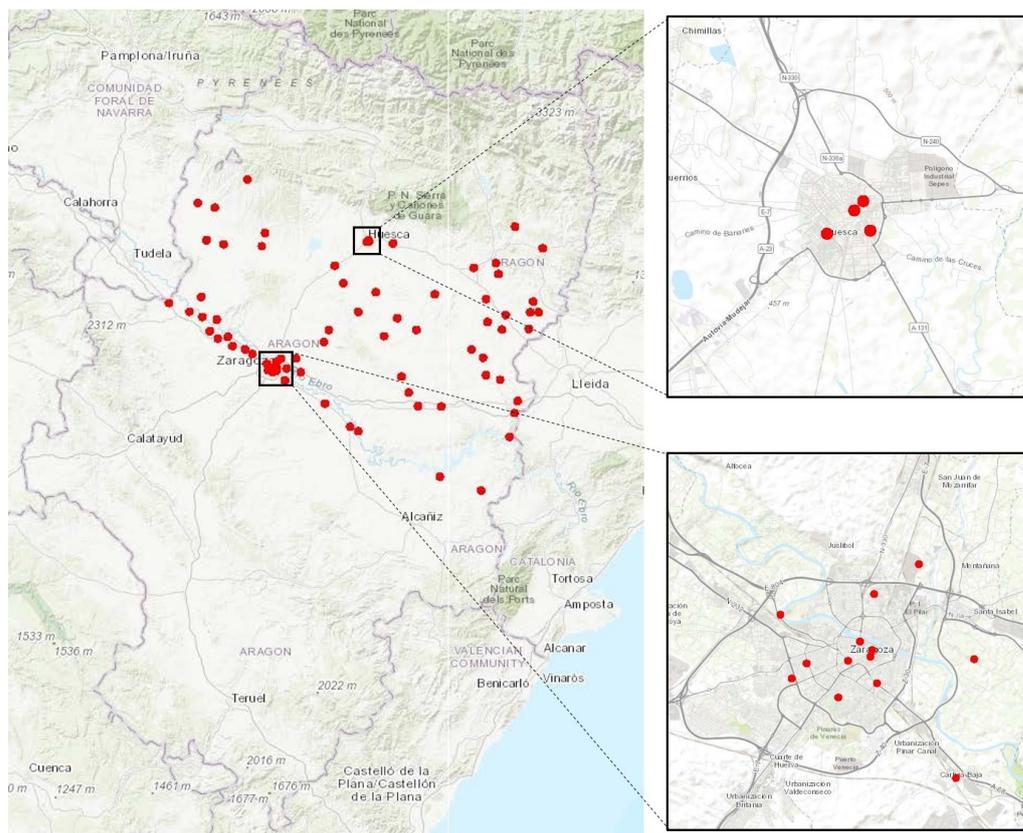


Figura 2.2: Ubicación de los puntos de muestreo de NH_3 .

2.2. Especiación de $PM_{2,5}$

Para la determinación de los niveles y composición del $PM_{2,5}$ se han recogido muestras diarias en la cabina de control de calidad del aire del Gobierno de Aragón en Bujaraloz. En ella contamos con un captador gravimétrico de alto volumen con un caudal de aspiración de $30\text{ m}^3/\text{h}$, al cual se le ha colocado un cabezal de corte para partículas con un tamaño igual o inferior a 2.5 micras de diámetro. Se han colocado 15 filtros en el captador para recoger muestras con resolución diaria desde el 8 hasta el 22 de Julio de 2022. Los filtros empleados para el estudio son de microfibras de cuarzo PALLFLEX.

Después de la determinación de los niveles máxicos de $PM_{2,5}$ por gravimetría, se han analizado químicamente por parte del IDAEA-CSIC. Una fracción de 1/4 de cada filtro se introduce en una

Tabla 2.1: Datos de los puntos de muestreo de NH₃.

LUGAR	INICIO	FINAL	LONGITUD (°E)	LATITUD (°N)	ALTITUD (m)	TIPO
Mercazaragoza	07/07	21/07	-0.85	41.69	199	URBANA FONDO
Villamayor de Gállego	07/07	21/07	-0.77	41.69	232	RURAL
Perdiguera	07/07	21/07	-0.63	41.75	474	RURAL
Leciñena	07/07	21/07	-0.61	41.80	416	RURAL
Castejón de Monegros	07/07	21/07	-0.24	41.62	464	RURAL
La Almolida	07/07	21/07	-0.20	41.56	472	RURAL
Bujaraloz	07/07	21/07	-0.15	41.51	328	RURAL
La Puebla de Alfindén	07/07	21/07	-0.75	41.64	198	SUBURBANA
Movera (Zaragoza)	07/07	21/07	-0.82	41.65	199	SUBURBANA
Cesareo Alierta (Zaragoza)	07/07	21/07	-0.87	41.64	199	URBANA TRÁFICO
Renovales (Zaragoza)	07/07	21/07	-0.89	41.63	199	URBANA FONDO
Vía Hispanidad-Gómez Laguna (Zaragoza)	07/07	21/07	-0.92	41.64	199	URBANA TRÁFICO
Parque Delicias (Zaragoza)	07/07	21/07	-0.91	41.65	199	URBANA FONDO
Paseo Pamplona (Zaragoza)	07/07	21/07	-0.89	41.65	199	URBANA TRÁFICO
Mercado Central (Zaragoza)	07/07	21/07	-0.88	41.66	199	URBANA FONDO
Plaza S.Pedro Nolasco (Zaragoza)	07/07	21/07	-0.88	41.65	199	URBANA FONDO
Coso (Zaragoza)	07/07	21/07	-0.88	41.65	199	URBANA TRÁFICO
Paseo Alberto Casañal (Zaragoza)	07/07	21/07	-0.87	41.68	199	URBANA FONDO
Peñalba	08/07	22/07	-0.04	41.50	254	RURAL
Fraga	08/07	22/07	0.35	41.52	125	URBANA FONDO
Torrente de Cinca	08/07	22/07	0.34	41.48	108	RURAL
Mequinzenza	08/07	22/07	0.31	41.39	78	RURAL
Fabara	08/07	22/07	0.17	41.18	254	RURAL
Caspe	08/07	22/07	-0.04	41.23	149	URBANA FONDO
Gelsa	08/07	22/07	-0.46	41.41	147	RURAL
Quinto de Ebro	08/07	22/07	-0.50	41.43	158	RURAL
Fuentes de Ebro	08/07	22/07	-0.63	41.51	192	RURAL
La Cartuja (Zaragoza)	08/07	22/07	-0.83	41.60	199	SUBURBANA
Erla	07/07	21/07	-0.95	42.12	426	RURAL
Luna	07/07	21/07	-0.93	42.17	468	RURAL
Luesia	07/07	21/07	-1.02	42.37	806	RURAL
Biota	07/07	21/07	-1.19	42.26	483	RURAL
Sádaba	07/07	21/07	-1.27	42.28	439	RURAL
Ejea de los Caballeros (Santa Anastasia)	07/07	21/07	-1.23	42.14	346	RURAL
Ejea de los Caballeros	07/07	21/07	-1.14	42.12	349	URBANA FONDO
Tauste	07/07	21/07	-1.26	41.92	293	RURAL
Remolinos	07/07	21/07	-1.18	41.84	228	RURAL
Parque Deportivo Ebro (Zaragoza)	08/07	22/07	-0.92	41.67	199	URBANA FONDO
Utebo	08/07	22/07	-1.00	41.71	211	URBANA FONDO
Casetas	08/07	22/07	-1.03	41.72	223	SUBURBANA
Pinseque	08/07	22/07	-1.10	41.74	230	RURAL
Alagón	08/07	22/07	-1.12	41.77	235	RURAL
Figueruelas	08/07	22/07	-1.17	41.76	252	RURAL
Pedrola	08/07	22/07	-1.21	41.79	296	RURAL
Boquiñeni	08/07	22/07	-1.25	41.85	225	RURAL
Gallur	08/07	22/07	-1.32	41.87	254	RURAL
Mallén	08/07	22/07	-1.42	41.90	286	RURAL
Ronda Montearagón (Huesca)	07/07	21/07	-0.41	42.14	488	URBANA TRÁFICO
Plaza López Allúe (Huesca)	07/07	21/07	-0.41	42.14	488	URBANA FONDO
Martínez Velasco (Huesca)	07/07	21/07	-0.41	42.13	488	URBANA TRÁFICO
IES Sierra de Guara (Huesca)	07/07	21/07	-0.40	42.13	488	URBANA FONDO
Siétamo	07/07	21/07	-0.28	42.13	559	RURAL
Barbastro	07/07	21/07	0.13	42.03	343	URBANA FONDO
Estadilla	07/07	21/07	0.24	42.05	450	RURAL
Fonz	07/07	21/07	0.26	42.01	471	RURAL
Graus	07/07	21/07	0.34	42.19	542	RURAL
Benabarre	07/07	21/07	0.48	42.11	774	RURAL
Alcampell	07/07	21/07	0.43	41.91	495	RURAL
Albelda	07/07	21/07	0.46	41.86	360	RURAL
Tamarite de Litera	07/07	21/07	0.42	41.86	360	RURAL
Altorricon	07/07	21/07	0.41	41.80	252	RURAL
Monzón	07/07	21/07	0.19	41.92	273	URBANA FONDO
Binefar	07/07	21/07	0.29	41.85	283	URBANA FONDO
Esplús	07/07	21/07	0.27	41.80	277	RURAL
Binaced	07/07	21/07	0.20	41.83	290	RURAL
Almudévar	08/07	22/07	-0.58	42.04	418	RURAL
Tardienta	08/07	22/07	-0.53	41.98	382	RURAL
Robres	08/07	22/07	-0.46	41.87	400	RURAL
Lanaja	08/07	22/07	-0.33	41.77	360	RURAL
Sariñena	08/07	22/07	-0.16	41.80	281	RURAL
Ballovar	08/07	22/07	0.19	41.62	162	RURAL
Zaidín	08/07	22/07	0.26	41.61	182	RURAL
Belver de Cinca	08/07	22/07	0.18	41.69	200	RURAL
Alcolea de Cinca	08/07	22/07	0.12	41.72	202	RURAL
Peralta de Alcofea	08/07	22/07	-0.07	41.93	402	RURAL
Lalueza	08/07	22/07	-0.26	41.84	297	RURAL
Grañén	08/07	22/07	-0.37	41.94	330	RURAL

bomba de PFA de 60 ml (75 psi) junto con 2.5 ml HNO_3 y 5 ml HF. Las bombas se cierran y se ponen en una estufa a $90\text{ }^\circ\text{C}$ y, posteriormente, se evaporan en una placa a $250\text{ }^\circ\text{C}$. Una vez obtenido un residuo seco, este se disuelve por adición de 2.5 ml de HNO_3 , se añade agua bi-distilada (grado MilliQ) y se enrasa a 25 ml en un matraz aforado para obtener soluciones finales del 5 % HNO_3 que son posteriormente analizadas. Las concentraciones de los elementos de interés en las soluciones resultantes de la digestión ácida de los filtros se analizan mediante Espectrometría Atómica de Emisión con Fuente de Plasma Acoplada Inductivamente (ICP-AES) para la determinación de las concentraciones de elementos mayores, y mediante Espectrometría de Masas con Fuente de Plasma Acoplada Inductivamente (ICP-MS) para la determinación de las concentraciones de elementos traza. Por cada tanda de 30 filtros se digiere una fracción equivalente de 2 filtros blancos. Las concentraciones obtenidas al filtro blanco se sustraen de las concentraciones determinadas en los filtros muestreados.

Para las determinaciones de las fases solubles (NH_4^+ , Cl^- , SO_4^{2-} y NO_3^-) se realiza el lixiviado con agua de una fracción de 1/4 de filtro con 30 ml de agua bi-distilada de calidad MilliQ a $90\text{ }^\circ\text{C}$ en bombas cerradas de PFA durante 12 horas. Una vez obtenidos los lixiviados, éstos se centrifugan y se analizan las soluciones obtenidas (30 ml). La solución obtenida se lleva al laboratorio de Cromatografía Iónica para la determinación de las concentraciones de los componentes inorgánicos solubles. La medida de las concentraciones de Cl^- , SO_4^{2-} y NO_3^- se lleva a cabo con un cromatógrafo iónico (CI, Dionex Aquion Thermo Scientific). Las concentraciones de NH_4^+ se realizan con un electrodo selectivo (Thermo Scientific modelo Orión 9512HPBNWP).

La determinación de los niveles de concentración de carbono elemental y orgánico (EC y OC) se lleva a cabo con un analizador termo-óptico SUNSET utilizando el procedimiento UNE-EN 16909 para medir EC y OC en muestras ambiente de material particulado depositado en filtros. El método se basa en la volatilización y la oxidación de los componentes de PM que contienen carbono, la cuantificación del carbono liberado, con la corrección óptica para el CP (carbono pirolítico). Por ello, se coloca un punch de filtro (1 cm^2) en el horno del instrumento y se purga con helio. En un primer modo (gas portador inerte), la temperatura del horno se aumenta volatilizando OC. Después se cambia el gas portador a 2 % de O_2 en He y se inicializa una segunda rampa de temperatura.

La concentración de SiO_2 se estima a partir de la concentración de Al_2O_3 ($SiO_2 = 3*Al_2O_3$). La concentración de OM se obtiene a partir de la de OC mediante la relación $OM = 1.7*OC$.

Capítulo 3

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este apartado presentaremos los resultados obtenidos en la campaña de NH_3 y en los análisis de los componentes de $\text{PM}_{2.5}$. Previamente se detallarán los resultados del análisis de la situación meteorológica acaecida durante los 15 días de muestreo.

3.1. Contexto meteorológico

La campaña se llevó a cabo entre los días 7 y 22 de Julio de 2022. Para ese periodo se han extraído datos de parámetros meteorológicos de cuatro estaciones de la red Autonómica de calidad del aire: Fuentes de Ebro, Huesca, Bujaraloz y Monzón. Todas ellas en el dominio cubierto en la campaña de NH_3 .

La Tabla 3.1 muestra los valores promedio, máximo y mínimo de distintos parámetros meteorológicos así como el valor acumulado de precipitación en el periodo de la campaña. Se puede observar que el periodo de la campaña fue seco (precipitaciones prácticamente nulas en todas las estaciones) y muy caluroso con temperaturas promedio, máximas y mínimas elevadas. Las temperaturas promedio rondaron los $30\text{ }^\circ\text{C}$ alcanzando y superando los $40\text{ }^\circ\text{C}$ en sus valores máximos. Los niveles de humedad relativa (HR) promedio fueron moderados aunque se observa una alta dispersión entre valores máximos y mínimos con picos de alta HR especialmente en Bujaraloz y Monzón. La velocidad del viento (VV) fue en general floja con promedios entre 0.5 y 0.9 m s^{-1} . Se observan valores promedio y pico más elevados en Fuentes de Ebro que en el resto de estaciones por la canalización del valle del Ebro.

Los resultados de análisis de la dirección del viento se presentan en la Figura 3.1. La rosa de vientos de Fuentes de Ebro muestra las dos direcciones de viento dominantes típicamente en el valle del Ebro que se alinean en la dirección del valle: una componente NW con vientos generalmente de más intensidad y otra SE con vientos más suaves. Estas dos direcciones se adivinan también en Bujaraloz (cercano al valle) aunque los vientos son de menor intensidad y la orientación de los dos modos de circulación fueron SW y NE. En Monzón y Huesca, la circulación fue dominante del sur con una componente mayoritaria SE en Monzón por la canalización por el Cinca.

En la evolución temporal de las distintas variables meteorológicas (Figura 3.2) podemos observar que las temperaturas sufrieron un aumento progresivo desde el 7/7 hasta alcanzar el máximo el 13/7 y continúan elevadas hasta el 17/7 para descender ligeramente después aunque el 22/7 repun-

Tabla 3.1: Valores promedio, máximo y mínimo de temperatura, radiación solar, humedad relativa y velocidad del viento y precipitación acumulada en Fuentes de Ebro, Huesca, Bujaraloz y Monzón entre el periodo 7-22/7 de 2022.

		Fuentes de Ebro	Huesca	Bujaraloz	Monzón
Temperatura (°C)	Media	31.1	32.3	28.3	29.3
	Máx.	39.4	41.5	40.2	42.1
	Mín.	23.3	19.0	15.5	18.2
Radiación solar ($W m^{-2}$)	Media	206.8	164.4	310.5	145.3
	Máx.	621.0	648.0	944.0	947.0
Humedad relativa (%)	Media	41	26	47	48
	Máx.	76	61	89	93
	Mín.	12	7	14	21
Velocidad del viento ($m s^{-1}$)	Media	0.9	0.6	0.5	0.5
	Máx.	3.0	2.1	2.0	1.5
	Mín.	0.1	0.0	0.1	0.0
Precipitación acumulada ($l m^{-2}$)		0.1	n.d.	0.4	0.0

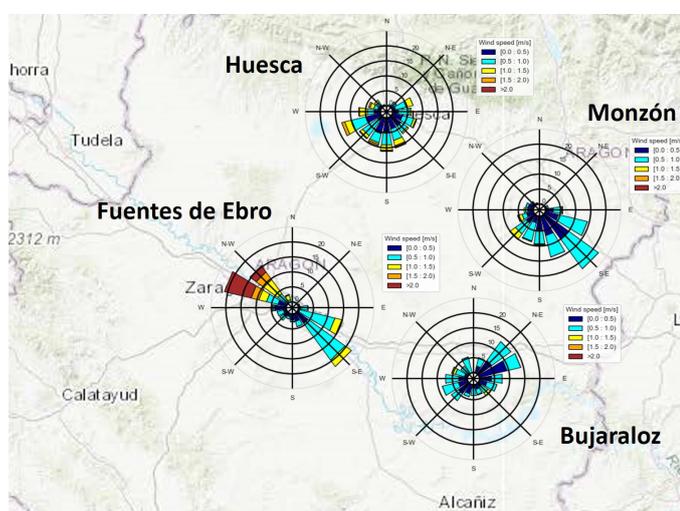


Figura 3.1: Rosas de viento de Fuentes de Ebro, Huesca, Bujaraloz y Monzón correspondientes al periodo 7-22/7 de 2022.

tan moderadamente. La HR se comporta de manera aproximadamente opuesta ya que desciende hasta un mínimo el 16/7 volviendo a repuntar hasta el final de la campaña. Los máximos de HR se dan en las primeras horas de cada día. Estos picos llegan a ser altos al principio y al final del periodo salvo en Huesca donde el carácter puramente urbano de la cabina puede reducir la humedad. Se produce una reducción ligera de la radiación solar (RS) que minimiza el 16/7 recuperándose después. En las series de velocidad y dirección del viento podemos observar que entre el 7/7 y el 10/7 el viento fue en general de componente W en todas las estaciones con modificaciones según la ubicación de cada cabina (NW en Fuentes de Ebro, W-SW en Bujaraloz y SW-S en Huesca y Monzón). Coinciden estas fechas con los periodos con mayor intensidad de viento salvo en Huesca destacando Fuentes de Ebro. Del 10/7 al 17/7 las velocidades del viento son bajas y la dirección es S en Huesca y Monzón mientras que en Fuentes de Ebro y Bujaraloz oscila a lo largo del día de NW a E. El viento se reactivo levemente del 17/7 al 22/7 especialmente en Huesca y Fuentes de Ebro aunque los vientos fueron en este periodo preferentemente de componente S, SE o E.

3.2 Niveles de NH₃

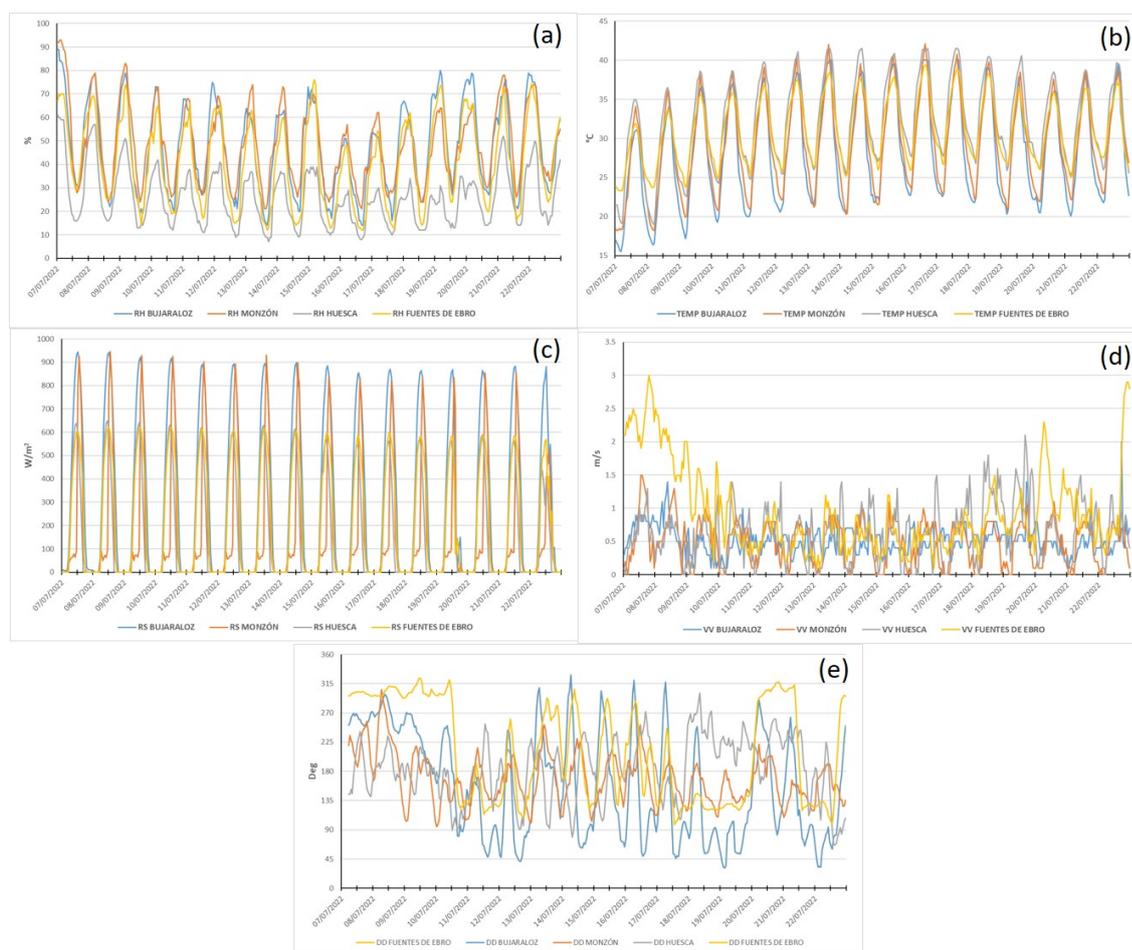


Figura 3.2: Series temporales de humedad relativa (a), temperatura (b), radiación solar (c), velocidad del viento (d) y dirección del viento (e) en Fuentes de Ebro, Huesca, Bujaraloz y Monzón correspondientes al periodo 7-22/7 de 2022. Para la dirección del viento se muestra la serie temporal de la media octohoraria móvil de los promedios horarios.

3.2. Niveles de NH₃

En el mapa presentado en la Figura 3.3 se pueden observar las concentraciones promedio de NH₃ obtenidas en la campaña realizada entre el 7 y el 22 de Julio de 2022. La Tabla 5.1 presenta los valores de concentración individuales de cada punto para su consulta. Por último, la Tabla 3.2 presenta la comparativa de las concentraciones obtenidas en Aragón en este estudio con las obtenidas en otros trabajos realizados en España.

En términos generales las concentraciones son altas, máxime al compararlas con las obtenidas en otros estudios. Por tipo de ubicación en los puntos de tipo urbano de tráfico se han registrado concentraciones promedio de 7.3 y 9.4 $\mu\text{g m}^{-3}$ en Zaragoza y Huesca respectivamente. Estos valores son del orden de los encontrados en verano en Barcelona pero muy por encima del resto de ciudades estudiadas. La misma situación se observa para los puntos de fondo urbano ya que los niveles promedio encontrados en este trabajo (6.4-13.8 $\mu\text{g m}^{-3}$) sólo son comparables a los obtenidos en ubicaciones de fondo urbano en Barcelona pero superan en un amplio margen los de otras grandes ciudades en España.

Los puntos suburbanos, todos ellos en el entorno de Zaragoza, presentaron concentraciones

Tabla 3.2

Referencia	Localización	Periodo	NH ₃ (μg m ⁻³)	Técnica de medida
Urbano tráfico				
Reche et al. (2012)	Barcelona	Jul 2010	8.1 ± 4.2	Captadores pasivos
		Ene 2010	4.5 ± 1.2	
Pandolfi et al. (2012)	Barcelona	May – Jun 2011	5.6 ± 2.1	AiRRmonia
Reche et al. (2015)	Barcelona	Jul 2010	7.6 ± 1.5	Captadores pasivos
		Ene 2011	4.6 ± 1.5	
	Madrid	Jul 2011	2.4 ± 1.1	
		Mar 2011	2.4 ± 1.3	
	A Coruña	Jul 2011	0.8 ± 0.7	
		Oct 2010	1.6 ± 2.0	
	Valencia	Jun 2011	0.5 ± 0.4	
		Feb 2011	1.4 ± 1.0	
	Huelva	Jun 2011	1.2 ± 0.7	
		Nov 2010	1.6 ± 0.6	
Sta. Cruz de Tenerife	Sep 2011	0.5		
	Dic 2010	1.3 ± 0.2		
Reche et al. (2022)	Barcelona	2014 – 2018	5.3	Captadores pasivos
Este estudio	Zaragoza	Jul 2022	7.3 ± 2.3	Captadores pasivos
	Huesca	Jul 2022	9.4 ± 2.1	
Urbano fondo				
Reche et al. (2012)	Barcelona	Jul 2010	10.6 ± 9.2	Captadores pasivos
		Ene 2010	3.9 ± 2.1	
Pandolfi et al. (2012)	Barcelona	May – Sep 2011	2.2 ± 1.0	AiRRmonia
		May – Jun 2011	2.6 ± 1.1	
Reche et al. (2015)	Barcelona	Jul 2010	10.6 ± 7.3	Captadores pasivos
		Ene 2011	3.9 ± 2.5	
	Madrid	Jul 2011	1.7 ± 1.0	
		Mar 2011	1.6 ± 1.0	
	A Coruña	Jul 2011	0.6 ± 0.5	
		Oct 2010	1.2 ± 1.0	
	Valencia	Jun 2011	0.5 ± 0.4	
		Feb 2011	1.4 ± 1.0	
	Huelva	Jun 2011	0.9 ± 0.8	
		Nov 2010	1.3 ± 9.2	
Sta. Cruz de Tenerife	Sep 2011	0.9 ± 0.9		
	Dic 2010	1.5 ± 0.7		
Reche et al. (2022)	Barcelona		2.1	Captadores pasivos
Este estudio	Zaragoza		6.4 ± 1.6	Captadores pasivos
	Huesca		10.5 ± 2.4	
	Utebo		6.5	
	Ejea de los Caballeros		4.9	
		Jul 2022	6.0	
	Fraga		6.5	
	Binefar		12.2	
	Monzón		13.2	
	Barbastro		13.8	
	Suburbano			
.	Madrid	Dic 2014 – Ene 2015	2.17 ± 1.70	CEAS
Este estudio	Zaragoza	Jul 2022	6.4 ± 0.7	Captadores pasivos
Rural				
Reche et al., (2012)	Montseny	Jul 2010	1.9	Captadores pasivos
García-Gómez (2016)	Can Balasc (Barcelona)	Feb 2011 – Feb 2013	1.0 ± 1.0	Captadores pasivos
	La Castanya (Barcelona)		0.7 ± 0.1	
	Tres Cantos (Madrid)		0.7 ± 0.1	
	Carrascal (Navarra)		2.5 ± 0.2	
Reche et al., (2022)	Montseny	2011 - 2020	0.9	Captadores pasivos
	Montsec		1.6	
Este estudio	Localidades de entre 600 y 10000 habitantes en Aragón	Jul 2022	9.4 ± 3.9	Captadores pasivos

3.2 Niveles de NH₃

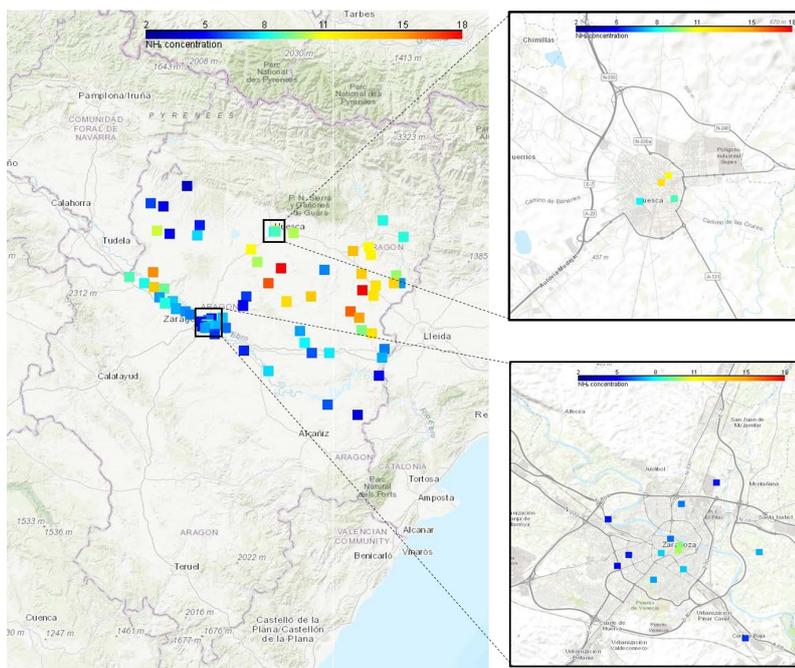


Figura 3.3: Distribución espacial de concentraciones promedio de NH₃ en los puntos seleccionados..

promedio de $6.4 \mu\text{g m}^{-3}$ triplicando las registradas en zonas suburbanas de Madrid.

En los puntos rurales (la mayoría en este estudio) los niveles promedio encontrados alcanzaron los $9.4 \mu\text{g m}^{-3}$ con valores máximos de hasta $15.5 \mu\text{g m}^{-3}$. Aunque los puntos elegidos no pueden considerarse de fondo rural, es evidente los altos niveles en el ámbito rural probablemente asociado a la actividad ganadera.

Para evidenciar la influencia de la actividad ganadera sobre los niveles de NH₃ en aire ambiente de las zonas rurales, se han correlacionado las concentraciones obtenidas en los puntos no urbanos con el número de cabezas de ganado de porcino y de bovino en granjas a 5 km a la redonda (Figura 3.4). Para ello se han obtenido los datos de las cabezas de ganado del visor que INstituto Aragonés de Gestión Ambiental (INAGA) tiene disponible online (Visor INAGA). El coeficiente de correlación encontrado es de 0.4 dando cuenta del impacto de la presencia de la ganadería en el entorno de los puntos y las concentraciones de NH₃.

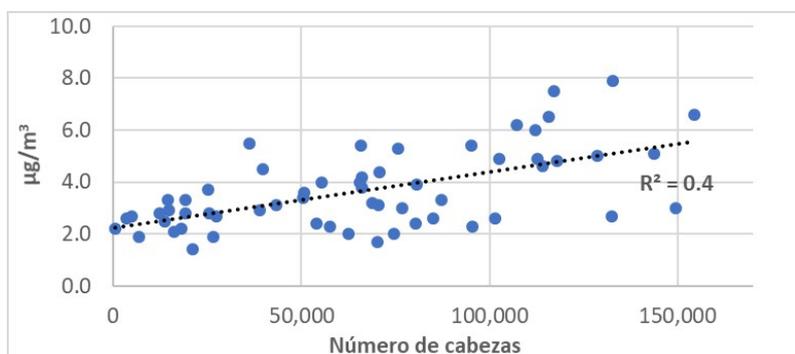


Figura 3.4: Correlación entre niveles de NH₃ en ubicaciones no urbanas y la cantidad de cabezas de ganado bovino y porcino en explotaciones localizadas en 5 kilómetros a la redonda.

Geográficamente se destacan los niveles encontrados en la zona E y NE del dominio donde

se encuentran las comarcas de Hoya de Huesca, Somontano de Barbastro, Monegros, Bajo Cinca, Cinca medio, Litera y Ribagorza. Este área tiene una muy alta densidad de granjas de porcino. Llama la atención que el norte de este área, con menos densidad de explotaciones ganaderas, también registra niveles muy elevados lo que puede deberse a transporte de NH_3 hace el flanco norte ya que, como se ha detallado con anterioridad, el viento sopló predominantemente del S. Otra zona con niveles elevados es el S de Cinco Villas en el entorno de Tauste y Ejea de los Caballeros que también tiene una alta densidad de explotaciones ganaderas de porcino.

En el valle del Ebro las concentraciones son, en términos relativos, más bajas que en las regiones anteriores. Ello se debe a tres razones principales. En primer lugar, la densidad de explotaciones ganaderas y, en particular, de porcino es menos elevada especialmente en el valle del Ebro central. En segundo lugar, las velocidades del viento en el valle fueron más elevadas que en otros puntos del dominio lo que favoreció la dispersión y dilución. Por último, las direcciones del viento a lo largo del eje del valle no favorecieron el transporte de masas de aire desde las zonas con mayores tasas de emisión de NH_3 . Los niveles más bajos se registraron en los extremos NW y SE del dominio.

Respecto a las concentraciones en las zonas urbanas más pobladas, Zaragoza y Huesca, es en esta segunda donde los niveles de NH_3 fueron más elevados pese a ser mucho menos poblada debido a que el fondo en la región de Huesca es más elevado y, adicionalmente, se recibieron contribuciones provenientes de las zonas ganaderas ubicadas al SE de la ciudad. En ambas ciudades se observa que los puntos más céntricos registraron concentraciones más altas que los ubicados en zonas de ensanche de las ciudades. Esto se debe a una mayor densidad de fuentes en los centros y peores condiciones dispersivas debido a unas vías más estrechas, más congestión de tráfico, etc.

3.3. Composición de $\text{PM}_{2,5}$ en Bujaraloz

En la Tabla 3.3 se muestran los niveles promedio, máximo y mínimo de las concentraciones de los componentes mayoritarios del $\text{PM}_{2,5}$ en Bujaraloz entre el 8 y el 22 de Julio de 2022. La Tabla 3.4 muestra estos mismos estadísticos para los componentes minoritarios. Por otro lado, en la Figura 3.5 se muestran las contribuciones promedio de agrupaciones de elementos según su origen: OM+EC, Compuestos secundarios inorgánicos o CIS ($\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$), Materia mineral ($\text{CO}_3^{2-} + \text{SiO}_2 + \text{Al}_2\text{O}_3 + \text{Ca} + \text{Fe} + \text{K} + \text{Mg}$), Aerosoles marinos ($\text{Na} + \text{Cl}$) y fracción indeterminada que está compuesta eminentemente por agua.

La concentración media de $\text{PM}_{2,5}$ en el periodo de estudio en Bujaraloz fue $16 \mu\text{g m}^{-3}$. La fracción mayoritaria es la indeterminada ($5.4 \mu\text{g m}^{-3}$, 33 %) lo que puede deberse a dos factores principales. Por un lado los picos de HR detectados en Bujaraloz que está cerca del valle del Ebro. Como se puede observar en la Figura 3.6, los máximos diarios de HR se correlacionan con las fracciones indeterminadas a lo largo del periodo de estudio. En segundo lugar, en filtros con poca carga másica como es el caso en Bujaraloz tanto por ser un emplazamiento rural como por tratarse de la fracción fina, la proporción de agua que se puede eliminar en el acondicionamiento en el laboratorio es siempre menor especialmente en verano por las condiciones ambientales. Se puede concluir que en un muestreo de larga duración que cubriese diferentes situaciones climáticas esta fracción indeterminada se reduciría.

Los aerosoles carbonosos suponen el 29 % con una concentración promedio de $4.7 \mu\text{g m}^{-3}$

3.3 Composición de PM_{2.5} en Bujaraloz

Tabla 3.3: Componentes mayoritarios (en $\mu\text{g m}^{-3}$) del PM_{2.5} en Bujaraloz en el periodo 8-22/7 de 2022.

	Bujaraloz (N=15)		
	Promedio	Min	Max
PM _{2.5}	16	11	24
OC	2.6	1.7	3.5
EC	0.2	0.1	0.3
OM+EC	4.7	3.1	6.1
CO ₃ ²⁻	1.1	0.4	3.0
SiO ₂	1.0	0.4	3.0
Al ₂ O ₃	0.3	0.1	1.0
Ca	0.7	0.2	2.0
Fe	0.1	<0.1	0.3
K	0.2	0.1	0.3
Mg	0.1	<0.1	0.3
Na	0.1	0.1	0.1
SO ₄ ²⁻	1.9	1.4	2.8
NO ₃ ⁻	0.3	0.2	0.4
Cl	<0.1	<0.1	0.1
NH ₄ ⁺	0.5	0.3	0.6
Mineral	3.4	1.3	9.8
Marino	0.1	0.1	0.2
CIS	2.6	2.0	3.6
EC+OM	4.7	3.1	6.1
Indeterminado	5.4	4.3	6.4

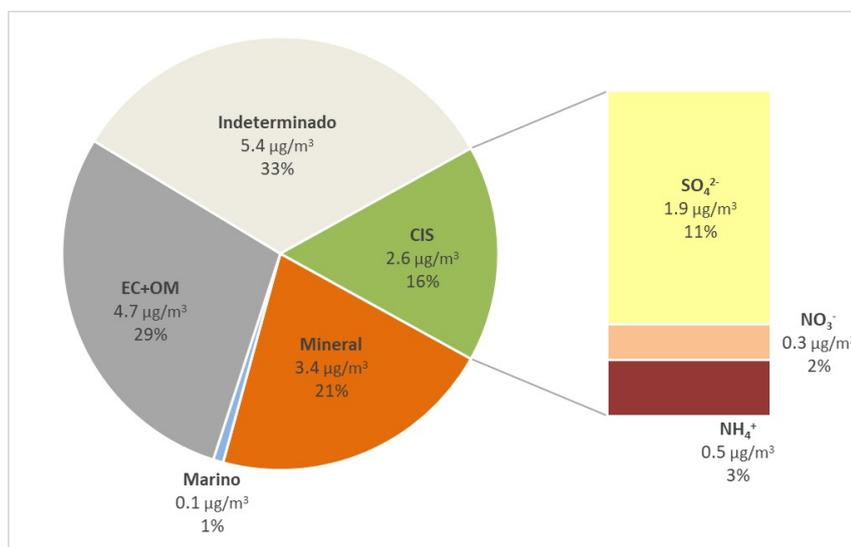


Figura 3.5: Contribuciones promedio de agrupaciones de elementos a la composición del PM_{2.5} en Bujaraloz durante el periodo 8-22/7 de 2022. Por su relación con la presencia del NH₃ se han desglosado las contribuciones de los Compuestos Inorgánicos Secundarios.

(Figura 3.5). El origen habitual del EC es el tráfico y otros procesos de combustión como la quema de biomasa. La fracción de OM (del inglés Organic Matter) está compuesta de una compleja mezcla de bioaerosoles primarios así como de compuestos orgánicos secundarios de muy diferente origen (tráfico, combustión, emisiones biogénicas, emisiones difusas industriales, etc) siendo este segundo grupo los más abundantes en la fracción $PM_{2.5}$. Las concentraciones de aerosoles carbonosos en Bujaraloz en este estudio son más elevados que los encontrados en $PM_{2.5}$ de ubicaciones de fondo rural en España ($3.7-3.8 \mu g m^{-3}$; CSIC, 2012). Más adelante, en la discusión sobre la evolución temporal de los niveles, se relacionarán los niveles de EC y OM con incendios forestales acaecidos en el NE de la Península Ibérica entre el 14 y el 24 de Julio de 2022.

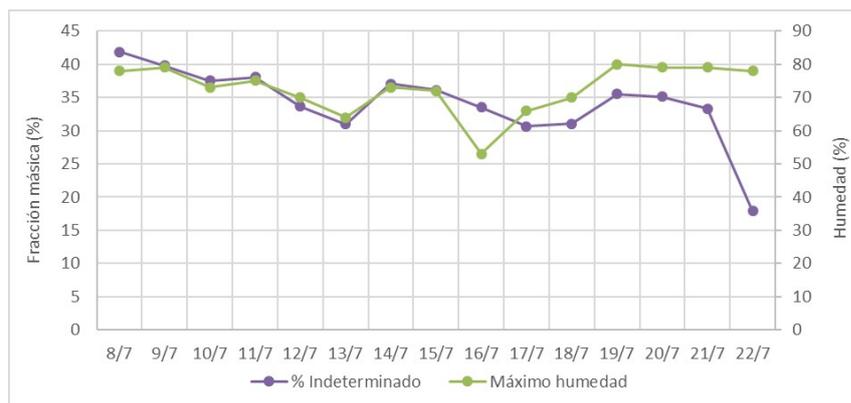


Figura 3.6: Series temporales del máximo diario de HR y de porcentaje de fracción indeterminada en las muestras de $PM_{2.5}$ de Bujaraloz recogidas durante el periodo 8-22/7 de 2022.

La materia mineral alcanzó en promedio $3.4 \mu g m^{-3}$ lo que supuso el 21 % del $PM_{2.5}$ (Figura 3.5). Estos niveles son considerablemente más altos que los encontrados para esta fracción en otras ubicaciones de fondo rural en España y comparables a las registradas en emplazamientos de tipo urbano donde la resuspensión producida por la rodadura de vehículos contribuye a elevar los niveles crustales. Esto se debe a la aridez de la zona donde se encuentra Bujaraloz pero también hay un efecto estival asociado a la baja precipitación y a la llegada de polvo mineral del norte de Africa entre los días 16 y 25 de Julio. En consecuencia, un muestreo que cubriese todo el periodo anual es posible que redujese parcialmente la cantidad relativa de materia mineral en el $PM_{2.5}$.

La fracción de CIS alcanzó el 16 %, en promedio, de la concentración másica de $PM_{2.5}$ con $2.6 \mu g m^{-3}$ (Figura 3.5). Estos son niveles considerablemente más bajos que los reportados para ubicaciones rurales en España que se sitúan en $4.4-5.1 \mu g m^{-3}$. En Bujaraloz las tres especies que componen esta fracción registraron bajas concentraciones: $1.9 \mu g m^{-3}$ de SO_4^{2-} , $0.3 \mu g m^{-3}$ de NO_3^- y $0.5 \mu g m^{-3}$ de NH_4^+ . Los niveles reducidos de CIS son indicativos de bajos aportes de NO_x y de unas tasas de volatilización de los compuestos particulados ($(NH_4)_2SO_4$ y NH_4NO_3) en las condiciones de altas temperaturas durante el periodo de muestreo. De nuevo se debe señalar que un muestreo que se llevase a cabo en otras situaciones climáticas a lo largo del año podría eventualmente dar lugar a comportamientos diferentes en los CIS.

Por último, los aerosoles marinos constituyen la fracción menos abundante ($0.1 \mu g m^{-3}$ y 1 %) debido a que las partículas de origen marino son predominantemente de tamaño grueso y por la lejanía de la zona de estudio a la costa.

La evolución de los niveles y de las contribuciones relativas de los distintos componentes del

3.3 Composición de PM_{2.5} en Bujaraloz

PM_{2.5} a lo largo del periodo de muestreo se puede consultar en la Figura 3.7. Los niveles de PM_{2.5} tuvieron una tendencia creciente a lo largo del periodo de estudio. Los primeros 4 días (8-11/7) las concentraciones se mantuvieron por debajo de los 15 $\mu\text{g m}^{-3}$ con tasas de materia mineral del 10 % (1.3-1.9 $\mu\text{g m}^{-3}$) aproximadamente, fracción indeterminada de entorno al 40 % (4.6-5.1 $\mu\text{g m}^{-3}$), OM+EC de un 30 % (3.1-4.1 $\mu\text{g m}^{-3}$) y CIS de casi un 20 % (2.0-2.5 $\mu\text{g m}^{-3}$). Este periodo coincide con el periodo de transporte del W en Bujaraloz con velocidades de viento más elevadas que el resto del periodo y temperaturas algo más bajas.

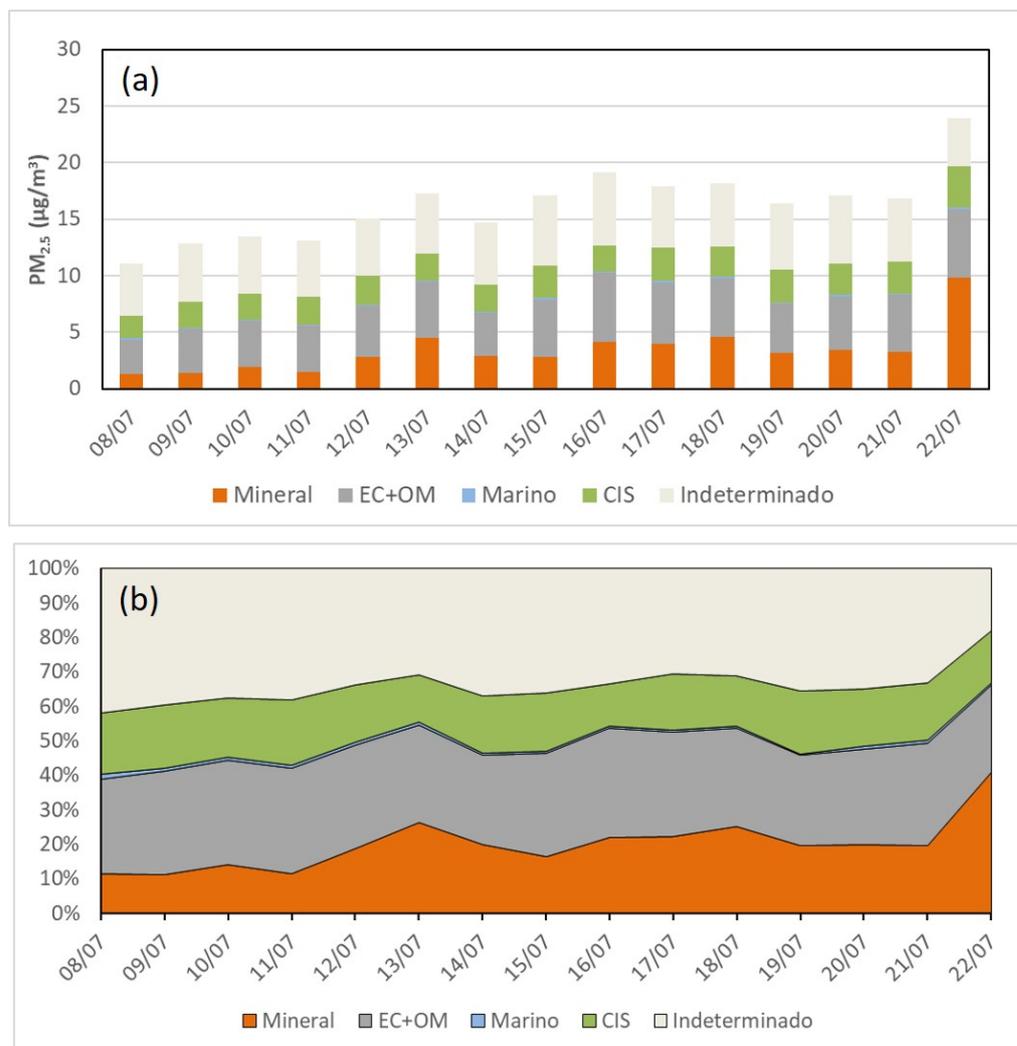


Figura 3.7: Evolución temporal de las concentraciones (a) y de las contribuciones (b) de agrupaciones de elementos a la composición del PM_{2.5} en Bujaraloz durante el periodo 8-22/7 de 2022.

A partir del 12/7 se produce una elevación de los niveles de materia mineral asociada a la llegada de una intrusión de polvo del norte de África. El Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD) realiza una compilación de los periodos con intrusión Africana y de los episodios de quema de biomasa en los distintos sectores de la Península Ibérica (Episodios naturales). En dicha compilación se recoge que la zona N y NE sufren episodios de quema de biomasa entre el 14 y el 24 de Julio e intrusiones Africanas entre el 13 y el 21 y entre el 16 y el 25 de Julio respectivamente. Esto es coherente con la subida de niveles de materia mineral después del 13/7 hasta el rango 2.9-9.8 $\mu\text{g m}^{-3}$ (el día con mayor impacto mineral es el 22/7).

En general todas las fracciones tienden a crecer a lo largo de la quincena aunque los aerosoles carbonosos alcanzan su pico máximo el día 16 dentro del periodo con incendios forestales (Figura 3.7). A nivel promedio la fracción OM+EC crece considerablemente a partir del 15/7 ($4.3-6.1 \mu\text{g m}^{-3}$) frente a las concentraciones anteriores ($3.1-4.9 \mu\text{g m}^{-3}$). Por su parte, los CIS mantienen niveles bastante estables ($2.0-3.6 \mu\text{g m}^{-3}$).

Respecto a los elementos minoritarios cuyas concentraciones se muestran en la Tabla 3.4, podemos destacar los elementos con valores normativos establecidos. Las concentraciones promedio de As, Cd y Ni (0.46 , 0.04 y 0.54 ng m^{-3} , respectivamente) son inferiores a los valores objetivo de la Directiva 2004/107/CE (6 , 5 y 20 ng m^{-3}) y el nivel promedio de Pb (1.33 ng m^{-3}) es sensiblemente menor que el valor límite de la Directiva 2008/50/CE (500 ng m^{-3}). Estos mismos valores objetivo y límite han sido traspuestos a la legislación española a través del RD 102/2011.

Se han estudiado también las correlaciones entre elementos para obtener una indicación de las posibles fuentes de los elementos (Tabla 3.5). Sin embargo, para realizar un estudio de contribución de fuentes riguroso harían falta un número mayor de muestras distribuidas a lo largo del año.

Podemos observar altos niveles de correlación entre algunos elementos asociados a materia crustal como Al, Ca, Fe, Mg, Li, P, Ti, Mn, Rb o Sr que demuestra el importante impacto de la materia mineral en la zona.

El EC se correlaciona de manera parcial con el OC indicando la existencia de fuentes de combustión pero también con el Fe y el P que podrían indicar el impacto de la resuspensión generada por el tráfico al combinarse el EC con especies crustales.

Na y Cl sólo presentan alta correlación entre ellos lo que señala su origen marino mientras que las tres especies secundarias inorgánicas (SO_4^{2-} , NO_3^- y NH_4^+) no se correlacionan entre sí probablemente por el carácter semivolátil de las combinaciones de estas especies en un contexto de altas temperaturas.

3.3 Composición de PM_{2,5} en Bujaraloz

Tabla 3.4: Componentes minoritarios (en ng m⁻³) del PM_{2,5} en Bujaraloz en el periodo 8-22/7 de 2022.

	Bujaraloz (N=15)		
	Promedio	Mín	Max
Li	0.16	0.04	0.51
Be	0.01	<0.01	0.05
B	2.46	1.55	3.41
P	11.48	6.47	21.14
Sc	0.04	0.01	0.11
Ti	9.27	4.06	25.56
V	1.07	0.23	2.17
Cr	0.53	0.21	1.18
Mn	2.84	1.43	6.45
Co	0.07	0.02	0.14
Ni	0.54	0.06	1.31
Cu	1.16	0.74	1.73
Zn	9.96	5.80	14.68
Ga	0.04	0.01	0.09
Ge	<0.01	<0.01	<0.01
As	0.46	0.24	0.69
Se	0.06	<0.01	0.13
Rb	0.40	0.16	1.06
Sr	3.90	1.49	11.08
Y	0.05	<0.01	0.16
Zr	2.49	0.47	4.47
Nb	0.12	0.08	0.19
Mo	<0.01	<0.01	0.31
Cd	0.04	<0.01	0.06
Sn	0.24	0.17	0.35
Sb	0.24	0.17	0.40
Cs	0.02	<0.01	0.08
Ba	5.27	1.74	11.86
La	0.16	0.08	0.39
Ce	0.23	0.09	0.61
Pr	0.02	0.01	0.06
Nd	0.08	0.02	0.24
Sm	0.02	0.01	0.06
Eu	0.01	<0.01	0.03
Gd	<0.01	<0.01	0.02
Tb	<0.01	<0.01	<0.01
Dy	<0.01	<0.01	<0.01
Ho	<0.01	<0.01	<0.01
Er	<0.01	<0.01	0.01
Tm	<0.01	<0.01	<0.01
Yb	<0.01	<0.01	0.01
Lu	<0.01	<0.01	<0.01
Hf	0.12	0.01	0.24
Ta	<0.01	<0.01	<0.01
W	0.04	0.03	0.06
Tl	<0.01	<0.01	0.03
Pb	1.33	0.90	1.74
Bi	0.06	0.04	0.10
Th	0.02	<0.01	0.10
U	0.03	<0.01	0.08

Capítulo 4

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Este informe presenta los resultados de una campaña en época de verano en el que se midieron niveles de NH_3 en zonas rurales con actividad ganadera y en puntos urbanos de Aragón. Asimismo, se captaron muestras diarias de $\text{PM}_{2,5}$ en Bujaraloz para posteriormente ser analizadas y conocer su composición con el fin de obtener información sobre el impacto del amoníaco sobre la composición y los niveles de PM. La campaña se llevó a cabo entre el 7 y el 22 de Julio de 2022. A continuación, se exponen las conclusiones más relevantes.

1. Los niveles de NH_3 en la zona de estudio durante la campaña realizada en Julio fueron elevados tanto en el entorno rural como en el urbano lo que indica niveles de fondo de NH_3 muy elevados asociados a la fuerte actividad ganadera de la región. Las concentraciones son más altas que las reportadas para puntos urbanos y rurales de España en los últimos años.
2. Los niveles más elevados se detectaron en las comarcas de Hoya de Huesca, Somontano de Barbastro, Monegros, Bajo Cinca, Cinca medio, Litera y Ribagorza. Las razones es la alta densidad de granjas de porcino en esta zona y el transporte dominante desde el sur durante la campaña en la zona norte. También hay niveles elevados en el sur de las Cinco Villas.
3. En el valle del Ebro, donde hay menos granjas de porcino en su parte central y un mayor nivel de ventilación, las concentraciones son algo más bajas.
4. Los niveles de amoníaco en las zonas urbanas principales (Zaragoza y Huesca) son más altos en el centro de las mismas que en las zonas de crecimiento de las ciudades, más modernas y con vías más amplias. Esto independientemente de la cercanía directa al tráfico. En Huesca los niveles son más elevados que en Zaragoza por el fondo más elevado observado en el norte y noreste de la zona de estudio.
5. En Bujaraloz se registró una concentración media de $\text{PM}_{2,5}$ de $16 \mu\text{g m}^{-3}$. La fracción mayoritaria es la indeterminada ($5.4 \mu\text{g m}^{-3}$, 33 %) por influencia de los picos de humedad y por las condiciones ambientales.
6. Los aerosoles carbonosos suponen el 29 % con una concentración promedio de $4.7 \mu\text{g m}^{-3}$. El origen son procesos de combustión. Estas concentraciones son más elevadas que las

típicas en zonas rurales de España. La existencia de incendios forestales en la época del estudio pueden haber incrementado los niveles de esta fracción.

7. También los niveles de materia mineral fueron más elevados que en otras ubicaciones rurales en España. El promedio fue de $3.4 \mu\text{g m}^{-3}$ lo que supuso el 21 % del $\text{PM}_{2.5}$. La aridez de la zona condiciona estos niveles. También la llegada de polvo del norte de África en un episodio que afectó al norte y noroeste peninsular tras el 13 de Julio.
8. El promedio de la fracción de CIS contribuyó en un 16 % ($2.6 \mu\text{g m}^{-3}$), niveles considerablemente más bajos que en otros puntos rurales de España. Las altas temperaturas durante el muestreo favorecen la volatilización de los CIS.
9. Los niveles de $\text{PM}_{2.5}$ tuvieron una tendencia creciente a lo largo del periodo de estudio con un periodo inicial con niveles más bajos de todas las fracciones debido a velocidades de viento más elevadas y temperaturas algo más bajas. A continuación se produjo la llegada de la intrusión africana en paralelo con incendios forestales en el noreste de España. Eso elevó los niveles de aerosoles carbonosos y de materia mineral.
10. Se han encontrado asociaciones de elementos por nivel de correlación de sus concentraciones. Hay una agrupación de materia mineral con Al, Ca, Fe, Mg, Li, P, Ti, Mn, Rb o Sr. El EC se correlaciona por un lado con el OC y, por otro con Fe y P indicando el impacto de la resuspensión generada por el tráfico regional (la estación está calificada como fondo rural pero la afección regional del tráfico, aunque indirecta y diluida, sí existe). Las tres especies secundarias inorgánicas (SO_4^{2-} , NO_3^- y NH_4^+) no se correlacionan entre sí por la volatilidad de estos compuestos ante altas temperaturas.

En base a estos resultados surgen una serie de recomendaciones sobre futuros trabajos/estudios para completar el análisis a medio plazo:

1. El presente estudio se debe completar con otro análogo en época de invierno para capturar variabilidad estacional de los niveles de NH_3 , de $\text{PM}_{2.5}$ y de la composición de este. Las condiciones climáticas y las emisiones durante el invierno pueden hacer variar sensiblemente los resultados y se necesita tener una imagen completa de la situación.
2. El seguimiento permanente de los niveles de NH_3 en puntos de la Comunidad Autónoma de Aragón permitiría correlacionar la variabilidad de los niveles con variabilidad estacional.
3. La ejecución de un estudio de contribución de fuentes de $\text{PM}_{2.5}$ en una zona con alta densidad de granjas sería importante para estudiar el verdadero impacto de las emisiones agrícola-ganaderas de NH_3 . Para ello sería necesario plantear un muestreo capturando muestras a lo largo del año de manera homogénea.
4. La ejecución de una campaña de medida de NH_3 con un monitor que permita una resolución temporal suficiente sería muy útil para evaluar la variabilidad diaria de los niveles.

Capítulo 5

REFERENCIAS

- AEMA, González Ortiz, A., Guerreiro, C., Soares, J. (2020). Air quality in Europe: 2020 report. Luxemburgo: Oficina de Publicaciones de la Unión Europea. doi:10.2800/786656
- Amann, M., Anderl, M., Borken-Kleefeld, J., Cofala, J., Heyes, C., Höglund-Isaksson, L., . . . Winiwarter, W. (2018). Progress towards the achievement of the EU's air quality and emissions objectives. Laxenburg: IIASA. Obtenido de <https://pure.iiasa.ac.at/15556>
- Amann, M., Gomez-Sanabria, A., Klimont, Z., Maas, R., Winiwarter, W. (2017). Measures to address air pollution from agricultural sources. IIASA. Obtenido de <https://previous.iiasa.ac.at/web/home/research/researchPrograms/air/policy/SR11-AGRICULTURE-FINAL.pdf>
- AMB (2022). Sobre la ZBE Rondas de Barcelona. Recuperado el 26 de octubre de 2022, de <https://www.zbe.barcelona/es/zones-baixes-emissions/la-zbe.html>
- Artíñano B., Pujadas M., Alonso-Blanco E., Becerril-Valle M., Coz E., Gómez-Moreno F. J., . . . Diaz E. (2018) Real-time monitoring of atmospheric ammonia during a pollution episode in Madrid (Spain). *Atmospheric Environment*, 189, 80-88. doi: 10.1016/j.atmosenv.2018.06.037.
- Behera, S. N., Sharma, M. (2012). Transformation of atmospheric ammonia and acid gases into components of PM2.5: an environmental chamber study. *Environmental Science and Pollution Research*, 19, 1187-1197. doi:10.1007/s11356-011-0635-9
- Belon, N. J., Haynie, F. H. (1975). Soiling of Building Materials. *Journal of the Air Pollution Control Association*, 25(4), 399-403. doi:10.1080/00022470.1975.10470099
- CEPE (2020). Draft Assessment Report on Ammonia. November 2020. Obtenido de https://unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2020/AIR/WGSR/Final_Assessment_Report_on_Ammonia_v2_20201126_b.pdf
- Correia, A. W., Pope, C. A., Dockery, D. W., Wang, Y., Ezzati, M., Dominici, F. (2013). Effect of Air Pollution Control on Life Expectancy in the United States. *Epidemiology*, 24(1), 23-31. doi:10.1097/EDE.0b013e3182770237

- Fuzzi, S., Baltensperger, U., Carslaw, K., Decesari, S., Gon, H. D., Facchini, M. C., . . . Gilardoni, S. (2015). Particulate matter, air quality and climate: lessons learned and future needs. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15, 8217-8299. doi:10.5194/acp-15-8217-2015
- García-Gómez H. (2016). Atmospheric concentration and deposition of reactive nitrogen in Spanish forests of *Quercus ilex*. Tesis doctoral, UPM. Departamento de Química y Tecnología de los Alimentos.
- GBD 2019 Risk Factors Collaborators. (2020). Global burden of 87 risk factors in 204 countries and territories, 1990–2019: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2019. *The Lancet*, 396(10258), 1223-1249. doi:10.1016/S0140-6736(20)30752-2
- Grantz, D. A., Garner, J. H., Johnson, D. W. (2003). Ecological effects of particulate matter. *Environment International*, 29(2-3), 213-239. doi:10.1016/S0160-4120(02)00181-2
- Hamilton, R. S., Mansfield, T. A. (1992). The soiling of materials in the ambient atmosphere. *Atmospheric Environment. Part A. General Topics*, 26(18), 3291-3296. doi:10.1016/0960-1686(92)90345-L
- Heeb, N. V., Haag, R., Seiler, C., Schmid, P., Zennegg, M., Wichser, A., . . . Mayer, A. (2012). Effects of a Combined Diesel Particle Filter-DeNO_x System (DPN) on Reactive Nitrogen Compounds Emissions: A Parameter Study. *Environmental Science & Technology*, 46(24), 13317-13325. doi:10.1021/es3029389
- Huai, T., Durbin, T. D., Miller, J. W., Pisano, J. T., Sauer, C. G., Rhee, S. H., Norbeck, J. M. (2003). Investigation of NH₃ emissions from new technology vehicles as a function of vehicle operating conditions. *Environmental Science & Technology*, 37(21), 4841-4847. doi:10.1021/es030403
- in't Veld, M., Alastuey, A., Pandolfi, M., Amato, F., Pérez, N., Reche, C., . . . Querol, X. (2021). Compositional changes of PM_{2.5} in NE Spain during 2009–2018: A trend analysis of the chemical composition and source apportionment. *Science of The Total Environment*, 795. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.148728
- Jaenicke, R. (2001). Ernő Mészáros: Fundamentals of Atmospheric Aerosol Chemistry. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 39, 99-103. doi:10.1023/A:1010753724116
- Jia, Y.-Y., Wang, Q., Liu, T. (2017). Toxicity Research of PM_{2.5} Compositions In Vitro. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(3), 232. doi:10.3390/ijerph14030232
- Kim, K.-H., Kabir, E., Kabir, S. (2015). A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environment International*, 74, 136-143. doi:10.1016/j.envint.2014.10.005
- Krupa, S. V. (2003). Effects of atmospheric ammonia (NH₃) on terrestrial vegetation: a review. *Environmental Pollution*, 124(2), 179-221. doi:10.1016/S0269-7491(02)00434-7
- Loubet, B., Asman, W. A., Theobald, M. R., Hertel, O., Tang, Y. S., Robin, P., . . . Sutton, M. A. (2009). Ammonia Deposition Near Hot Spots: Processes, Models and Monitoring

- Methods. En M. A. Sutton, S. Reis, S. M. Baker (Edits.), *Atmospheric Ammonia* (ed. 1, pags. 205-267). Dordrecht: Springer. doi:10.1007/978-1-4020-9121-6_15
- 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. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 12, 7557–7575, doi:10.5194/acp-12-7557-2012.
 - Pey Betrán, J. (2008). Caracterización físico-química de los aerosoles atmosféricos en el Mediterráneo Occidental. Tesis doctoral, UPC, Departament d'Enginyeria Minera i Recursos Naturals. Obtenido de <http://hdl.handle.net/2117/94310>.
 - Pozzer, A., Tsimpidi, A. P., Karydis, V. A., de Meij, A., Lelieveld, J. (2017). Impact of agricultural emission reductions on fine particulate matter and public health. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*. doi:10.5194/acp-2017-390
 - Querol, X., Viana, M., Moreno, T., Alastuey, A. (2012). Bases científico-técnicas para un Plan Nacional de Mejora de la Calidad del Aire. Madrid: CSIC.
 - Reche, C., Viana, M., Pandolfi, M., Alastuey, A., Moreno, T., Amato, F., . . . Querol, X. (2012). Urban NH₃ levels and sources in a Mediterranean environment. *Atmospheric Environment*, 57, 153-164. doi:10.1016/j.atmosenv.2012.04.021
 - Reche, C., Viana, M., Karanasiou, A., Cusack, M., Alastuey, A., Artiñano, B., . . . Querol, X. (2015). Urban NH₃ levels and sources in six major Spanish cities. *Chemosphere*, 119, 769-777. doi:10.1016/j.chemosphere.2014.07.097
 - Reche C., Pérez 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, doi:10.1016/j.chemosphere.2022.135347.
 - TFRN. (2010). ECE/EB.AIR/WG.5/2010/14. Obtenido de <http://www.clrtap-tfrn.org/documents>
 - Van Damme, M., Clarisse, L., Franco, B., Sutton, M. A., Erisman, J. W., Kruit, R. W., . . . Coheur, P-F. (2021). Global, regional and national trends of atmospheric ammonia derived from a decadal (2008–2018) satellite record. *Environmental Research Letters*, 16(5), 055017. doi:10.1088/1748-9326/abd5e0
 - Van Damme, M., Erisman, J. W., Clarisse, L., Dammers, E., Whitburn, S., Clerbaux, C., . . . Coheur, P-F. (2015). Worldwide spatiotemporal atmospheric ammonia (NH₃) columns variability revealed by satellite. *Geophysical Research Letters*, 42(20), 8660-8668. doi:10.1002/2015GL065496
 - Viatte, C., Petit, J.-E., Yamanouchi, S., Van Damme, M., Doucerain, C., Germain-Piaulenne, E., . . . Clerbaux, C. (2021). Ammonia and PM_{2.5} Air Pollution in Paris during the 2020 COVID Lockdown. *Atmosphere*, 12(2). doi:10.3390/atmos12020160

ANEXOS

Tabla 5.1: Niveles de NH₃ en los captadores pasivos muestreados en la campaña realizada en el periodo 7-22/7 de 2022 en Aragón.

	NH ₃ (µg m ⁻³)	Diferencia entre dosímetros duplicados (µg m ⁻³)	Tipo emplazamiento
Mercazaragoza	5.2	0.60	URBANA FONDO
Villamayor de Gállego	7.3	1.92	RURAL
Perdiguera	4.9	1.13	RURAL
Leciñena	5.7	1.01	RURAL
Castejón de Monegros	6.9	0.67	RURAL
La Almolida	8.0	1.73	RURAL
Bujaraloz	6.0	0.53	RURAL
La Puebla de Alfindén	6.3	3.16	SUBURBANA
Movera (Zaragoza)	7.1	0.46	SUBURBANA
Cesareo Alierta (Zaragoza)	7.4	1.34	URBANA TRÁFICO
Renovales (Zaragoza)	6.9	1.63	URBANA FONDO
Vía Hispanidad-Gómez Laguna (Zaragoza)	4.5	-	URBANA TRÁFICO
Parque Delicias (Zaragoza)	5.3	-	URBANA FONDO
Paseo Pamplona (Zaragoza)	7.5	0.09	URBANA TRÁFICO
Mercado Central (Zaragoza)	6.3	0.46	URBANA FONDO
Plaza S.Pedro Nolasco (Zaragoza)	9.6	0.82	URBANA FONDO
Coso (Zaragoza)	10.0	0.60	URBANA TRÁFICO
Paseo Alberto Casañal (Zaragoza)	6.4	3.57	URBANA FONDO
Peñalba	7.8	0.75	RURAL
Fraga	6.5	0.03	URBANA FONDO
Torrente de Cinca	7.1	0.22	RURAL
Mequinenza	4.7	0.49	RURAL
Fabara	4.3	1.11	RURAL
Caspe	6.0	0.56	URBANA FONDO
Gelsa	7.6	0.79	RURAL
Quinto de Ebro	-	-	RURAL
Fuentes de Ebro	5.4	0.39	RURAL
La Cartuja (Zaragoza)	5.6	0.62	SUBURBANA
Erla	7.6	1.31	RURAL
Luna	5.3	1.01	RURAL
Luesia	3.5	0.48	RURAL
Biota	4.7	0.39	RURAL
Sádaba	5.8	0.11	RURAL
Ejea de los Caballeros (Santa Anastasia)	10.4	0.46	RURAL
Ejea de los Caballeros	4.9	0.68	URBANA FONDO
Tauste	15.5	3.09	RURAL
Remolinos	9.2	2.28	RURAL
Parque Deportivo Ebro (Zaragoza)	5.2	0.68	URBANA FONDO
Utebo	6.5	0.09	URBANA FONDO
Casetas	6.7	1.37	SUBURBANA
Pinseque	7.1	0.42	RURAL
Alagón	7.4	2.93	RURAL
Figueroelas	8.4	0.91	RURAL
Pedrola	6.9	0.57	RURAL
Boquiñeni	13.4	0.44	RURAL
Gallur	8.2	2.21	RURAL
Mallén	8.9	2.09	RURAL
Ronda Montearagón (Huesca)	10.9	2.96	URBANA TRÁFICO
Plaza López Allúe (Huesca)	12.2	0.11	URBANA FONDO
Martínez Velasco (Huesca)	8.0	3.36	URBANA TRÁFICO
IES Sierra de Guara (Huesca)	8.8	0.79	URBANA FONDO
Siétamo	10.1	1.37	RURAL
Barbastro	13.8	0.52	URBANA FONDO
Estadilla	11.1	2.09	RURAL
Fonz	11.4	0.24	RURAL
Graus	8.3	1.24	RURAL
Benabarre	8.4	0.06	RURAL
Alcampell	9.8	5.22	RURAL
Albelda	6.8	8.20	RURAL
Tamarite de Litera	12.8	3.24	RURAL
Altorricón	-	0.32	RURAL
Monzón	13.2	4.67	URBANA FONDO
Binefar	12.2	1.91	URBANA FONDO
Esplús	12.1	3.45	RURAL
Binaced	18.7	0.68	RURAL
Almudévar	11.2	1.56	RURAL
Tardienta	10.0	0.79	RURAL
Robres	16.5	2.58	RURAL
Lanaja	12.5	3.16	RURAL
Sariñena	13.4	1.84	RURAL
Ballobar	9.5	2.72	RURAL
Zaidín	12.2	3.32	RURAL
Belver de Cinca	15.0	0.07	RURAL
Alcolea de Cinca	16.3	0.12	RURAL
Peralta de Alcofea	6.6	-	RURAL
Lalueza	-	-	RURAL
Grañén	19.8	0.60	RURAL