UNIVERSIDADE DA CORUÑA
Facultade de Ciencias

Grao en Química

Memoria do Traballo de Fin de Grao

Influencia de la combustión de combustibles fósiles y quema de biomasa en los niveles de partículas finas y carbono negro en el aire de un área suburbana

Influencia da combustión de combustibles fósiles e queima de biomasa nos niveis de partículas finas e carbono negro no aire dunha área suburbana

Influence of fossil fuel combustion and biomass burning on levels of fine particles and black carbon in air of a suburban area

Carol Pico García

Curso: 2021/22

Convocatoria: septiembre

Director 1: Purificación López Mahía
Director 2: Soledad Muniategui Lorenzo

Agradecimientos

En primer lugar, me gustaría agradecer a mi directora, Puri, por haberme guiado y dado facilidades desde el primer momento.

Agradecer también a María Fernández y a María Piñeiro, ya que han sido las que me han aconsejado y ayudado a lo largo de todos estos meses en el IUMA.

Por supuesto, gracias a mi familia, que ha sido la que me ha dado los medios necesarios para cursar esta carrera y la que ha vivido conmigo tanto mis alegrías como mis fracasos durante estos años.

Y por último, pero no menos importante, gracias a mis amigos, que no haca falta nombrar de forma explícita porque ellos saben quienes son, por haber estado a mi lado a lo largo de este camino.

ÍNDICE

Resumen, Resumo, Abstract	1
1. OBJETIVO	4
2. INTRODUCCIÓN	4
2.1. Aerosol atmosférico y partículas finas	4
2.2. Carbono negro	10
3. ANTECEDENTES	11
4. METODOLOGÍA	20
4.1. Sistemas de toma de muestra	20
4.1.1. Medida de las partículas finas: espectrómetro SMPS	20
4.1.2. Medida del carbono negro: aetalómetro	22
4.2. Zona de muestreo	25
4.3. Tratamiento de datos del espectrómetro SMPS y aetalómetro	26
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	27
5.1. Evolución individual	27
5.1.1. Concentración del número de partículas finas totales	27
5.1.2. Carbono negro equivalente	29
5.2. Relación entre las partículas finas y el carbono negro	32
5.2.1. Relación entre la concentración del número de partículas finas totales y las tres modas granulométricas	32
5.2.2. Relación entre la concentración del número de partículas finas totales y el carbono negro equivalente	33
5.2.3. Segregación de la concentración del número de partículas finas totales en sus componentes	41
5.2.4. Relación entre el aerosol primario y la concentración del número de partículas finas totales	43
6. CONCLUSIONES, CONCLUSIÓNS, CONCLUSIONS	45
7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	48
ANEXO I	56

ACRÓNIMOS Y ABREVIATURAS

AAE	*Absorption Ångström Exponent*, Exponente de absorción de Ångström
AIM	*Aerosol Instrument Manager*
APS	*Aerodynamic Particle Sizer,* Medidor de partículas aerodinámico
ATN	*Attenuation coefficient*, Coeficiente de atenuación
BC	*Black Carbon,* Carbono Negro
BCwb	*Contribution of wood burning to equivalent balck carbon concentrations,* Contribución de la quema de madera a las concentraciones del carbono negro equivalente
CAAT	*Carbonaceous Aerosol Analysis Tool*
CCN	*Cloud Condensation Nuclei,* Núcleos de nubes de condensación
CPC	*Condensation Particle Counter,* Contador de partículas por condensación
CN	Carbono negro
DMA	*Differential Mobility Analyzer,* Analizador de movilidad diferencial
DMPS	*Differential Mobility Particle Sizer*, Espectrómetro de partículas por movilidad diferencial
D_p	*Aerodynamic diameter,* Diámetro aerodinámico
eBC	*Equivalent Black Carbon,* Carbono negro equivalente
eBCbb	Carbono negro equivalente procedente de la quema de biomasa
eBCbb+cc	*eBC from biomass burning plus coal combustion,* eBC de la quema de biomasa más de la combustión de carbón
eBCff	Carbono negro equivalente procedente de la quema de combustibles fósiles
EC	*Elemental Carbon,* Carbono elemental
EPC	*Environmental particle counter,* Contador de partículas ambientales
FMPS	*Fast Mobility Particle Sizer,* Medidor de tamaño de partículas de movilidad rápida
IN	*Ice Nuclei,* Núcleos de hielo

IUMA	Instituto Universitario de Medio Ambiente
MAAP	*Multi-Angle Absorption Photometer,* Fotómetro de absorción multi-ángulo
NPF	*New Particle Formation,* Formación de nuevas partículas
Nt	Concentración del número total de partículas
N1	Componente de Nt debido a los aerosoles emitidos directamente en la fase de partícula o a aquellos compuestos que forman nucleación inmediatamente después de la emisión
N2	Componente de Nt que hace referencia a aquellas especies emitidas por los vehículos que típicamente experimentan nucleación
N_7	Número de partículas con un diámetro aerodinámico mayor a 7 nm.
OC	*Organic Carbon,* Carbono orgánico
PNC	*Particle Number Concentration,* Concentración del número de partículas
PSAP	*Particle Shoot Absoprtion Photometer,* Fotómetro de absorción de disparo de partículas
REDMAAS	Red Española de DMAs Ambientales
SIA	*Secondary Inorganic Aerosol,* Aerosol secundario inorgánico
SMPS	*Scanning Mobility Particle Sizer,* Espectrómetro de partículas submicrométricas
SOA	*Secondary Organic Aerosol,* Aerosol orgánico secundario
TDMPS	*Twin differential mobility particle sizer,* Medidor de partículas de movilidad diferencial doble
TNC	*Total Particle Number,* Número total de partículas
UFP	*Ultrafine particles,* Partículas ultrafinas
UFPM	*Ultrafine Particle Monitor,* Monitor de partículas ultrafinas
UTC	*Coordinated Universal time,* Tiempo universal coordinado
WCPC	*Water-based Condensation Particle Counter,* Contador de partículas por condensación a base de agua
WHO	*World Health Organization,* Organización mundial de la salud

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Distribución del tamaño de partícula en función del diámetro y de sus mecanismos de formación, así como la distribución del área superficial, volumen y masa (figura adaptada de Bakshi et al., 2015).

Figura 2. Zonas de deposición de las partículas atmosféricas en el cuerpo humano en función de su tamaño (Barraza Castelo, 2017).

Figura 3. Efectos del aerosol sobre el balance radiativo en la atmósfera (Boucher at al., 2013). En el dibujo el color azul representa la radiación solar, el color gris la radiación terrestre y el color marrón la interacción aerosol-superficie.

Figura 4. Distribución geográfica en España de las estaciones de medida de la distribución de tamaño de partícula (Gómez-Moreno et al., 2013).

Figura 5. Partes esenciales de un long-DMA (Gómez-Moreno et al., 2013).

Figura 6. Esquema de funcionamiento del espectrómetro de partículas submicrométricas (SMPS) (Blanco, 2019).

Figura 7. Fotografía del SMPS localizado en el laboratorio del IUMA.

Figura 8. Aetalómetro modelo AE33 (Aerosol d.o.o.).

Figura 9. Diagrama de flujo del aetalómetro.

Figura 10. Fotografía del aetalómetro situado en las instalaciones del IUMA.

Figura 11. Localización del IUMA (Google Maps).

Figura 12. Valores de Nt (partículas/cm^3) durante el año 2021.

Figura 13. Variación horaria, diaria y mensual de Nt durante el año 2021.

Figura 14. Variación diaria, horaria y mensual del eBCbb durante el año 2021.

Figura 15. Variación horaria, diaria y mensual de eBCff durante el año 2021.

Figura 16. Comparativa de la variación horaria, diaria y mensual de las tres modas granulométricas durante el año 2021.

Figura 17. Diagrama de dispersión del ajuste regresión cuantil de Nt frente a: (a) eBC (b) eBCbb (c) eBCff.

Figura 18. Diagrama de dispersión del ajuste regresión cuantil de la moda nucleación frente a: (a) eBC (b) eBCbb (c) eBCff.

Figura 19. Diagrama de dispersión del ajuste regresión cuantil de la moda Aitken frente a: (a) eBC (b) eBCbb (c) eBCff.

Figura 20. Diagrama de dispersión del ajuste regresión cuantil de la moda acumulación frente a: (a) eBC (b) eBCbb (c) eBCff.

Figura 21. Variación horaria, diaria y mensual de N1/Nt durante el año 2021.

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Resumen de estudios de determinación de Nt y BC.

Tabla 2. Días del año 2021 con mayores concentraciones de Nt.

Tabla 3. Cálculo de los coeficientes estimados para Nt y las tres modas granulométricas.

Tabla 4. Valores medio de eBC, eBCff y Nt.

Tabla 5. Datos necesarios para el cálculo de N1 y N2 para las tres franjas horarias.

RESUMEN

La contaminación atmosférica constituye, en la actualidad, uno de los grandes problemas ambientales ya que muchos de los contaminantes presentes en la atmósfera suponen un riesgo no solo para el medio ambiente, sino también para la salud humana.

En este Trabajo de Fin de Grado se realiza un estudio de dos contaminantes atmosféricos considerados prioritarios y de especial relevancia:

- Las partículas finas en suspensión con diámetro comprendido entre 10 y 478 nm. Para su medida se emplea un espectrómetro de partículas (SMPS) y se presenta un estudio del número total de partículas, así como de las diferentes fracciones granulométricas en función de su tamaño.
- El carbono negro (BC) para el que se estudiará la contribución de diferentes fuentes: las procedentes de la quema de biomasa y de la combustión de combustibles fósiles. Para la medida se emplea un aetalómetro y dado que es un método basado en la absorción óptica se utilizará el término de carbono negro equivalente (eBC) en lugar de BC.

Para este estudio se emplean los datos recogidos en la estación de calidad del aire situada en el Instituto Universitario del Medio Ambiente, en un área suburbana, durante el año 2021. Para el tratamiento de los datos se emplean los programas AIM (*Aerosol Instrument Manager*), el programa CAAT (*Carbonaceous Aerosol Analysis Tool*) y el programa R studio, concretamente los paquetes Openair y Quantreg.

Palabras clave: Partículas finas, SMPS, modas granulométricas, carbono negro, aetalómetro, carbono negro equivalente, quema de biomasa, combustión de combustibles fósiles, evolución temporal, R studio.

RESUMO

A contaminación atmosférica é actualmente un dos principais problemas ambientais xa que moitos dos contaminantes presentes na atmosfera supoñen un risco non só para o medio ambiente, senón tamén para a saúde humana.

Neste Traballo Fin de Grao realízase un estudo de dous contaminantes atmosféricos considerados prioritarios e de especial relevancia:

- Partículas finas en suspensión cun diámetro entre 10 e 478 nm. Para a súa medición utilízase un espectrómetro de partículas (SMPS) e preséntase un estudo do número total de partículas, así como as diferentes fraccións granulométricas en función do seu tamaño.
- Carbono negro (BC) para o que se estudará a contribución de diferentes fontes: as procedentes da queima de biomasa e da combustión de combustibles fósiles. Para a medición utilízase un aetalómetro e ao tratarse dun método baseado na absorción óptica, empregarase o termo carbón negro equivalente (eBC) en lugar de BC.

Para este estudo utilízanse os datos recollidos na estación de calidade do aire situada no Instituto Universitario de Medio Ambiente, nunha zona suburbana, durante o ano 2021. Para o tratamento dos datos, utilízanse os programas AIM (*Aerosol Instrument Manager*), o programa CAAT (*Carbonaceous Aerosol Analysis Tool*) e o programa R studio, concretamente os paquetes Openair e Quantreg.

Palabras chave: partículas finas, SMPS, modos de tamaño de partícula, carbón negro, aetalómetro, equivalente de carbono negro, queima de biomasa, combustión de combustibles fósiles, evolución temporal, R studio.

SUMMARY

Atmospheric pollution is currently one of the major environmental problems since many of the pollutants present in the atmosphere pose a risk not only to the environment, but also to human health.

In this Final Degree Project, a study of two atmospheric pollutants considered to be a priority and of special relevance is carried out:

- Fine particles in suspension with a diameter between 10 and 478 nm. For its measurement, a particle spectrometer (SMPS) is used and a study of the total number of particles is presented, as well as the different granulometric fractions based on their size.
- Black carbon (BC) for which the contribution of different sources will be studied: that from the biomass burning and from the combustion of fossil fuels. An aethalometer is used for the measurement and since it is a method based on optical absorption, the term equivalent black carbon (eBC) will be used instead of BC.

For this study, the data collected at the air quality station located at the University Institute of the Environment, in a suburban area, during the year 2021, are used. For the treatment of the data, the AIM (Aerosol Instrument Manager) program, the CAAT program (Carbonaceous Aerosol Analysis Tool) and the R studio program are used, specifically the Openair and Quantreg packages.

Keywords: Fine particles, SMPS, granulometric modes, black carbon, aethalometer, equivalent black carbon, biomass burning, combustion of fossil fuels, time evolution, R studio.

1. OBJETIVO

Los principales objetivos de este trabajo fin de grado son:

- Conocimiento acerca del aerosol atmosférico, principales contaminantes y su monitorización.
- Adquisición de las competencias necesarias para realizar la monitorización en tiempo real de las partículas finas empleando un espectrómetro de partículas y del carbono negro empleando un aetalómetro.
- Estudio de la variabilidad espaciotemporal de la concentración total del número de partículas y de las distribuciones granulométricas en función del tamaño de partícula de aerosol atmosférico en un área suburbana.
- Determinar qué concentración del número total de partículas se debe a fuentes primarias y a fuentes secundarias; y dentro de las fuentes primarias cuál a la quema de biomasa y cuál a la combustión de combustibles fósiles.
- Evaluar la relación entre la concentración del número total de partículas y el carbono negro, así como la relación entre el origen del carbono negro y el tamaño de partícula.

2. INTRODUCCIÓN

2.1. Aerosol atmosférico y partículas finas

El aerosol atmosférico se puede definir como una suspensión en el aire de partículas sólidas o líquidas (Horvath, 2000), que presenta gran variabilidad espacial y temporal. Es considerado uno de los contaminantes más complejos y que mayor grado de incertidumbre presenta en relación con sus impactos en la salud, el clima y sus proyecciones futuras.

La fenomenología del aerosol atmosférico depende en gran medida de sus propiedades físicas, químicas y ópticas, pudiendo sufrir cambios fisicoquímicos en su interacción con otros contaminantes atmosféricos o entre sí, que modifican sus propiedades originales (Pöschl et al., 2007). Además, los aerosoles pueden permanecer en la atmósfera durante prolongados períodos de tiempo y ser transportados largas distancias (Erel et

al., 2006; Masson et al., 2011; Yu et al., 2012), llegando a afectar a áreas muy alejadas de donde se originan y por ello se consideran en cierta medida un contaminante ubicuo.

Los aerosoles, dependiendo de su origen, pueden ser naturales o antropogénicos. Su origen determina sus características físicas (tamaño, densidad, forma...) y su composición química.

Atendiendo a su proceso de formación, las partículas se pueden clasificar en primarias o secundarias (Fuzzi et al., 2015). El aerosol primario está formado por aquellas partículas que son lanzadas directamente a la atmósfera desde las fuentes emisoras. Entre ellas se encuentran las partículas de aerosol generadas en procesos de combustión como las de BC o aquellas generadas por procesos mecánicos como el polvo mineral. Sin embargo, las partículas generadas mediante procesos de conversión gas-partícula, o a través de reacciones químicas en el seno de la atmósfera como la adsorción de gases en los aerosoles, son consideradas como aerosol secundario. Entre este tipo de partículas se encuentran las formadas en la atmósfera mediante los denominados procesos de nucleación (NPF).

La distribución de la concentración de las partículas con relación a su tamaño es lo que se define como distribución de tamaños, pudiendo expresarse con respecto al número, al área superficial, al volumen o a la masa (figura 1). El tamaño de las partículas de aerosol varía desde unos pocos nanómetros hasta cientos de micrómetros.

La distribución por tamaños del aerosol atmosférico se divide en cuatro modos (nucleación, Aitken, acumulación y modo grueso). Estos modos se agrupan normalmente en: *modo ultrafino*, para partículas con un diámetro inferior a 100 nm (modos nucleación y Aitken), *modo fino*, para partículas con diámetro menor que 1 μm (modos nucleación, Aitken y acumulación) y *modo grueso*, para partículas con un diámetro mayor a 1 μm.

Modo nucleación: está constituido por la fracción de tamaños más pequeña del aerosol atmosférica, normalmente con tamaño inferior a 25-30 nm. Estas partículas se forman principalmente a partir de procesos de conversión gas-partícula o de la condensación de moléculas gaseosas sobre iones (nucleación heterogénea) (Seinfeld and Pandis, 2016). Este es el principal mecanismo de formación de partículas en la atmósfera (Kulmala et al., 2004).

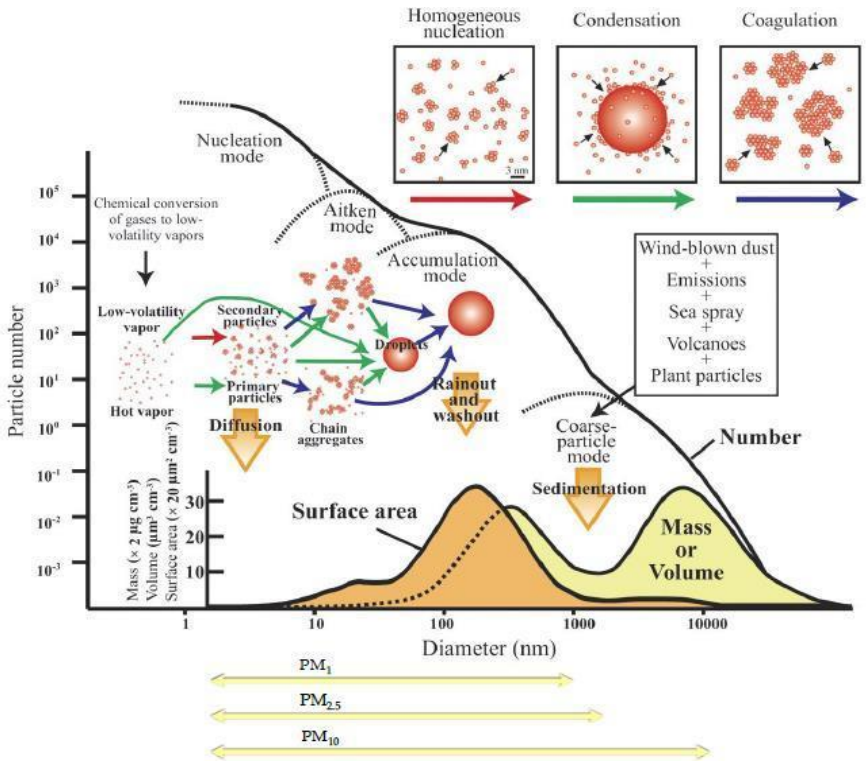


Figura 1. Distribución del tamaño de partícula en función del diámetro y de sus mecanismos de formación, así como la distribución del área superficial, volumen y masa (figura adaptada de Bakshi et al., 2015).

Modo Aitken: está formado por partículas comprendidas entre 25-30 nm y 100 nm. Estas partículas pueden tener un origen primario (natural o antropogénico) o secundario en el caso de que se formen a partir de procesos de condensación o de procesos de coagulación.

Modo acumulación: incluye las partículas con diámetros entre 100 nm y 1 μm. Las partículas pertenecientes a este modo de acumulación son generadas principalmente por procesos de coagulación y crecimiento de las partículas del modo Aitken.

Modo grueso: comprende las partículas con diámetros mayores de 1 μm. Las partículas pertenecientes a este modo tienen principalmente un origen primario, y se suelen ser generadas en procesos naturales de desgaste mecánico, desintegración o biológicos, aunque también pertenecen a este modo partículas con origen secundarios como nitratos y sulfatos. Los procesos más importantes de eliminación del modo grueso es la sedimentación gravitacional debido a su gran tamaño y masa. Este modo se caracteriza por sus cortos tiempos de residencia en la atmósfera.

El impacto de las partículas atmosféricas se mide por el efecto que desencadenan sobre los diferentes receptores (los seres vivos, el clima, los ecosistemas...). Dada su

naturaleza dinámica, la vida media de las partículas atmosféricas puede variar desde días a semanas. Los impactos del aerosol atmosférico más documentados son los asociados a la visibilidad (Watson, 2002), la calidad del aire, la salud humana (WHO, 2014 y 2016) y el clima (Fiore et al., 2015), a pesar de ser componentes traza en la atmósfera.

a) *Impacto sobre la calidad del aire y la salud humana*. El deterioro de la calidad del aire afecta negativamente a la calidad de los seres humanos (Kim et al., 2015). Las áreas muy pobladas son las que presentan habitualmente niveles de contaminación más altos, sin embargo, áreas sin presencia de fuentes de emisiones contaminantes se pueden ver afectadas, debido al transporte de partículas desde otras áreas.

   La WHO estima que entre los contaminantes con una mayor evidencia de efectos sobre la salud se encuentran las partículas en suspensión, asociadas tanto a fenómenos naturales (Reid et al., 2016; Middleton, 2017; Linares et al., 2018) como a las actividades antropogénicas (Bhardawaj et al., 2017; Stafoggia et al., 2017; Tobías et al., 2018).

   Los numerosos estudios realizados demuestran una clara relación directa entre la exposición a altas concentraciones de partículas y los efectos sobre la salud, tanto a corto como a largo plazo (Capello y Gaddi, 2018). Durante situaciones de alta concentración de partículas, el número de ingresos hospitalarios se incrementa a consecuencia del agravamiento de patologías crónicas (Ko et al., 2007; Atkinson et al., 2015; Shah et al., 2015) y su exposición está asociada a una mayor incidencia de enfermedades cardiopulmonares y de cáncer de pulmón (Götschi et al., 2008; Hamra et al., 2014).

   Mediante la inhalación, las partículas se incorporan al organismo a través del sistema respiratorio (figura 2). El tamaño de partícula determina la capacidad de penetración en el sistema respiratorio, de tal forma que las partículas submicrométricas se consideran más peligrosas que las más grandes en términos de enfermedades cardiovasculares y respiratorias (Rajagopalan et al., 2018; Ohlwein et al., 2019), ya que pueden acceder a las vías respiratorias más profundas llegando a alcanzar los alveolos (Manojkumar et al., 2018), a través de los cuales pueden acceder al torrente sanguíneo e introducirse en el sistema circulatorio.

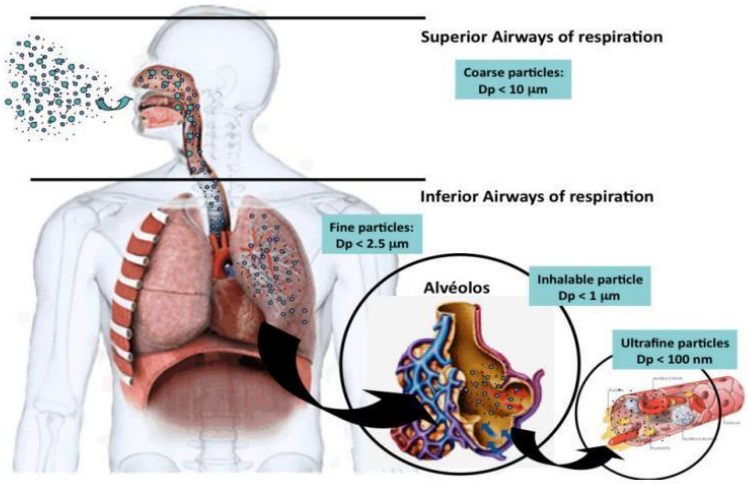


Figura 2. Zonas de deposición de las partículas atmosféricas en el cuerpo humano en función de su tamaño (Barraza Castelo, 2017), después de la inhalación.

b) *Interacción aerosol-clima*. Los aerosoles atmosféricos presentan también una gran variabilidad en su ciclo de vida en relación con otros contaminantes como consecuencia de su fenomenología atmosférica (Penner at al., 2006). El aerosol atmosférico, como consecuencia de su interacción con la luz, puede alterar el equilibrio radiativo de la atmósfera a través de dos mecanismos: las interacciones aerosol-radiación (ari) y las interacciones aerosol-nube (aci). Así en la figura 3 se indican los efectos del aerosol sobre el balance radiativo en la atmósfera según la terminología establecida en el cuarto informe de evaluación del IPCC (IPCC, 2007) y su equivalencia con la nueva terminología incorporada al quinto informe de evaluación del IPCC (IPCC, 2013) para definir las interacciones aerosol-radiación (ari) y aerosol-nube (aci). En el dibujo el color azul representa la radiación solar, el color gris la radiación terrestre y el color marrón la interacción aerosol-superficie.

El forzamiento radiativo efectivo de las interacciones aerosol-radiación engloba al llamado efecto directo (Ångström, 1963) y semidirecto del aerosol atmosférico. El efecto directo depende de las propiedades ópticas del aerosol que varían en función del tamaño y la composición de las partículas, la carga de aerosol en la atmósfera, su distribución en la horizontal y en la vertical, así como de las condiciones ambientales. El efecto semidirecto se debe a los cambios de la temperatura atmosférica que se producen en el perfil vertical como consecuencia de la absorción de la radiación solar por parte de algunos aerosoles. Esto puede desencadenar cambios en la humedad relativa y afecta a la estabilidad atmosférica y por consiguiente a la formación de nubes.

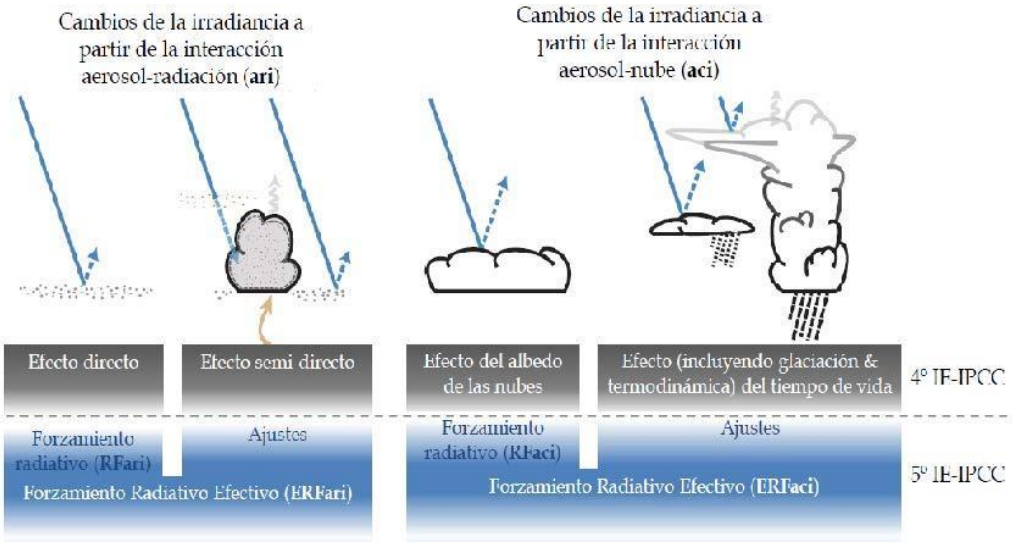


Figura 3. Efectos del aerosol sobre el balance radiativo en la atmósfera (Boucher at al., 2013).

El forzamiento radiativo efectivo de las interacciones aerosol-nube se corresponden al primer y segundo efecto indirecto del aerosol en la atmósfera. El primer efecto indirecto es aquel por el cual los aerosoles modifican las propiedades microfísicas de las nubes (Twomey, 1974), lo que puede desencadenar un aumento del albedo y de la densidad de estas (Lohmann y Feichter, 2005) o cambios en los patrones de precipitación por variaciones en el espectro del tamaño de gota (Rosenfeld et al., 2008). Este efecto está determinado por la capacidad que tienen los aerosoles para actuar como CCN en la formación de gotas de agua o núcleos de hielo (IN).

La formación de gotas de nube está determinada principalmente por la distribución de tamaños y la composición química del aerosol atmosférico (Rosenfeld et al., 2008). Un aumento de la concentración de aerosoles conduce a un aumento de la concentración de gotas de nube y una reducción del tamaño de gota que conlleva a una mayor reflectividad de la nube. Esto supone una menor absorción de energía solar y un enfriamiento de la temperatura en la atmósfera terrestre. El segundo efecto indirecto del aerosol hace referencia a la capacidad de la nube para generar gotas lo suficientemente grandes que inicien la precipitación (Albrecht, 1989), es el llamado segundo efecto indirecto del aerosol.

2.2. Carbono negro

El carbono negro (BC) es un producto primario de la combustión incompleta de combustibles carbonosos (Casquero Vera, 2021).

El BC es uno de los componentes más importantes de la materia particulada. Tiene diferentes propiedades físicas características: absorbe fuertemente la luz visible, es refractario e insoluble en agua y en muchos disolventes orgánicos y existe como agregado en pequeñas esferas. La fuerte absorción de luz visible para todas las longitudes de onda visibles por parte del BC es la característica distintiva que ha despertado el interés en los estudios de la transferencia de radiación atmosférica. Ninguna otra sustancia con una absorción de luz tan fuerte por unidad de masa está presente en la atmósfera en cantidades significativas (Bond et al., 2013).

La concentración del BC depende de las fuentes que lo originan y de las condiciones atmosféricas. Una clara relación entre la concentración de eBC y los parámetros meteorológicos ha sido mencionada por numerosos autores (Kucbel at al., 2017; Meena et al., 2021; Shen et al., 2021; Tan et al., 2020), quienes observaron mayores concentraciones de eBC al disminuir la velocidad del viento y al aumentar la humedad relativa.

Durante las pasadas décadas, el carbono negro ha generado gran interés ya que tiene un papel clave tanto en el impacto que causa sobre la salud como en el cambio climático. Estudios recientes indican que tanto el BC como el carbono orgánico (OC) contribuyen a alrededor de 3 millones de muertes prematuras cada año (Apte et al., 2015; Bond et al., 2013; Lelieveld et al., 2015; WHO, 2012). Otros estudios también incluyen los efectos a corto tiempo del BC, entre los que se destaca la inflamación pulmonar y el asma.

En cuanto al efecto en el clima, cabe destacar que el BC puede afectar el balance de radiación ya que puede absorber la radiación solar (efecto directo), o también actuar como núcleo de condensación de nubes, alterando las propiedades de estas (efecto indirecto).

El BC es considerado el segundo componente más importante, después del $CO_{2,}$ que influye en el calentamiento global. Forma parte de los contaminantes que afectan al clima y con un tiempo de residencia medio de días a semanas, sin embargo, no se ha determinado el tiempo de residencia específica, el cual difiere de acuerdo con la región donde se calcule (Molina et al., 2009; Cape et al., 2012).

Las dos fuentes más importantes de BC atmosférico son la combustión de combustibles fósiles y la quema de biomasa (Cachier, 1995; Penner et al., 1993; Cooke y Wilson, 1996). La primera suele ser más importante en las ciudades, especialmente en el hemisferio norte, mientras que la quema de biomasa es la fuente dominante de BC en las regiones tropicales y en la mayor parte del hemisferio sur (Wolff y Cachier, 1998; Cooke y Wilson, 1996; Hansen et al., 1988). El uso de la quema de biomasa para el calentamiento doméstico es menos frecuente en Europa del sur, comparado con Europa central y del norte, debido a inviernos más cálidos en esa región.

Existe un gran interés en la identificación y cuantificación de la contribución de la quema de biomasa a la concentración de carbono negro para el desarrollo de medidas de control efectivas para mejorar la calidad del aire.

La concentración del BC puede ser determinada indirectamente usando varios instrumentos ópticos y termo-ópticos (Bond et al., 2013). Entre los métodos ópticos, el más utilizado es el aetalómetro, que permite realizar medidas a tiempo real del BC. El término de carbono negro equivalente (eBC) debe ser utilizado para aquellos datos recogidos con métodos ópticos de absorción (Petzold et al., 2013). Otros de los instrumentos más utilizados para la medida del BC son el MAAP (*Multi-Angle Absoprtion Photometer*) y el PSAP (*Particle Shoot Absorption Photometer*).

3. ANTECEDENTES

El trabajo fin de grado se centra en la distribución de tamaños del aerosol atmosférico. Esta propiedad es altamente variable y depende de muchas condiciones: fuentes emisoras, origen (primario o secundario), condiciones meteorológicas, entorno, presencia de otros contaminantes, etc.

La técnica más utilizada para la determinación de los aerosoles se basa en la espectrometría de movilidad eléctrica. Dentro de los instrumentos empleados destacan dos: el espectrómetro de partículas submicrométricas SMPS (*Scanning Mobility Particle Sizer*) y el monitor de partículas ultrafinas UFPM (*Ultrafine Particle Monitor*). Ambos incluyen un analizador de movilidad diferencial DMA (*Differential Mobility Particle Sizer*) como elemento de clasificación del tamaño de partículas, pero el UFPM presenta dos variaciones importantes frente al SMPS: la sustitución del neutralizador de partículas por un cargador de descarga en corona (Medved, 2000; Stommel y Riebel, 2004) y el

hecho de que presenta un electrómetro en vez de un CPC como elemento para el contaje de partículas.

En Europa, y con relación al estudio de las distribuciones de tamaños de partícula, coexisten actualmente tres grandes redes; la Infraestructura de Investigación Europea para la Observación de Aerosoles, Nubes y Gases Traza (en inglés *Aerosol, Clouds and Trace Gases Research Infrastructure*), la Red Alemana de Aerosol Ultrafino (en inglés *German Ultrafine Aerosol Network*) y la Red Española de DMAs Ambientales (REDMAAS).

La red española (REDMAAS) está formada por 6 grupos que miden las contribuciones de tamaño de las partículas atmosféricas en seis localizaciones distintas en las provincias de Barcelona (IDAEA-CSIC), Madrid (CIEMAT), A Coruña (UDC), Huelva (El Arenosillo-INTA), Granada (CEAMA) y Tenerife (CIAI-AEMET) (figura 4).

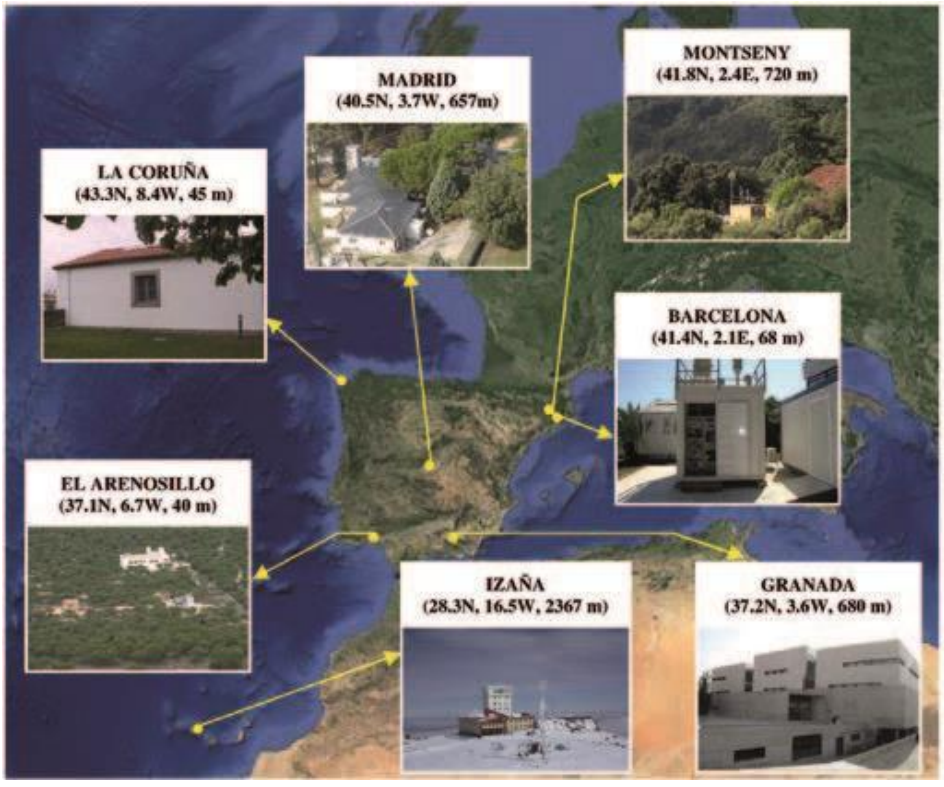


Figura 4. Distribución geográfica en España de las estaciones de medida de la distribución de tamaño de partícula de la red REDMAAS (Gómez-Moreno et al., 2013).

El propósito de la REDMAAS es facilitar el intercambio y la transferencia de conocimientos entre los grupos, de manera que se facilite la cooperación entre ellos para propiciar la creación de sinergias y se optimice el uso y la coordinación de las infraestructuras científico-tecnológicas de interés común. La realización de estudios conjuntos entre diferentes grupos permite un mejor entendimiento del comportamiento del aerosol en nuestro país.

Los instrumentos que utiliza la REDMAAS son los mencionados anteriormente, el SMPS y el UFPM.

La gran mayoría de los estudios se basan en estudiar la variación horaria, diaria y mensual a lo largo de un periodo de tiempo tanto de la concentración del número total de partículas como del carbono negro. También, muchos de ellos estudian la relación entre ambos contaminantes y las contribuciones del carbono negro (tabla 1).

Tabla 1. Resumen de estudios de determinación de Nt y BC (continúa).

Contaminante	Lugar y área de estudio	Periodo de muestreo	Instrumento de medida	Rango de concentración	Conclusión	Referencia
BC	En área suburbana, Atenas, Grecia	Marzo 2013- Febrero 2014	Aetalómetro (Rack Mount Aethalometer Model AE31, Magee Scientific)	**eBC:** 2,0±0,9 μg/m^3 **BCwb:** 0,3±0,4 μg/m^3 **BCff:** 1,7±0,7 μg/m^3	Concentraciones de BCwb mucho más altas durante los meses fríos	Diapouli et al., 2017
BC	A 2 km del centro de la ciudad, Vallila, Helsinki.	Noviembre 1996-Junio 1997	Aetalómetro (Magee Scientific Aethalometer™, model AE-14, Hansen et al., 1984, 1982)	1,5 μg/m^3 (días laborables) 1,2 μg/m^3 (sábados) 1 μg/m^3 (domingos y festivos)	La fuente de BC más importante es el tráfico local	Pakkanen et al., 2000
BC	Estación de fondo rural (NAOK), en República Checa	Septiembre 2012-Diciembre 2017	Aetalómetro (AE31, Magee Scientific)	Medias anuales (μg/m^3): 0,99±0,86 (2013) 0,84±0,69 (2014) 0,64±0,47 (2015) 0,58±0,48 (2016) 0,65±0,60 (2017)	Las concentraciones de BC más altas se observan en invierno y la concentración de eBCff es más pronunciada a las primeras horas de la mañana	Mbengue et al., 2020

BCwb: *Contribution of wood burning to equivalent black carbon (eBC) concentrations.*

Tabla 1. Resumen de estudios de determinación de Nt y BC (continúa).

Contaminante	Lugar y área de estudio	Periodo de muestreo	Instrumento de medida	Rango de concentración	Conclusión	Referencia
BC	Área de fondo urbana, ubicada en una región minera de carbón (León, España).	Enero 2016-Marzo 2017	Aetalómetro modelo AE31	**eBC (µg/m^3):** 1,0±0,5 (invierno) 0,6±0,2 (verano) **eBCff (µg/m^3):** 0,6±0,3 (invierno) 0,3±0,3 (verano) **eBCbb+cc (µg/m^3):** 0,4±0,2 (invierno) 0,1±0,1 (verano)	Durante los meses fríos, la contribución a eBCbb+cc fue el 74% debida a la quema de biomasa y el 26% debida a la quema de carbón	Blanco-Alegre et al., 2022
BC	Estación de fondo urbano en Vilna, Lituania	Julio- Octubre 2020	Aetalómetro modelo AE31	0,69±0,64 µg/m^3	El tráfico y la quema de biomasa son las fuentes que más contribuyen a BC	Bycenkiene et al., 2022
Nt (3 nm-10 µm)	Área urbana en Beijing, China	Desde Marzo de 2004 a 2006	TDMPS (3 nm-800 nm) APS (800 nm-10 µm)	Nucleación (3-20 nm): 9000 cm^{-3} Aitken (20-100 nm): 15900 cm^{-3} Acumulación (0,1-1µm): 7800 cm^{-3}	Altas concentraciones de Nt en el lugar de estudio, sobre todo para el modo acumulación	Wu et al., 2008

eBCbb+cc: *eBC from biomass burning plus coal combustion;* **TDMPS:** *Twin differential mobility particle sizer;* **APS:** *Aerodynamic particle sizer.*

Tabla 1. Resumen de estudios de determinación de Nt y BC (continúa).

Contaminante	Lugar y área de estudio	Periodo de muestreo	Instrumento de medida	Valor medio	Conclusión	Referencia
Bc y Nt	Montsec, al sur de los Pirineos. Sitio de gran altitud (1570 m)	Enero 2010-Diciembre 2012	**BC:** MAAP **Nt:** CPC (D_p>3 nm) de Marzo 2010-Agosto 2011 y EPC (D_p>7 nm) desde Diciembre 2011-Diciembre 2012	**BC:** 0,2 µg/m^3 **N_7:** 2140 cm^{-3}	Concentraciones de BC y de Nt fmáximas en verano	Ripoll et al., 2014
BC y Nt	Barcelona (área urbana), Lugano (área urbana), Kensington del Norte (área urbana), Bern (sitio de tráfico urbano), Marylebone (sitio de tráfico urbano), Huelva (área urbana) y Santa Cruz de Tenerife (área urbana)	2009	**BC:** MAAP (BCN, Lugano, Bern, Huelva y Sta Cruz de Tenerife) **Nt:** WCPC modelo TSI (BNC) y CPC modelo TSI (en el resto)	**BC (µg/m^3) y Nt (partículas/cm^3):** 1,7 y 16845 (BCN) 1,8 y 14945 (Lugano) 1,9 y 12134 (North Kensington) 3,5 y 28032 (Bern) 7,8 y 22156 (Marylebone) 0,7 y 17918 (Huelva) 0,8 y 12008 (Sta Cruz de Tenerife)	La variabilidad de Nt no siempre refleja el impacto del tráfico rodado en la calidad del aire en el sur de Europa, mientras que el BC es un indicador más consistente	Reche et al., 2011

D_p: *aerodynamic diameter;* **EPC:** *Environmental particle counter;* ***N_7:*** Number of particles with an aerodynamic diameter higher than 7 nm; **WCPC:** Water-based condensation particle counter.

Tabla 1. Resumen de estudios de determinación de Nt y BC.

Contaminante	Lugar y área de estudio	Periodo de muestreo	Instrumento de medida	Valor medio	Conclusión	Referencia
PNC, especialmente **UFP**	Área industrial suburbana y área rural, ambas cercanas al aeropuerto de Gatwick, en Londres	2018-2019	SMPS	**PNC (partículas/cm^3)** Área suburbana: 7500 Área rural: 12000	El aeropuerto contribuyó con un 17% a PNC	Tremper et al., 2022
PNC	Se trata del centro de la política, economía, cultura y negocios para las regiones locales, Xi'an, China.	Diciembre 2015- Enero 2016	FMPS (TSI model 3091)	**Media PNC** Día normal: 3,35x10^4 cm^{-3} Días de neblina: 4,14x104 cm^{-3} (E1) y 3,99x104 cm^{-3} (E6)	Durante los días de neblina se observó un aumento en PNC en comparación con días normales	Cheng et al., 2019
TNC (diámetro ≥7 nm) y **eBC**	Área urbana en el campus de la Universidad de Leicester	Enero 2014-Diciembre 2015	**TNC:** WCPC TSI model 3783 (7- 1000 nm) **eBC:** MAAP (Thermo Scientific 5012) with $PM_{2.5}$ inlet)	Valores medios anuales **TNC:** 8022 cm^{-3} **eBC:** 1,45 µg/m^3	Las variaciones temporales del TNC no siempre son causadas únicamente por las emisiones del tráfico rodado	Hama et al., 2017

PNC: *Particle number concentration;* **FMPS:** *Fast mobility particle sizer;* ***E1****: A prolonged episode starting from a new particle formation (NPF) episode;* ***E6:*** *A short-term haze episode starting from a rapid increase in $PM_{2.5}$ at an rapid growth rate of 27 µg.m^{-3};* **TNC:** *Total particle number.*

En Diapouli et al. (2017) se estudia la contribución anual de la quema de combustibles fósiles y de la quema de biomasa a la concentración del carbono negro equivalente en un área suburbana. Se concluye que la combustión de combustibles fósiles fue la mayor fuente de contribución al BC, durante tanto los meses fríos como los meses cálidos. Sin embargo, la contribución debida a la quema de biomasa aumentó significantemente durante el invierno, alcanzando una contribución media mensual del 30% durante los meses más fríos. Por otro lado, la variación diaria del eBCff muestra dos grandes picos a lo largo del día, uno entre las 8 y las 10 a.m. y otro al final de la tarde. Este mismo patrón se observa en el estudio llevado a cabo por Pakkanen et al. (2000), donde se mide el carbono negro en las proximidades de la ciudad de Helsinki. Durante los días laborales el carbono negro muestra valores máximos durante la primera hora de la mañana y la última hora de la tarde. También se observó que el tráfico local es la mayor fuente de BC, llegando a contribuir con un 63% durante los días laborables. En Mbengue et al. (2020), donde se estudia la variabilidad y las fuentes del eBC en PM_{10} (partículas atmosféricas con un diámetro aerodinámico menor a 10 μm) durante un periodo de cinco años, se observa lo mismo; el perfil diurno del eBCff muestra un pico durante primera hora de la mañana debido al aumento de tráfico a esa hora y una disminución durante el fin de semana.

Por otra parte, los resultados obtenidos en algunos estudios, como en el mencionado anteriormente de Mbengue et al. (2020), muestran que, durante el invierno, las concentraciones de eBCbb alcanzan el valor máximo por la tarde al aumentar la quema de madera en sistemas de calentamiento domésticos. Sin embargo, en el estudio realizado por Bycenkiene et al. (2022), se monitoriza la concentración de BC en una estación de fondo urbano, y se muestra que, en este caso, la quema de biomasa contribuye significantemente a las emisiones de BC incluso en los meses más cálidos del año.

También, en Blanco-Alegre et al. (2022), se analizaron las contribuciones del BC en una región minera, donde este combustible es ampliamente usado. Para ello, el eBC se dividió en eBCff (eBC procedente de combustibles fósiles líquidos) y en eBCbb+cc (eBC procedente de la quema de biomasa y de la quema de carbón). Con ello se estimó que, durante el periodo frío, un 74% de la contribución de eBCbb+cc proviene de la quema de biomasa, mientras que tan solo un 26% es debido a la quema de carbón.

Numerosos estudios investigaron también la distribución de tamaño del número de partículas en áreas urbanas. Uno de ellos fue Wu et al., (2008), donde se obtuvieron unas concentraciones bastante más altas que para muchas ciudades, sobre todo para el modo acumulación. La concentración más alta del número total de partículas ocurrió en primavera, al aumentar los eventos de nucleación, mientras que la más baja tuvo lugar en verano. La variación diurna de las partículas del modo nucleación está influenciada por dichos eventos de nucleación, mayoritarios en primavera e invierno. La variación diurna de la concentración de partículas del modo Aitken está fuertemente relacionada con la densidad del tráfico durante las cuatro estaciones. También, la contribución del crecimiento del modo nucleación a la concentración del modo Aitken se encontró en primavera, verano y otoño. No se encontraron diferencias significativas entre los días laborales y no laborales al estudiar la distribución diaria.

Otro de los estudios sobre la distribución por tamaños del número de partículas es Tremper et al., (2022), que se realiza en un área rural y en un área industrial suburbana, ambas cercanas al aeropuerto de Gatwick (UK). Se observa que la concentración media del número total de partículas en ambas localizaciones es similar a la medida en las proximidades de una carretera altamente traficada en Londres. A pesar de ser el aeropuerto un factor que contribuye con un 17% a la concentración del número total de partículas, la fuente mayoritaria se asocia con las emisiones de tráfico.

Otros artículos evalúan tanto el carbono negro como la concentración del número total de partículas. Uno de ellos es Ripoll et al., (2014), donde se comparan los datos obtenidos en un sitio de alta altitud al sur de los Pirineos con otros sitios de alta altitud en Europa central. Se concluyó que la concentración de BC en el sur de los Pirineos fue similar o incluso inferior a la medida en otros sitios europeos. Estas diferencias pueden ser atribuidas a la influencia del fuel sólido para las plantas de energía y el calentamiento doméstico en Europa Central. La justificación a esto puede ser que en el lugar de estudio tiene gran relevancia el transporte de polvo del Sahara y los NPF, al igual que la baja influencia de las emisiones antropogénicas. Por otro lado, la concentración de BC aumentó en verano y tuvo el valor mínimo en invierno. En cuanto a la distribución diaria del BC, mostró un claro ciclo diurno, con el valor máximo a mediodía en las estaciones frías. Una variación semanal estadísticamente significantiva se obtuvo también para el BC, mostrando un aumento progresivo de martes a sábado y descenso significante de domingo a lunes. Por otra parte, la concentración del número total de partículas depende de las variables locales meteorológicas como la temperatura y la intensidad de la radiación solar., por lo tanto, las mayores concentraciones se registran durante los

meses de verano y las mínimas durante los meses de invierno. La concentración media de N_7 en el lugar de estudio fue menor que la concentración de N_{10} en un sitio de antecedentes regionales, debido probablemente a la baja influencia antropogénica.

Otro estudio de gran interés sobre estos dos contaminantes fue el realizado por Reche et al. (2011), llevado a cabo en siete áreas urbanas en Europa, con diferentes características. Los resultados muestran que las variaciones de Nt no siempre reflejan la variación del impacto de las emisiones del tráfico rodado en los aerosoles urbanos. Sin embargo, el BC varía proporcionalmente con aquellos contaminantes relacionados con el tráfico, como el CO, NO_2 y NO.

4. METODOLOGÍA

4.1. Sistemas de toma de muestra

4.1.1. Medida de las partículas finas: espectrómetro SMPS

El equipo empleado para realizar el estudio es el espectrómetro SMPS (modelo 3936 TSI®) que mide la distribución de tamaños entre 2,5 nm y 1000 nm. Estos sistemas son muy utilizados para la monitorización de la distribución de partículas de la fracción submicrométrica del aerosol atmosférico (McMurry, 2000b).

Este instrumento consiste en un analizador de movilidad diferencial (DMA) modelo 3081 TSI® conectado a un contador de partículas por condensación (CPC) modelo 3772 TSI®. El aire ambiente es bombeado a través de un neutralizador, que puede ser radiactivo (fuente de Ni-63) o una fuente de rayos X. Después del neutralizador, los aerosoles entran al DMA, donde son clasificados dependiendo de su movilidad eléctrica en un clasificador (modelo 3080 TSI®).

Este dispositivo está formado por dos cilindros concéntricos que actúan como electrodos generando un campo eléctrico en su interior cuando se aplica un alto voltaje a uno de ellos y el otro está conectado a tierra. De esta forma, el voltaje entre el electrodo interior y el exterior se selecciona de acuerdo con la movilidad eléctrica del tamaño de partícula a medir. El DMA posee un sistema por el que circulan cuatro caudales diferentes, dos de entrada al DMA (el del aerosol polidisperso y el de aire limpio) y dos de salida del DMA (el de aerosol monodisperso) y de aire de exceso. El caudal de aire limpio es un caudal de arrastre que, libre de partículas, circula axialmente entre los dos electrodos.

Por lo tanto, cuando el aerosol polidisperso accede al DMA se mezcla con otro caudal. Las partículas se mueven en el campo eléctrico que se genera entre los dos electrodos de acuerdo con su movilidad eléctrica. En función de su diámetro solo aquellas partículas correspondientes a la movilidad eléctrica seleccionada logran alcanzar la ranura de salida del DMA y constituyen el aerosol monodisperso. El resto de las partículas que no pertenecen a ese intervalo de tamaños se extraen por el caudal de aire en exceso (figura 5).

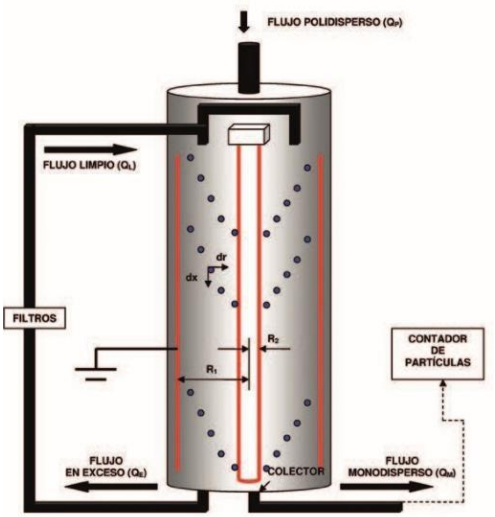


Figura 5. Partes esenciales de un long-DMA (Gómez-Moreno et al., 2013).

Las partículas seleccionadas salen del DMA y pasan al CPC, el cual permite contar el número de partículas clasificadas. El CPC utiliza líquidos condensables (agua o butanol) sobre las partículas para aumentar su tamaño (Baron and Willeke, 2001) y que puedan ser detectadas ópticamente (figura 6).

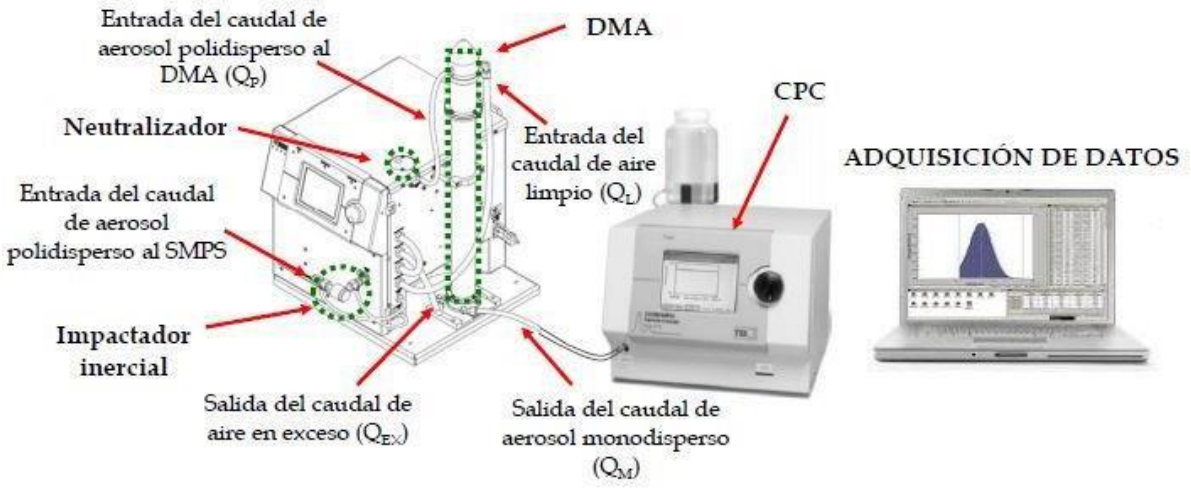


Figura 6. Esquema de funcionamiento del espectrómetro de partículas submicrométricas (SMPS) (Blanco, 2019).

(el sistema utilizado en el IUMA carece de impactador inercial)

Para garantizar el correcto funcionamiento del espectrómetro, cada mes se debe realizar la medida del flujo tanto en el CPC (que debe estar sobre 1L/min) y en el SMPS (sobre 2L/min). Además, se realiza un blanco para comprobar que todo está funcionando correctamente.

Por otra parte, el gel de sílice, que lleva acoplado el espectrómetro del IUMA (figura 7), se cambia una vez a la semana, para garantizar que continúe eliminando la humedad y además, el butanol se repone cuando se considera necesario.

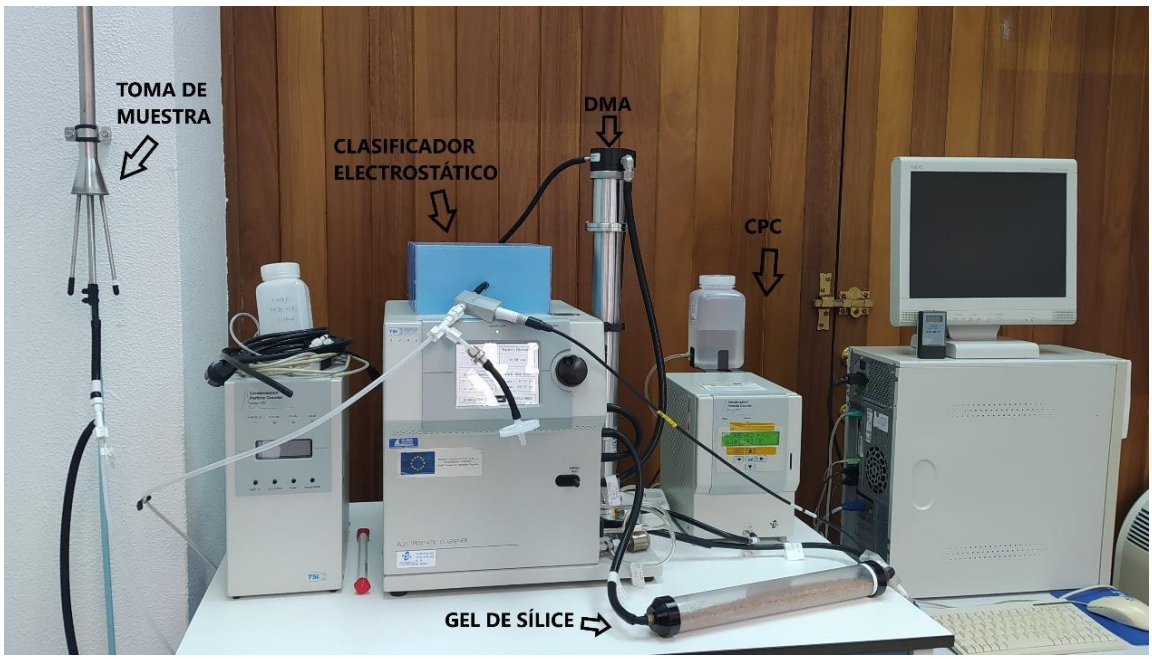


Figura 7. Fotografía del SMPS localizado en el laboratorio del IUMA.

4.1.2. Medida del carbono negro: aetalómetro

El aetalómetro modelo AE33 (figura 8) recoge continuamente partículas del aerosol del aire y las analiza mediante la medición de la transmisión de luz por una parte de la cinta de filtro que contiene la muestra (I) en comparación con la transmisión a través de una parte descargada de la cinta de filtro que actúa como zona de referencia (I_0). Se define el coeficiente de atenuación (ATN) como:

$$ATN = -100 \ln\left(\frac{I}{I_0}\right)$$

La concentración del BC es calculada asumiendo que se produce un cambio en ATN, debido a un aumento en el BC depositado en el filtro durante un intervalo de tiempo Δt:

$$BC = \frac{A.\Delta(ATN)}{\alpha_{ATN}.Q.\Delta t}$$

Donde A es el área del filtro, α_{ATN} es la sección transversal de atenuación (7,77 $m^2 \cdot g^{-1}$) para la longitud de onda de 880 nm) y Q es el caudal de flujo (Carnerero, C., 2021).

Figura 8. Aetalómetro modelo AE33 (Aerosol d.o.o.).

Este análisis se realiza a siete longitudes de onda simultáneamente que abarcan el rango desde infrarrojo cercano hasta ultravioleta cercano. Dichas longitudes de onda de medición son: 370, 470, 520, 590, 660, 880 y 950 nm. La medición correspondiente a 880 nm (canal 6) es el estándar de definición usado para informar sobre la concentración del carbono negro. El aetalómetro realiza una medida cada minuto, proporcionando datos de concentración que quedan archivados en el equipo.

Este modelo de aetalómetro incorpora además el método de medición patentado DualSpot™. Este método tiene dos grandes ventajas: la eliminación de los cambios en la respuesta debido a los efectos de "carga de aerosol" y un cálculo en tiempo real del parámetro de "compensación de carga" que ofrece información adicional sobre las propiedades físicas y químicas del aerosol.

El aetalómetro analiza el componente de carbono negro de los aerosoles en dos puntos paralelos tomados desde el mismo flujo de entrada, pero recopilados en diferentes tasas de acumulación, es decir, en valores diferentes de ATN. Al combinar los datos de acuerdo con las ecuaciones anteriores, produce el valor del carbono negro (CN) extrapolado a "carga cero" y el resultado en tiempo real del "parámetro de compensación de carga" que proporciona información sobre la naturaleza y composición del aerosol.

En la figura 9 se indica el diagrama de flujo del aetalómetro, según el manual del equipo.

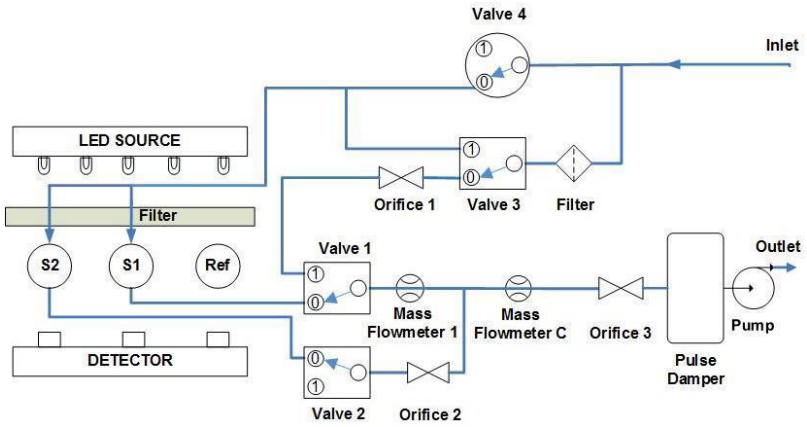


Figura 9. Diagrama de flujo del aetalómetro.

En cuanto al aetalómetro, una vez al año se realiza la inspección de la cámara óptica. La prueba del filtro óptico ND se usa para verificar el rendimiento del sistema óptico, es decir, la respuesta de los detectores ópticos a diferentes densidades de luz de las fuentes ópticas. Semanalmente se hacen pruebas de aire limpio y de estabilidad y aproximadamente cada 2 meses se hace una revisión del flujo (verificación del flujo, calibración del flujo) y cada 6 meses se hacen test de fugas. El equipo avisa cuando hay que colocar el rollo de cinta de filtro nuevo y del reemplazo del cartucho del filtro.

En la figura 10 se presenta una fotografía del aetalómetro en las instalaciones del IUMA. Lleva acoplado un secador de flujo con el fin de eliminar el vapor de agua del aire que se va a muestrear.

Figura 10. Fotografía del aetalómetro situado en las instalaciones del IUMA.

4.2. Zona de muestreo

El estudio de la evolución de las partículas submicrométricas y del carbono negro se ha realizado en las instalaciones del Instituto Universitario de Medio Ambiente (IUMA) de la Universidad de A Coruña (UDC), situado en el pazo de Lóngora (Liáns, Oleiros, 15179), en la provincia de A Coruña (figura 11). Se encuentra a una distancia de 800 m de la costa y a una altura de 45 m sobre el nivel del mar.

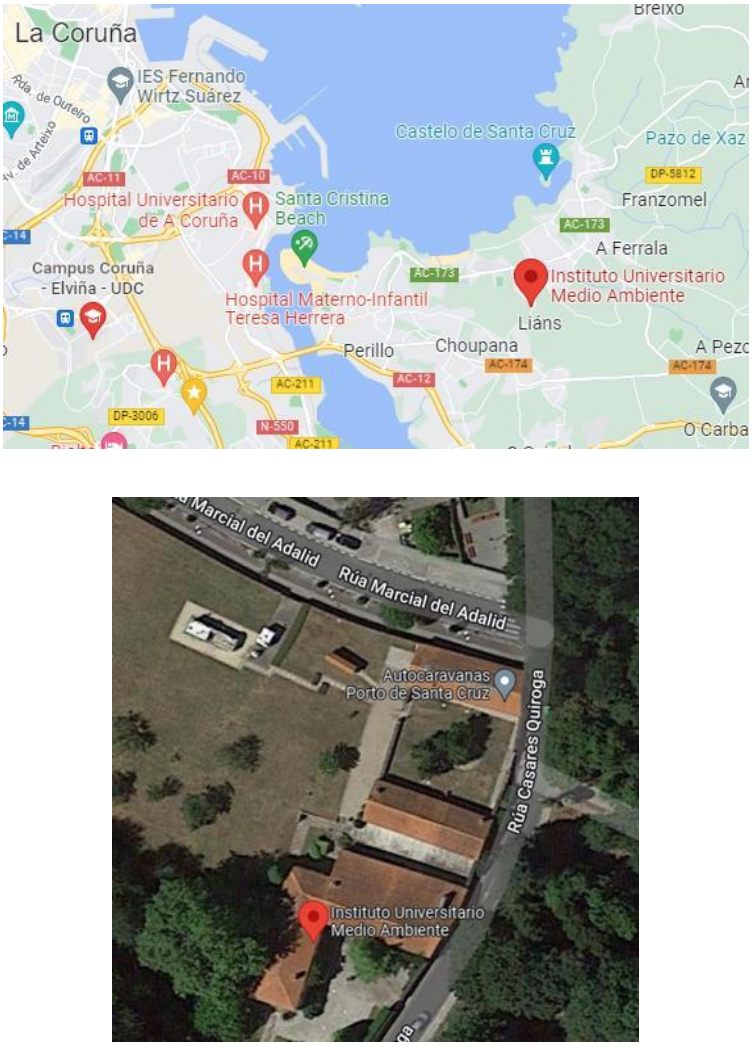


Figura 11. Localización del IUMA (43º20'10.56''N 8º21'07.45''O).

El IUMA se localiza en una zona suburbana con urbanizaciones residenciales y casas unifamiliares. Las zonas urbanas más próximas son Santa Cristina y Santa Cruz, que se encuentran a una distancia de 1,6 km y 1,5 km, respectivamente (figura 11). La ciudad más cercana es la ciudad de A Coruña, que se encuentra a una distancia de 5,6 km en línea recta y posee una población de 245.468 habitantes (IGE, Instituto Gallego de la Estadística 2021).

Cabe destacar que hay varias vías de circulación cercanas, como la autopista del Atlántico (AP-9), situada a 2,8 km y la AC-173, y que el aeropuerto se sitúa a aproximadamente 5 km del punto de muestreo. Por ello, uno de los factores responsables de la presencia de partículas en la atmósfera en esta zona podría ser el tráfico rodado, debido a su proximidad a la costa, el cual se ve incrementando durante los meses más calurosos del verano.

4.3. Tratamiento de los datos del espectrómetro SMPS y aetalómetro

Los datos recogidos mensualmente por el SMPS son exportados a un USB. Estos datos se tratan con el programa AIM *(Aerosol Instrument Management)*, y se guardan como un archivo de texto, el cual se abre con Microsoft Excel, con el fin de realizar algunas modificaciones en el documento, para obtener un documento apto para trabajar con R studio, que incluye la validación de datos. Con el paquete de Openair de R studio, se calculan las medias horarias y se guarda el archivo.

Este proceso se repite para el resto de los meses del año, y finalmente se juntan en un mismo documento, de tal forma que se obtiene un fichero que recoge las medias horarias de todo el año.

Los datos recogidos por el aetalómetro son exportados mensualmente a un USB. Posteriormente, son tratados con el programa CAAT, con el que se realiza, en primer lugar, una validación, de tal manera que los datos que hayan sido medidos durante el mantenimiento del instrumento son eliminados. A continuación, se calculan las medias horarias y finalmente, la contribución de fuentes para el carbono negro (canal 6). Este procedimiento se realiza cada mes.

Para calcular la contribución de eBCbb y eBCff se emplea el AAE (*Absoprtion Ångstrom Exponent*) correspondiente para cada una de las fracciones (AAEbb=1,68 y AAEff=0,9) (Zotter et al., 2017). La ecuación que se emplea para el cálculo es la siguiente:

$$BC_{bb} = \frac{\frac{b_{abs\,(470)}}{b_{abs\,(950)}} - \left(\frac{950}{470}\right)^{AAEff}}{\left(\frac{950}{470}\right)^{AAEbb} - \left(\frac{950}{470}\right)^{AAEff}} * BC$$

De tal manera que:

$$BC_{ff} = BC - BC_{bb}$$

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. Evolución de los contaminantes

5.1.1. Concentración del número de partículas finas totales

En la figura 12 se observa el calendario del período de muestreo a lo largo del año 2021. Durante los meses de verano (junio, julio y agosto) y algunos días de mayo no se recogieron datos.

El valor medio anual en 2021 de la concentración del número total de partículas fue 2282 partículas/cm^3, el cual es menor que el obtenido en otros estudios, al tratarse de un área suburbana. En Hama et al., 2017 se obtuvo un valor muchísimo mayor, de 8022 partículas/cm^3, lo cual es debido a que el estudio se realizó en un área urbana, concretamente en el campus de la Universidad de Leicester, donde la carretera principal más cercana se encuentra a 140 m del lugar de muestreo. En Cheng et al., 2019, el lugar de estudio fue Xi'an, una de las ciudades más grandes del noroeste de China y se obtuvo un valor de 3,35x10^4 partículas/cm^3.

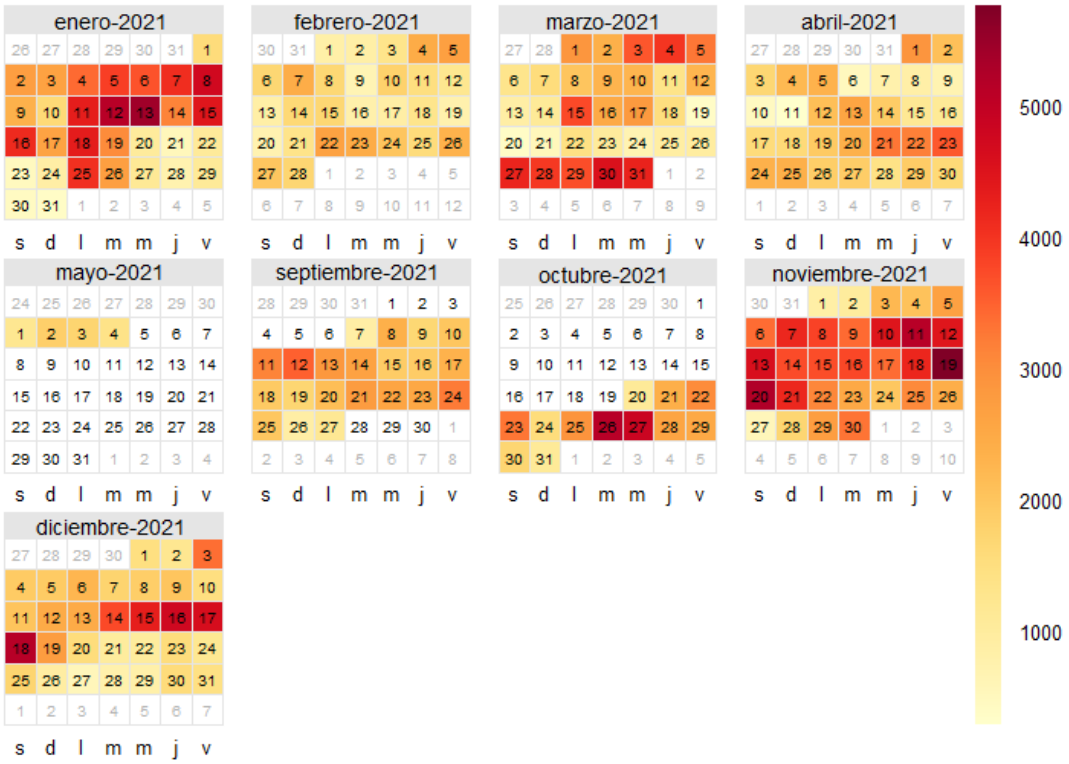


Figura 12. Valores de Nt (partículas/cm^3) durante el año 2021.

Se observa que en la mayoría de los días se obtienen valores inferiores a 4000 partículas/cm^3. Los días 13 de enero y 20 de noviembre presentan valores más elevados siendo la concentración más alta la que se observa el día 19 de noviembre, con un valor de 5755 partículas/cm^3. A continuación, en la tabla 2 se muestran los días con mayor número de concentración de partículas junto con el valor correspondiente.

Tabla 2. Días del año 2021 con mayores concentraciones de Nt.

Días con mayores concentraciones	Valor (cm^{-3})
12/01/2021	5126
13/01/2021	5433
26/10/2021	5122
11/11/2021	5126
19/11/2021	5755
20/11/2021	5227
18/12/2021	5143

En la figura 13 se muestra la distribución diaria, horaria y mensual del número total de partículas durante el año 2021. La línea de color rojo se corresponde con la media y la zona sombreada se corresponde con el intervalo de confianza del 95%.

En la distribución horaria se observan dos picos, a las 9:00 y a las 20:00 (UTC), que podrían corresponder al inicio y al fin de la jornada laboral donde hay un aumento de tráfico. Estos disminuyen de forma considerable los fines de semana, ya que no se producen tantos desplazamientos, y también se produce un retardo del primer pico, pasando a situarse a las 12:00h, debido a la tendencia de no madrugar tanto los días no laborables. También la concentración diurna es mucho más elevada que la nocturna para cualquier día de la semana. En el estudio de Hama et al., 2017, se obtienen resultados similares.

La variación anual de Nt muestra un pico en invierno, probablemente asociado con un aumento de la quema de biomasa para el calentamiento doméstico. Por otra parte, la variación semanal, muestra que las concentraciones son menores durante el fin de semana que durante los días laborales.

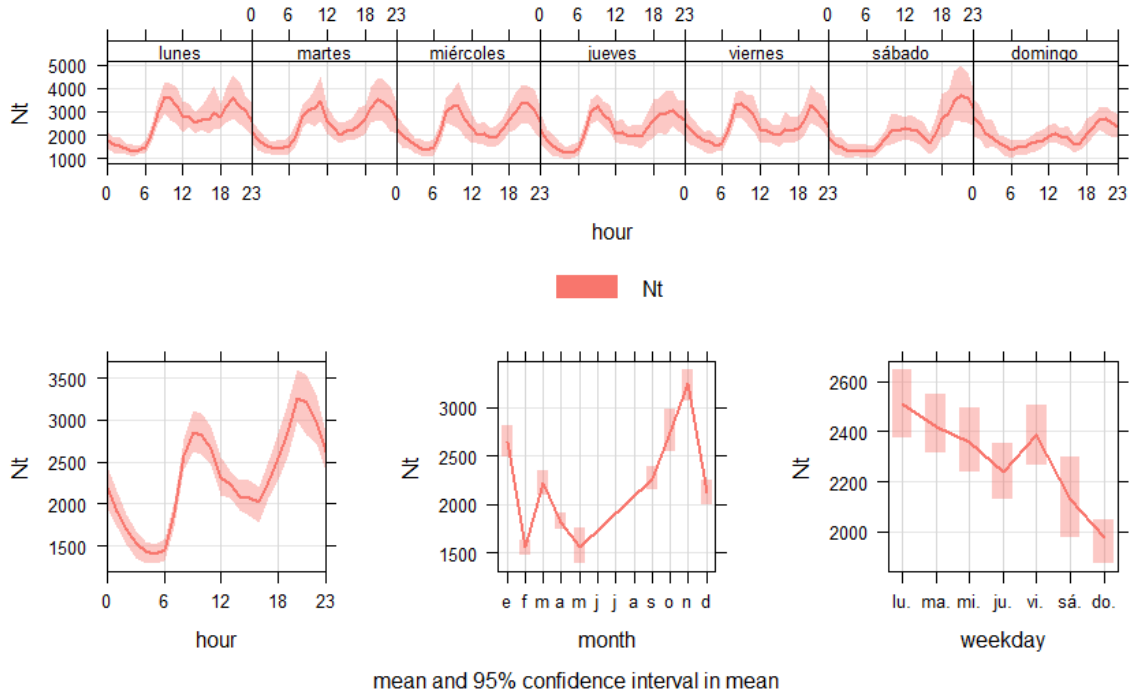


Figura 13. Variación horaria, diaria y mensual de Nt durante el año 2021.

5.1.2. Carbono negro equivalente

El valor medio obtenido durante el año 2021 para el eBC fue 0,743 µg/m^3. La concentración media obtenida para el eBC fue menor que para otros estudios. En Pakkanen et al., 2000, se obtuvo un valor medio anual de 1,38 µg/m^3, siendo el tráfico local la contribución más importante al carbono negro, sobre todo durante los días de semana. Cabe destacar que este estudio fue realizado en Helsinki, a 2 km del centro de la ciudad, y por tanto, es esperable que el valor medio anual del carbono negro sea mucho más elevado en una gran ciudad, donde la contribución debida al tráfico es mayor, que en un área suburbana.

Para el estudio del carbono negro, se va a estudiar la evolución de dos fracciones: la procedente de la combustión de biomasa (eBCbb) y la procedente de la combustión de combustibles fósiles (eBCff).

a) Carbono negro equivalente procedente de la quema de biomasa: eBCbb

El eBCbb representa el 45% del eBC con una concentración de 0,331 µg/m^3. Analizando la distribución horaria, se observan dos picos, a las 10:00 y a las 21:00, siendo bastante más elevado el de final de la tarde, y el cual podría corresponder

con el uso de los sistemas de calefacción en las viviendas. También es observa que el pico de por la mañana disminuye y se atrasa durante el fin de semana (figura 14).

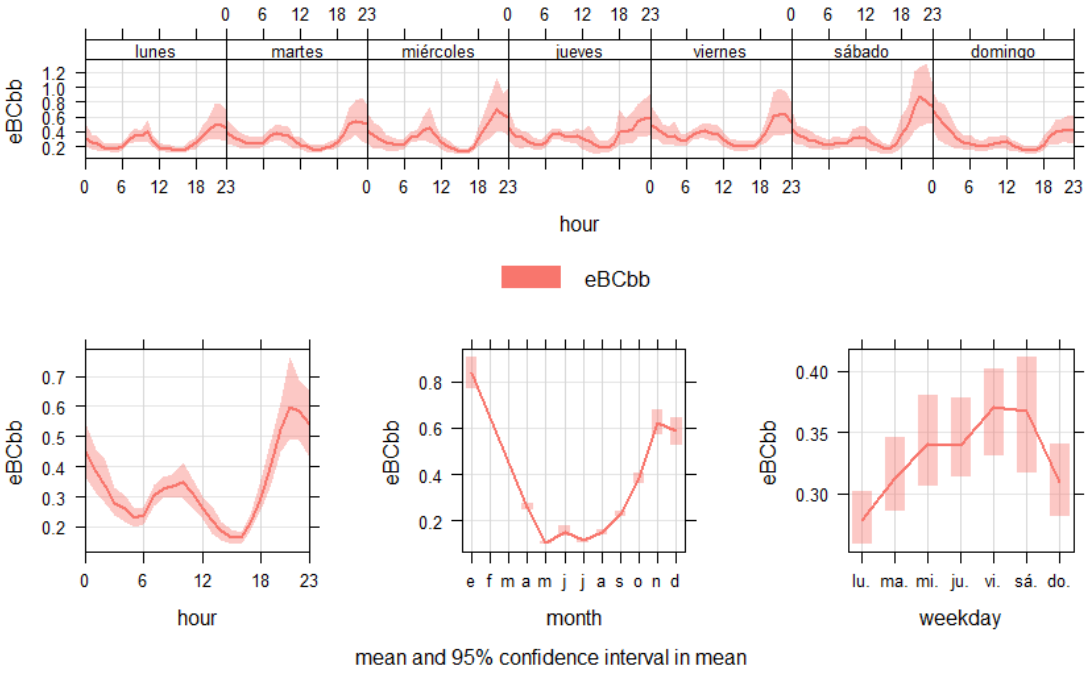


Figura 14. Variación diaria, horaria y mensual del eBCbb durante el año 2021.

En cuanto a la variación estacional, las concentraciones son mucho mayores durante los meses de invierno, debido a un aumento del uso de la calefacción durante los meses fríos, por lo que aumenta la combustión de madera y de biomasa, al tratarse de una zona también residencial.

b) *Carbono negro procedente de la quema de combustibles fósiles: eBCff*

El eBCff es la fracción mayoritaria, contribuye en un 55% al eBC con una concentración de 0,411 µg/m^3.

En cuanto a la variación horaria, se observan dos picos correspondientes a las 8:00 y a las 20:00, siendo mayor el primero, ya que alrededor de esa hora se producen más desplazamientos (no solamente por carretera, sino que también aéreos), debidos al comienzo de la jornada laboral y al inicio de las clases en colegios. Ambos picos disminuyen considerablemente durante el fin de semana.

Por otro lado, se observa una mayor concentración durante el mes de septiembre, que podría ser desencadenada por un aumento de los desplazamientos debido al fin del verano e inicio del curso escolar.

Y en cuanto a la distribución diaria, existe un gran descenso de la concentración durante el fin de semana al igual que para las partículas submicrométricas Nt (figura 15).

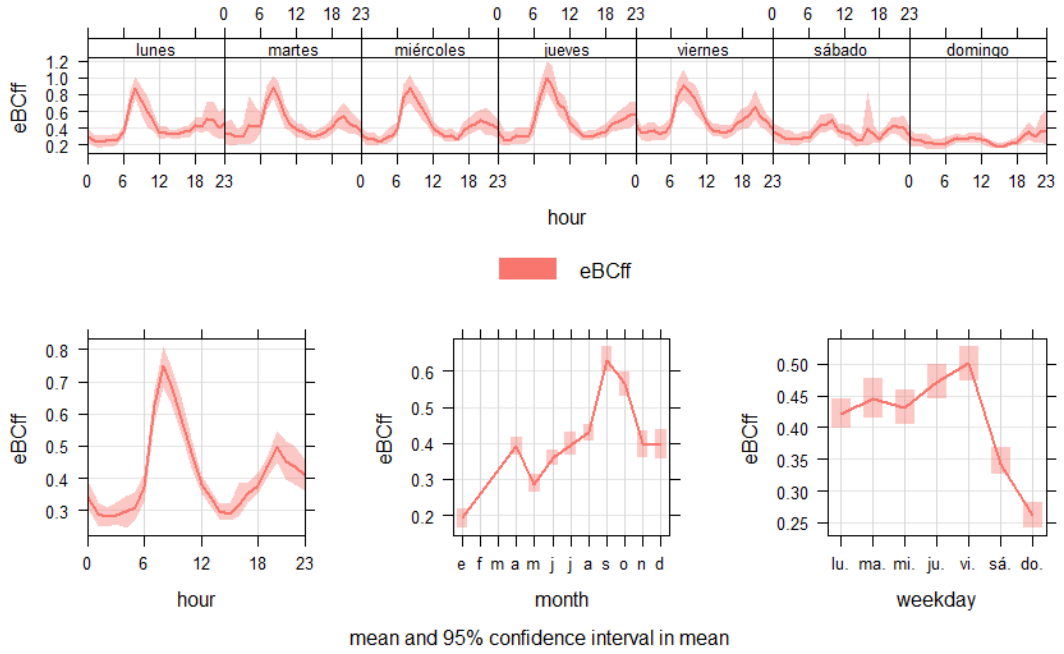


Figura 15. Variación horaria, diaria y mensual de eBCff durante el año 2021.

En Diapouli et al., 2017, se obtuvo también que la contribución del eBC debida a la quema de biomasa fue prácticamente inexistente (9%) frente a la debida a la combustión de combustibles fósiles (91%) durante el periodo de estudio y que eBCbb aumentó significantemente durante el periodo frío. Este estudio se realizó también en un área suburbana, pero localizada a 7 km del centro histórico de Atenas, por lo que la contribución debida a los combustibles fósiles es mucho mayor al estar cerca de una gran ciudad. Por otra parte, al analizar la variación diaria del eBCff se observaron dos picos, uno por la mañana, entre las 8 y las 10 a.m. y el otro al final de la tarde y principio de la noche.

Las concentraciones más altas de eBC se observaron también en invierno en Mbengue et al., 2020, debido al aumento de eBCbb, al igual que se observó que la contribución de eBCff es más pronunciada durante la hora punta de tráfico por la mañana, disminuyendo dicho pico durante el fin de semana.

En Zhang et al., 2020 se obtuvieron resultados similares. Los valores más altos de eBCbb fueron durante invierno y primavera, debido a un aumento de la quema de biomasa, mientras que los valores más altos de eBCff se registraron en verano y otoño, como consecuencia de un aumento del transporte principalmente.

5.2. Relación entre las partículas finas y el carbono negro

5.2.1. Relación entre la concentración del número de partículas finas totales y las tres modas granulométricas

El valor medio anual en 2021 de la concentración del número total de partículas fue de 2282 partículas/cm^3. Las concentraciones obtenidas para las tres modas fueron de 619 partículas/cm^3 (moda nucleación); 1137 partículas/cm^3 (moda Aitken) y de 526 partículas/cm^3 (moda acumulación), de tal forma que la moda que más contribuyó al número total de partículas fue la moda Aitken, con un 50%. La moda nucleación y acumulación contribuyeron casi por igual, con un 27% y un 23%, respectivamente. La moda Aitken fue la de mayor influencia también en otros estudios, como en Cheng et al., 2019, en Wu et al., 2008 o en Kulmala et al., 2016.

Analizando la distribución horaria de las modas granulométricas se observan dos picos para todas ellas, uno sobre las 8:00-10:00 (que comienza con la moda Aitken, le sigue la nucleación y finalmente la acumulación) y el otro sobre las 21:00, teniendo ambos una mayor concentración para la moda Aitken (figura 16).

También se observa que a lo largo del día presenta mayores concentraciones la moda nucleación que la moda acumulación, excepto para las primeras horas del día (00:00-6:00) y para las últimas (21:00-23:00). Por otra parte, analizando la variación horaria a lo largo de la semana, se observa una tendencia bastante uniforme, mientras que durante el fin de semana el pico de por la mañana disminuye notablemente.

En cuanto a la distribución diaria, la moda Aitken sigue teniendo los valores más altos de concentración, seguida de la moda nucleación y, posteriormente de la moda acumulación. Durante el fin de semana, la moda Aitken y la moda nucleación disminuyen, y la moda acumulación aumenta levemente, teniendo una concentración muy similar a la moda nucleación el sábado y superando a esta ligeramente el domingo.

También es de gran importancia estudiar la distribución mensual de las tres modas granulométricas muestra que la moda que más contribuye al número de partículas total durante el año 2021 fue la moda Aitken, que comprende el intervalo de tamaño de 31 a 100 nm. Se observa también poca diferencia entre las concentraciones de la moda nucleación y de la moda acumulación.

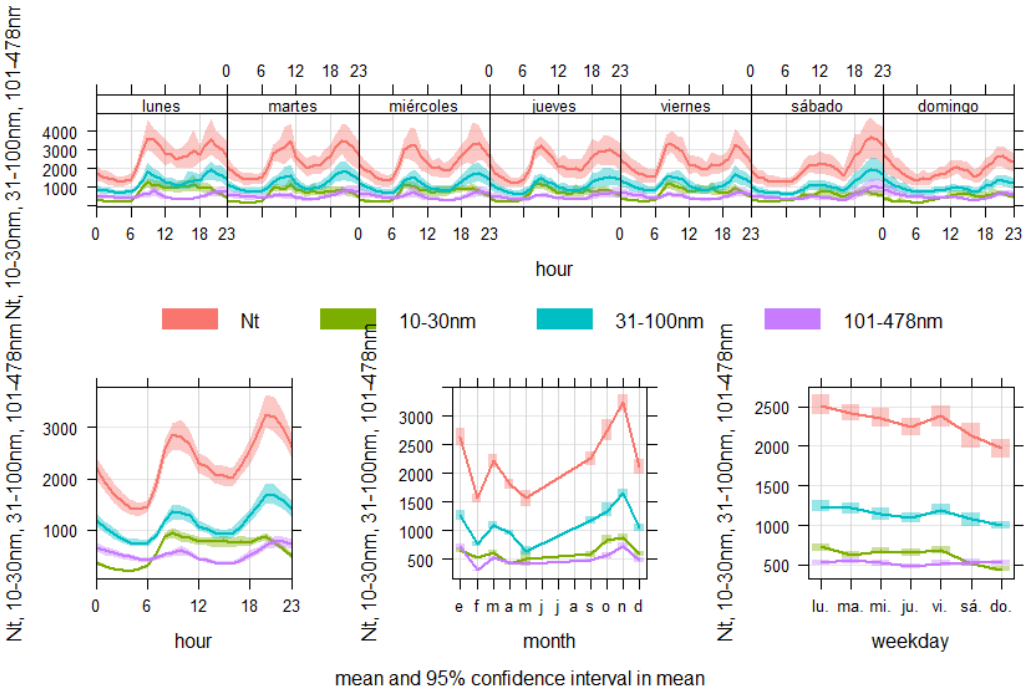


Figura 16. Comparativa de la variación horaria, diaria y mensual de las tres modas granulométricas durante el año 2021.

5.2.2. Relación entre la concentración del número de partículas finas totales y el carbono negro equivalente

A continuación, se estudia la relación existente entre la concentración del número total de partículas y el carbono negro. También se analiza qué fracción del carbono negro tiene mayor influencia, la debida a la quema de biomasa o la debida a la quema de combustibles fósiles. Para ello, se realizan regresiones cuantiles paramétricas con el programa R studio.

Los métodos de regresión cuantil son competitivos con el método tradicional de mínimos cuadrados en lo que se refiere al esfuerzo computacional gracias al descubrimiento del método simple y al desarrollo en la programación lineal. La localización de los cuantiles asegura un tipo de robustez carente en muchos procedimientos estadísticos habituales, como, por ejemplo, los basados en minimizar una suma de residuos al cuadrado (Escura, A., 2019). La regresión cuantil es útil en situaciones de pocos datos, heterocedásticos y presencia de atípicos.

Para dichas regresiones se emplea el paquete Quantreg, creado por Roger Koenker. La función más importante que se va a usar es “rq”, que representa un ajuste de regresión

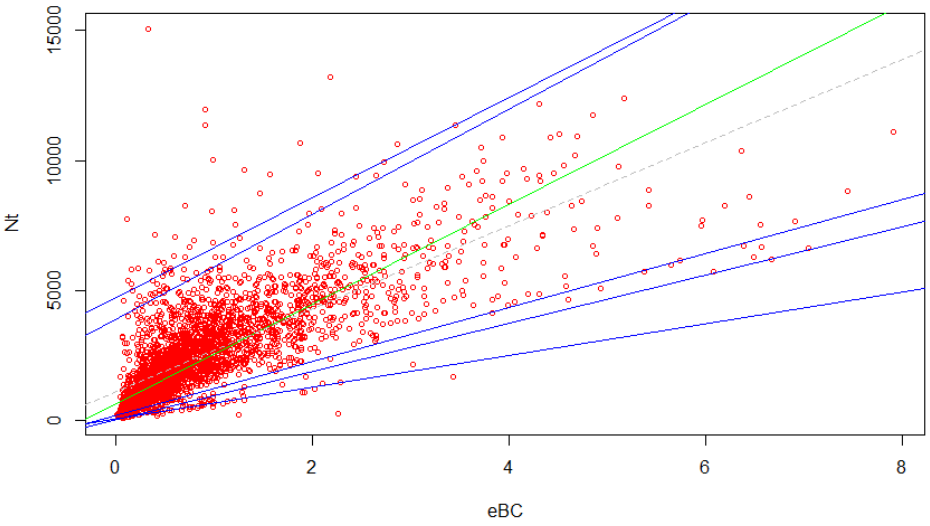
cuantil. Esta función ”rq” solamente produce estimaciones de los coeficientes, por lo tanto, para evaluar la precisión de estas estimaciones se determinará si las covariables son significativas en cuantiles particulares.

En las figuras 17, 18, 19 y 20 se pueden observar las regresiones cuantiles para los cuantiles de orden 0,01, 0,02, 0,05, 0,98 y 0,99. Las líneas azules son los ajustes rq para los cuantiles especificados, la línea verde continua es el ajuste del cuantil 0,5 y la línea discontinua gris es el ajuste por mínimos cuadrados de la mediana condicional.

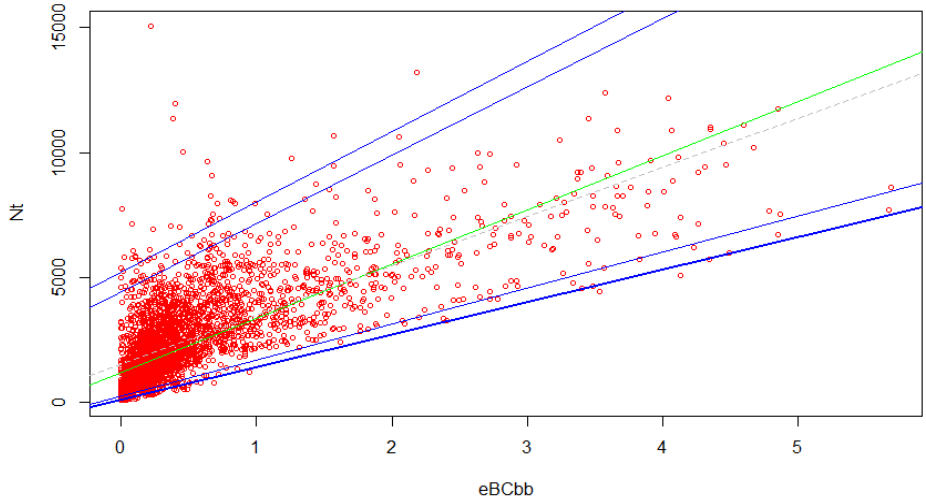
Trabajando a un 5% de significación, el coeficiente de la recta de regresión resulta significativo (distinto de 0) si el valor p de probabilidad es inferior a 0,05. En cuanto a la elección del orden (tau, percentil), por ejemplo, tau=0,05 indica que para cada valor de eBC que se fije, se puede estimar el valor de Nt que deja por debajo únicamente el 5% de los valores de esta variable.

El mismo estudio se realiza para las tres modas granulométricas, para averiguar qué intervalo de tamaño de partícula tiene una mayor relación con eBC. Se observa claramente que, en todas las gráficas, la mayor parte de los datos están comprendidos entre dos pendientes bien definidas.

a)



b)



c)

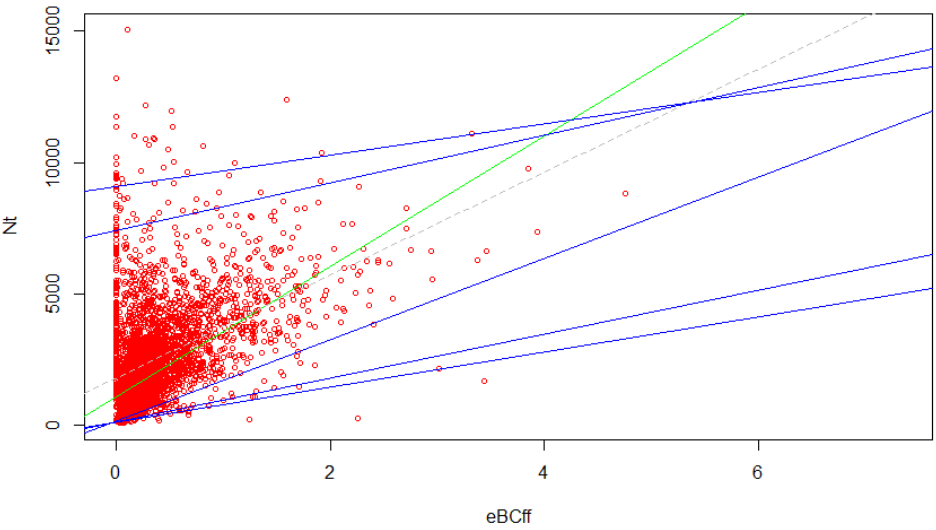


Figura 17. Diagrama de dispersión del ajuste regresión cuantil de Nt frente a: (a) eBC (b) eBCbb (c) eBCff.

Moda nucleación (10-30 nm)

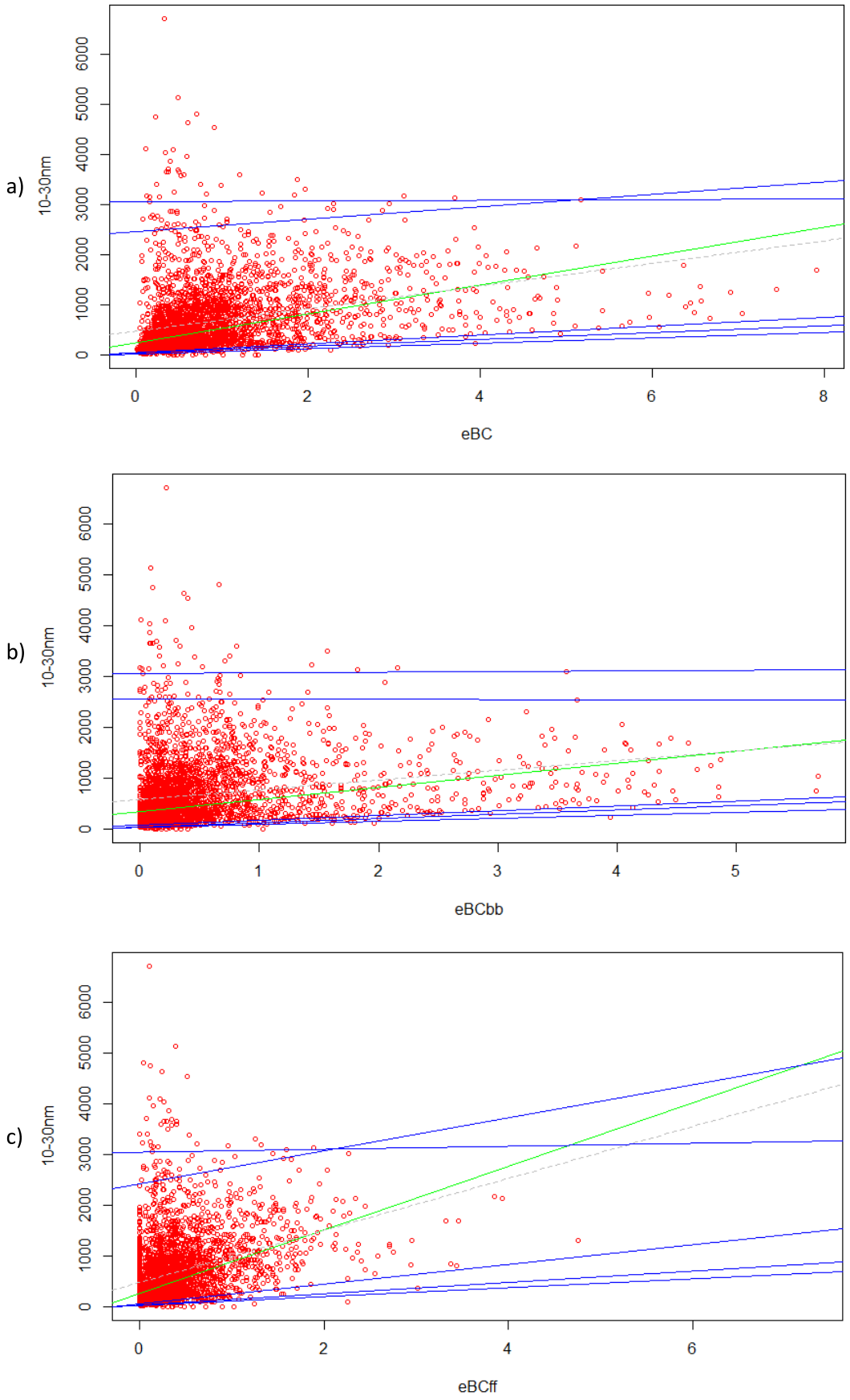


Figura 18. Diagrama de dispersión del ajuste regresión cuantil de la moda nucleación frente a: (a) eBC (b) eBCbb (c) eBCff.

Moda Aitken (31-100 nm)

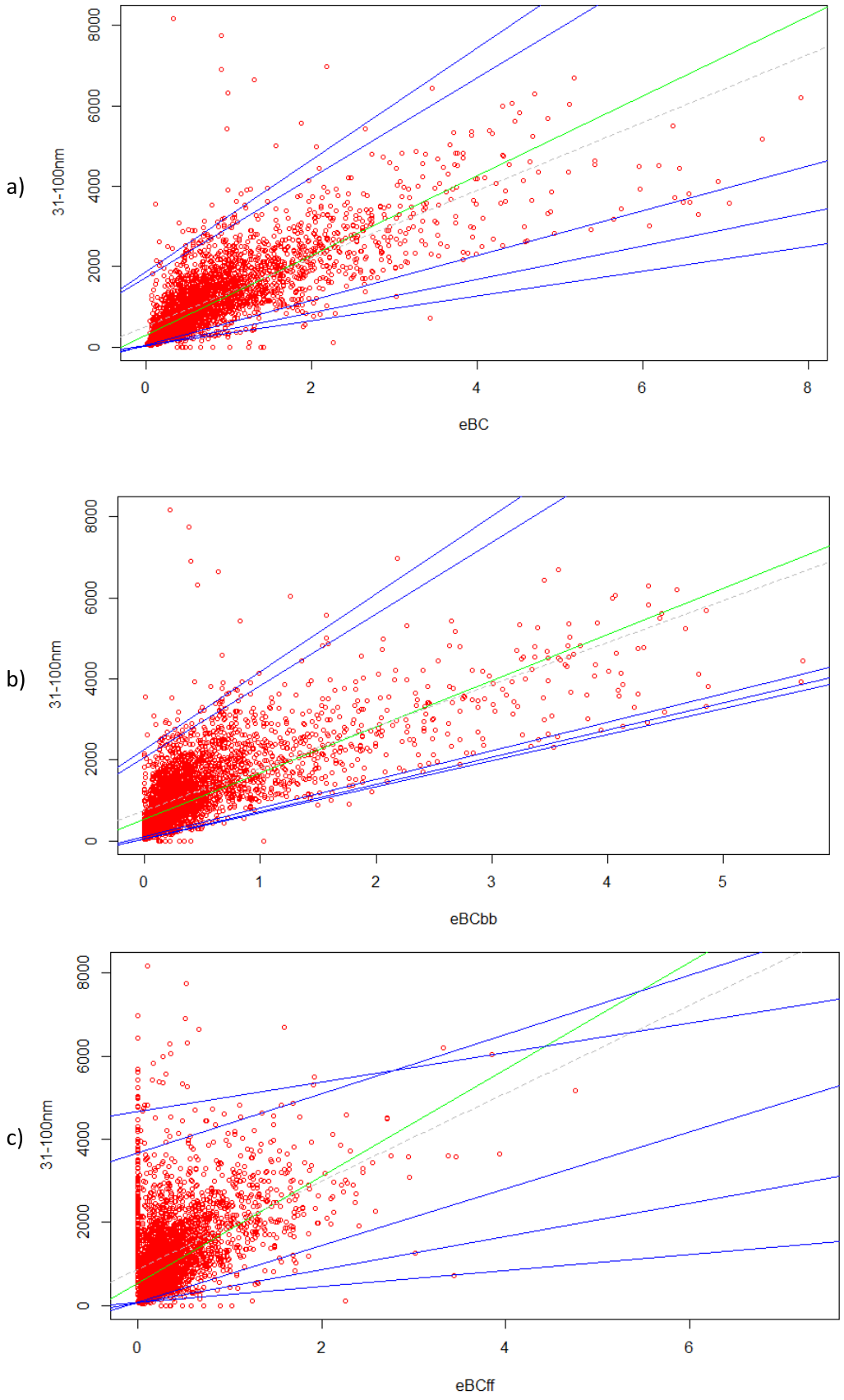
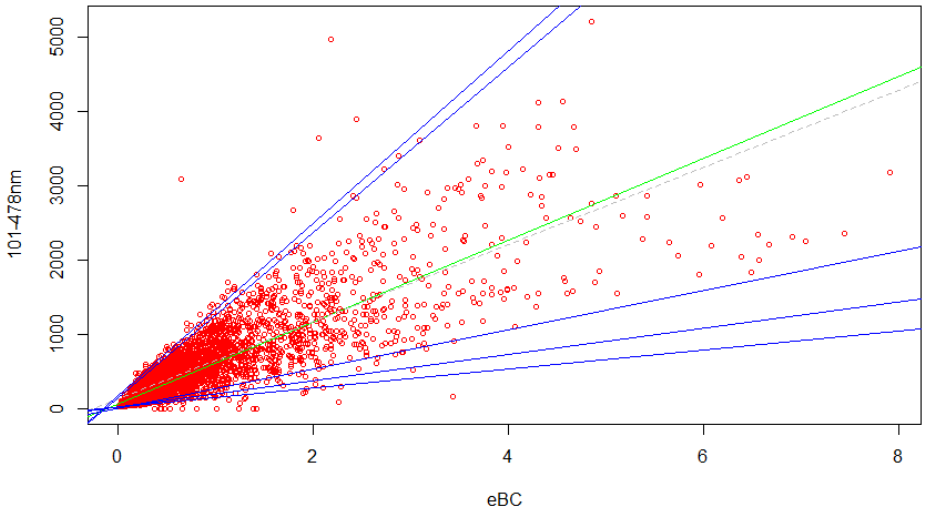


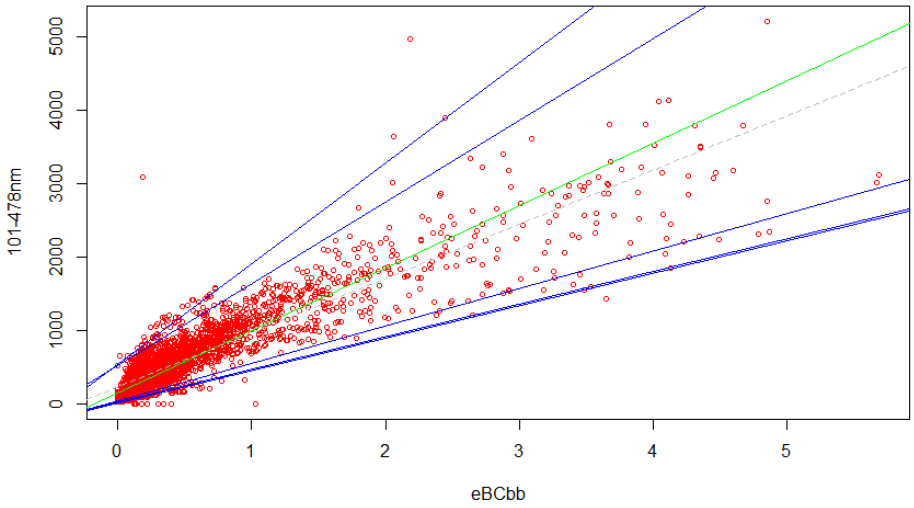
Figura 19. Diagrama de dispersión del ajuste regresión cuantil de la moda Aitken frente a: (a) eBC (b) eBCbb (c) eBCff.

Moda acumulación (101-478 nm)

a)



b)



c)

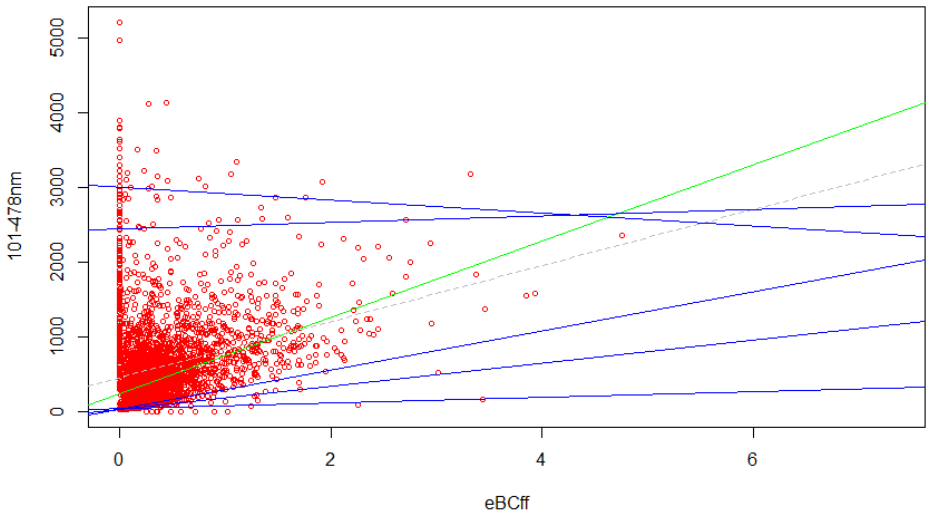


Figura 20. Diagrama de dispersión del ajuste regresión cuantil de la moda acumulación frente a: (a) eBC (b) eBCbb (c) eBCff.

En la siguiente tabla 3 se recogen los datos correspondientes a la pendiente, ordenada en el origen y Pr (valor p de probabilidad) de todas las representaciones. También se estudia si los valores obtenidos son o no significativos, usando el valor de 0,05 (correspondiente al percentil 5) como valor límite. Por lo tanto, si Pr (pendiente)<0,05 se considera significativo (celda verde); en caso contrario, no significativo (celda amarilla).

Tabla 3. Cálculo de los coeficientes estimados para Nt y las tres modas granulométricas.

		1º	2º	5º	98º	99º
Nt vs eBC	Ordenada	85,61	48,60	183,24	391,67	4.717,91
	Pendiente	605,83	924,80	1040,36	2.020,11	1.928,86
	Pr (ordenada)	0,00	0,23	0,00	0,00	0,00
	Pr (pendiente)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Nt vs eBCbb	Ordenada	103,40	150,43	269,74	4.431,92	5.200,50
	Pendiente	1.296,32	1.297,91	1438,30	2.739,50	2.815,98
	Pr (ordenada)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Pr (pendiente)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Nt vs eBCff	Ordenada	133,32	153,02	184,44	7421,14	9094,75
	Pendiente	668,23	833,73	1546,35	906,82	597,60
	Pr (ordenada)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Pr (pendiente)	0,00	0,00	0,00	0,01	0,21
10-30 nm vs eBC	Ordenada	15,86	28,12	47,26	2453,53	3050,44
	Pendiente	53,43	67,35	87,26	123,91	8,47
	Pr (ordenada)	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
	Pr (pendiente)	0,00	0,00	0,00	0,01	0,90
10-30 nm vs eBCbb	Ordenada	25,68	36,56	63,81	2.558,35	3051,53
	Pendiente	58,22	85,12	93,85	-5,46	11,95
	Pr (ordenada)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Pr (pendiente)	0,00	0,00	0,00	0,96	0,79
10-30 nm vs eBCff	Ordenada	21,71	34,83	47,63	2.411,09	3.047,77
	Pendiente	87,09	109,93	194,25	326,48	29,11
	Pr (ordenada)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Pr (pendiente)	0,02	0,00	0,00	0,00	0,83
31-100 nm vs eBC	Ordenada	33,31	33,10	50,68	1.728,30	1871,00
	Pendiente	308,72	412,10	555,44	1.243,09	1394,19
	Pr (ordenada)	0,09	0,03	0,00	0,00	0,00
	Pr (pendiente)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
31-100 nm vs eBCbb	Ordenada	38,32	60,18	111,68	2.054,05	2.245,38
	Pendiente	645,37	671,05	706,57	1.773,52	1.923,58
	Pr (ordenada)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

	Pr (pendiente)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
31-100 nm vs eBCff	Ordenada	60,07	60,53	77,11	3668,69	4670,81
	Pendiente	193,50	399,38	682,55	712,56	353,20
	Pr (ordenada)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Pr (pendiente)	0,07	0,00	0,00	0,00	0,26
101-478 nm vs eBC	Ordenada	15,68	12,33	4,05	145,50	172,65
	Pendiente	127,44	178,51	263,53	1115,85	1162,03
	Pr (ordenada)	0,01	0,00	0,042	0,00	0,00
	Pr (pendiente)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
101-478 nm vs eBCbb	Ordenada	0,400	15,93	34,25	517,37	534,01
	Pendiente	442,74	447,52	511,36	1116,61	1375,64
	Pr (ordenada)	0,98	0,00	0,00	0,00	0,00
	Pr (pendiente)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
101-478 nm vs eBCff	Ordenada	28,94	26,51	24,48	2449,37	3011,97
	Pendiente	39,06	154,06	262,50	43,11	-87,10
	Pr (ordenada)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Pr (pendiente)	0,28	0,00	0,00	0,78	0,64

significativo
no significativo

Analizando qué valores son significativos, se puede saber qué tamaño de partícula guarda mayor relación tanto como con el carbono negro equivalente como con cada una de las contribuciones. Por tanto, se puede observar que las modas que mayor relación guardan con eBC, al igual que con eBCbb son las modas Aitken (31-100 nm) y acumulación (101-478 nm). En cuanto al eBCff, la que mayor relación guarda es la moda nucleación (10-30 nm).

En estudios como el llevado a cabo por Rodríguez y Cuevas (2007), no se emplea una regresión cuantil, pero la concentración del número total de partículas muestra una alta correlación con las concentraciones tanto del carbono negro como de la fracción del carbono negro debida a la combustión de combustibles fósiles.

Se concluye que las partículas de menor tamaño, que corresponden a la moda nucleación, son las menos relacionadas con el carbono negro.

5.2.3. Segregación de la concentración del número total de partículas en sus componentes

La estimación de las diferentes contribuciones a la concentración del número total de partículas es importante para diseñar medidas eficientes para reducir la contaminación atmosférica (Casquero Vera, J.A., 2021). Con el objetivo de cuantificar las fuentes y los procesos que contribuyen a la concentración del número total de partículas, Rodríguez y Cuevas (2007), separaron Nt en dos componentes: aerosol primario (N1) y aerosol secundario (N2).

$$N1 = S1 \cdot BC$$

$$N2 = Nt - N1$$

donde:

N1: es la contribución debida a los aerosoles emitidos directamente en la fase de partícula (como el BC o los hidrocarburos aromáticos policíclicos, entre otros) o a aquellos compuestos que forman nucleación inmediatamente después de la emisión.

N2: hace referencia a aquellas especies emitidas por los vehículos que típicamente experimentan nucleación.

Por otra parte, S1 es un factor escalar semi-empírico, y se interpreta como el número mínimo de partículas primarias procedentes de las emisiones de los vehículos por cada nanogramo de BC. Se calcula a partir de la regresión lineal cuantil de Nt frente eBC para los valores recogidos para los tres picos observados al estudiar la variación horaria (figura 16) para el 5º percentil. Para calcular N1 es necesario multiplicar S1 por el valor medio de eBC (Tabla 4).

Tabla 4. Valores medios de eBC, eBCff y Nt.

Valor medio eBC	0,743
Valor medio eBCff	0,411
Valor medio Nt	2282,15

Es importante destacar que el modelo de Rodríguez y Cuevas (2007) asume que las partículas de BC provienen de las emisiones de tráfico. Sin embargo, esta afirmación no es válida en áreas influenciadas por emisiones procedentes de quema de biomasa,

donde la aplicación de esta metodología puede dar lugar a una importante sobreestimación de las partículas primarias asociadas a las emisiones de los vehículos, como es el área objeto de este estudio.

Por lo tanto, se propone una nueva aproximación para separar las emisiones debidas a los vehículos y a la quema primaria de biomasa en áreas influenciadas por quema de biomasa. Se propone el uso del BC originario solo de las emisiones de tráfico (eBCff) como:

$$N1ff = S1ff.BCff$$

Donde S1ff es un factor escalar, que se corresponde con la pendiente de la recta Nt frente BCff para el 5º percentil. N1ff es la concentración de partículas primarias del tráfico rodado, que se obtiene multiplicando S1ff por el valor medio de eBCff (Tabla 5).

Tabla 5. Datos necesarios para el cálculo de N1 y N2 para las tres franjas horarias.

	S1	N1	S1ff	N1ff	N1bb	N2
8:00-9:00	969,05	720,00	1251,16	514,23	205,77	1562,15
15:00-16:00	1560,92	1159,76	2282,2	937,98	221,78	1122,39
20:00-21:00	1019,34	757,37	1806,63	742,52	14,85	1524,78

Considerando las principales fuentes de emisión, se puede asumir que los únicos procesos significativos de combustión que contribuyen a la concentración del BC, tanto en áreas urbanas como suburbanas, son la quema de biomasa y el tráfico rodado. Por lo tanto, la concentración de partículas primarias procedentes de la quema de biomasa (N1bb) puede ser estimada como:

$$N1bb = N1 - N1ff$$

Y, por tanto, también se puede calcular la concentración de partículas secundarias (N2) como:

$$N2 = Nt - N1ff - N1bb$$

Así, el aerosol secundario es el que tiene mayor influencia en el número total de partículas, al igual que ocurre en Kulmala et al., 2016, donde el estudio se realizó en dos áreas opuestos: por un lado, en el entorno de un bosque en Finlandia y por otro lado, en Nanjing (China) que se trata de una ciudad muy contaminada y, en ambos sitios la mayoría de las partículas fueron de origen secundario.

En el estudio de Casquero-Vera et al., 2021, en el cual se llevaron a cabo mediciones de Nt tanto en un área urbana como en un área suburbana, se obtuvieron concentraciones más altas para partículas con rangos de tamaño de 12-25 nm y 25-100 nm en el área urbana, debido a la proximidad de esta área a carreteras con tráfico, sin embargo, la concentración de partículas con un rango de tamaño de 100-600 nm fue mayor en áreas suburbanas. También se observó que en ambos sitios las partículas secundarias fueron las principales contribuidoras a la concentración del número total de partículas.

5.2.4. Relación entre el aerosol primario y la concentración del número de partículas finas totales

Una vez obtenido el valor de S1, se puede estudiar también la variación de la relación entre el aerosol primario y la concentración del número de partículas finas totales (N1/Nt). Para ello lo que se hace es calcular N1 para cada uno de los datos obtenidos durante el año 2021, empleando la ecuación. Luego se calcula el cociente, se expresa como porcentaje y se estudia su evolución a lo largo del año 2021. En la figura 21 se muestra la variación horaria, diaria y mensual de la relación N1/Nt (%) a lo largo del año 2021.

En la distribución horaria se pueden observar dos picos, uno a las 7:00 y otro a las 21:00. Ambos serían debidos al aumento de los desplazamientos y, por tanto, del tráfico durante esas horas. El primero podría corresponder con el inicio de la jornada laboral y el segundo probablemente con el regreso al hogar. En Hama, S.M.L. et al., 2017, las contribuciones más elevadas de N1 a Nt fueron durante las horas punta de la mañana y de la tarde. El pico de por la mañana también se observa en Rodríguez, S., Cuevas, E., 2007, concretamente durante las 7:00 y las 8:00 de la mañana.

En cuanto a la distribución diaria, la concentración aumenta notablemente al final de la semana, sobre todo el viernes, con lo cual se podría concluir que existe más tráfico al inicio del fin de semana.

En cuanto a la variación a lo largo de los meses, lo que se puede observar es un máximo bastante notable en diciembre, que podría ser debido a los desplazamientos de la gente durante las diferentes festividades que tienen lugar a lo largo de ese mes. No se puede estudiar la variación estacional ya que no existen datos durante los meses de verano.

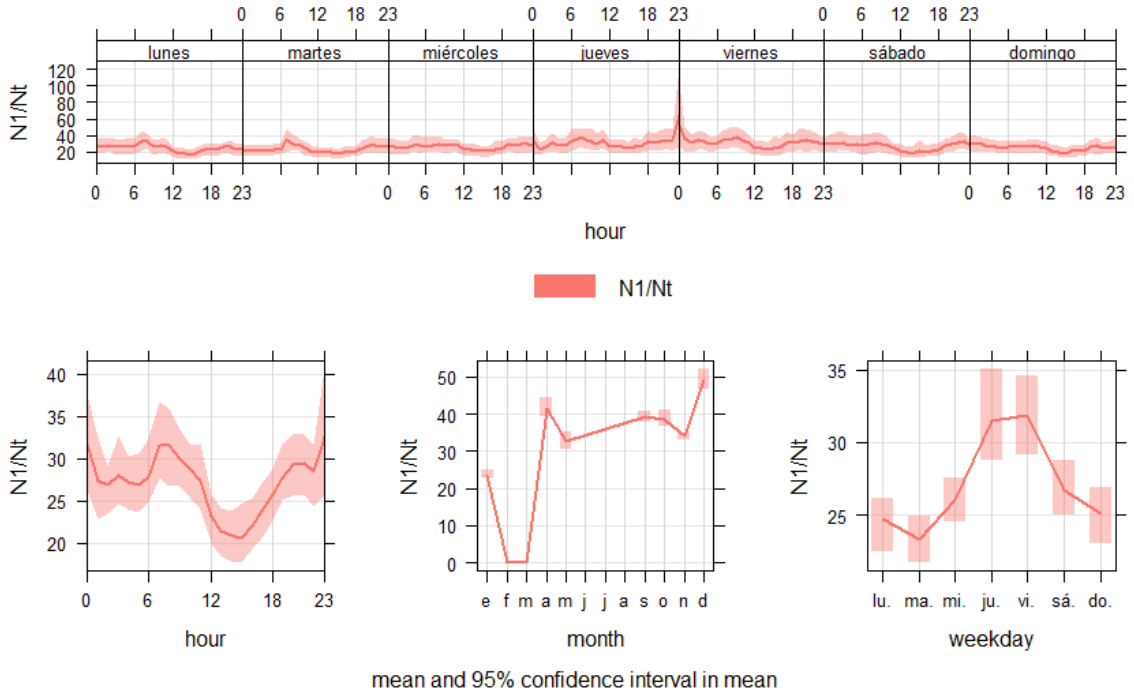


Figura 21. Variación horaria, diaria y mensual de N1/Nt durante el año 2021.

6. CONCLUSIONES

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos en este Trabajo de Fin de Grado se puede concluir que en el año 2021:

1. La concentración media anual del número total de partículas obtenida es de 2282,15 partículas/cm^3, obteniéndose valores inferiores a 4000 partículas/cm^3 la mayor parte de los días.
2. En cuanto a las tres modas granulométricas, la moda que tuvo una concentración media mayor fue la moda Aitken, contribuyendo con un 50% a la concentración del número total de partículas.
3. La concentración del carbono negro fue 0,743 µg/m^3, donde la fracción debida a la quema de combustibles fósiles (eBCff) contribuyó con un 55% a la concentración total de carbono negro, y la debida a la quema de biomasa (eBCbb) con un 45%.
4. Las concentraciones de eBCbb son mayores durante los meses de invierno, al aumentar el uso de los sistemas de calefacción, mientras que la concentración más alta de eBCff se registró en el mes de septiembre, al aumentar el tráfico rodado posiblemente como consecuencia del comienzo del curso escolar.
5. En la distribución horaria de eBCbb se observa un máximo al final de la tarde, como consecuencia del empleo de la calefacción alrededor de esas horas. En la distribución de eBCff se muestran dos máximos debidos al aumento de tráfico durante el inicio y el final de la jornada laboral, los cuales disminuyen notablemente durante los días no laborales.
6. El aerosol secundario fue el contribuyó en mayor medida a la concentración del número total de partículas, con un porcentaje del 62%. En cuanto al aerosol primario, se concluye que la mayoría de las partículas que lo forman son procedentes de la combustión de combustibles fósiles.

CONCLUSIÓNS

Tendo en conta os resultados obtidos neste Traballo Fin de Grao, pódese concluír que no ano 2021:

1. A concentración media anual do número total de partículas obtida é de 2282,15 partículas/cm^3, obtendo na maioría dos días valores inferiores a 4000 partículas/cm^3.
2. Respecto dos tres modos granulométricos, o modo que tivo unha concentración media máis alta foi o modo de Aitken, contribuíndo nun 50% á concentración do número total de partículas.
3. A concentración media anual do carbono negro foi 0,743 µg/m^3, onde a fracción debida á queima de combustibles fósiles (eBCff) contribuiu nun 55% á concentración total de negro carbono, e que debida á queima de biomasa (eBCbb) cun 45%.
4. As concentracións de eBCbb son maiores durante os meses de inverno, ao aumentar o uso de sistemas de calefacción, mentres que a maior concentración de eBCff rexistrouse no mes de setembro, ao aumentar o tráfico rodado, posiblemente como consecuencia do inicio do curso escolar.
5. Na distribución horaria de eBCbb obsérvase un máximo ao final da tarde, como consecuencia do uso da calefacción arredor desas horas. A distribución de eBCff presenta dous máximos debido ao incremento do tráfico durante o inicio e o final da xornada, que diminúen notablemente nos días inhábiles.
6. O aerosol secundario foi o que contribuíu en maior medida á concentración do número total de partículas, cunha porcentaxe do 62%. Respecto ao aerosol primario, conclúese que a maioría das partículas que o forman son da combustión de combustibles fósiles.

CONCLUSIONS

Taking into account the results obtained in this Final Degree Project, it can be concluded that in the year 2021:

1. The average annual concentration of the total number of particles obtained was 2282.15 particles/cm^3, obtaining values below 4000 particles/cm^3 on most days.
2. Regarding the three granulometric modes, the mode that had a higher mean concentration was the Aitken mode, contributing 50% to the concentration of the total number of particles.
3. The concentration of black carbon was 0.743 µg/m^3, where the fraction due to the burning of fossil fuels (eBCff) contributed 55% to the total concentration of black carbon, and that due to biomass burning (eBCbb) with 45%.
4. The concentrations of eBCbb are higher during the winter months, as the use of heating systems increases, while the highest concentration of eBCff was recorded in the month of September, as road traffic increased, possibly as a consequence of the beginning of the school year.
5. In the hourly distribution of eBCbb, a maximum is observed at the end of the afternoon, as a consequence of the use of heating around those hours. The distribution of eBCff shows two maximums due to the increase in traffic during the beginning and end of the working day, which decrease notably during non-working days.
6. The secondary aerosol was the largest contributor to the concentration of the total number of particles, with a percentage of 62%. Regarding the primary aerosol, it is concluded that most of the particles that form it are from the combustion of fossil fuels.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agustine, I., Yulinawati, H., Suswantoro, E., Gunawan, D. (2017). Application of open air model (R package) to analyze air poluttion data.

Albrecht, B.A. (1989). Aerosols, cloud microphysics, and fractional cloudiness. *Science 245*, 1277-1230.

Ångström, A. (1963). The solar constant and the temperature of the Earth. *Progress in Global Biogeochemical Cycles 15*, 955-966.

Apte, J.S., Marshall, J.D., Cohen, A.J., Brauer, M. (2015). Addresing global mortality from ambient $PM_{2.5}$. *Envrion.Sci.Technol 49*, 8057-8066.

Atkinson, R.W., Mills, I.C., Wlton, H.A., Anderson, H.R. (2015). Fine particle components and health-A systematic review and meta-analysis of epidemiological time series studies of daily mortality and hospital admissions. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology 25*, 208.

Bakshi, S., He, Z.L., Harris, W.G. (2015). Natural nanoparticles: implications for environment and human health. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology 45*, 861-904.

Baron, P.A., Willeke, K. (2001). Aerosol measurement. *Wiley, New York, ed 2*, 508-519.

Barraza Castelo, F. (2017). Human exposure assessment related to oil activities in Ecuador: from the air quality monitoring to the study of metallic contaminants transfer in the soil-plant.

Bhardawaj, A., Habib, G., Kuman, A., Singh, S., Nema, A.K. (2017). A review of ultrafine particle-related pollution during vehicular motion, health effects and control. *Journal of Environmental Science and Health 1*, 268-288.

Blanco, E.A. (2019). Caracterización de la distribución de tamaños y propiedades higroscópicas del aerosol atmosférico en España mediante Analizadores de Movilidad Diferencial (DMA).

Blanco-Alegre, G., Fialho, P., Calvo, A.I., Castro, A., Coz, E., Oduber, F., Prévôt, A.S.H., Mocnik, G., Alves, C., Giardi, F., Pazzi, G., Fraile, R. (2022). Contribution of coal combustion to black carbon: Coupling tracers with the aethalometer model.

Bond, T.C., Doherty, S.J., Fahey, D.W., Forster, P.M., Berntsen, T., DeAngelo, B.J., Flanner, M.G., Ghan, S., Kärcher, B., Koch, D., Kinne, S., Kondo, Y., Quinn, P.K., Sarofim, M.C., Schultz, M.G., Schulz, M., Venkataraman, C., Zhang, H., Zhang, S., Bellouin, N., Guttikunda, S.K., Hopke, P.K., Jacobson, M.Z., Kaiser, J.W., Klimont, Z., Lohmann, Z., Schwarz, J.P., Shindell, D., Storelvmo, T., Warren, S.G., Zender, C.S. (2013). Bounding the role of black carbon in the climate system: A scientific assessment.

Boucher, O., Randall, D., Artaxo, P., Bretherton, C., Feingold, G., Forster, P., Kerminen, V.M., Kondo, Y., Liao, H., Lohmann, U. (2013). Clouds and aerosols, Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. *Cambrigde University Press*, pp. 571-657.

Bycenkiene, S., Pashneva, D., Uoginte, I., Pauraite, J., Minderyte, A., Davuliene, L., Plauskaite, K., Skapas, M., Dudoitis, V., Touqeer, G., Andriejauskiene, J., Araminiene, V., Farida Dzenajaviciene, E., Sicard, P., Gudynaite-Franckeviciene, V., Varnagiryte-Kabasinskiene, I., Pedisius, N., Lemanas, E., Vonzodas, T. (2022). Evaluation of the anthropogenic black carbon emissions and deposition on Norway spruce and silver birch foliage in the Baltic region.

Cachier, H. (1995). Combustion carbonaceous aerosols in the atmosphere: implications for air core studies. *Ice Core Studies of Global Biogeochemical Cycles.*

Cape, J.N., Coyle, M., Dumitrean, P. (2012). The atmospheric lifetime of black carbon. *Atmospheric Environment 59*:256-263.

Capello, F., Gaddi, A.V. (2018). Clinical handbook of air pollution-Related diseases. *Springer International Publishing.*

Carnerero, C. (2021). Dynamics of ultrafine particles and tropospheric ozone episodes. Universitat Politècnica de Catalunya.

Carslaw, D.C. (2020). The openair book. https://bookdown.org/david_carslaw/openair/

Casquero Vera, J.A. (2021). Black carbon and fine aerosol particles characterization at different environmental conditions in the southeast of the iberian peninsula. Universidad de Granada.

Casquero-Vera, J.A., Lyamani, H., Titos, G., Minguillón, M.C., Dada, L., Alastuey, A., Querol, X., Petäjä, T., Olmo, F.J., Alados-Arboledas, L. (2021). Quantifying traffic, biomass burning and secondary source contributions to atmospheric particle number concentrations at urban and suburban sites.

Cheng, Y., Yan, L., Huang, Y., Wang, Q., Morawska, L., Gu, Z., Cao, J., Zhang, L., Li, B., Wang, Y. (2019). Characterization of particle size distribution during winter haze episodes in urban air.

Cooke, W.F., Wilson, J.J.N. (1996). A global black carbon aerosol model. *J. Geophys. Res., 101*(D14), 19395-19409.

Diapouli, E., Kalogridis, A., Markantonaki, C., Vratolis, S., Fetfatzis, P., Colombi, C., Eleftheriadis, K. (2017). Annual variability of black carbon concentrations originating from biomass and fossil fuel combustion for the suburban aerosol in Athens, Greece.

Erel, Y., Dayan, U., Rabi, R., Rudich, Y., Stein, M. (2006). Trans boundary transport of pollutants by atmospheric mineral dust. *Environmental Science and Technology 40*, 2996-3005.

Escura, A. (2019). Introducción a la regresión cuantil. Estimación y extensión a modelos no paramétricos. Universidad de Zaragoza.

Fiore, A.M., Naik, V., Leibensperger, E.M. (2015). Air quality and climate connections. *Journal of the Air and Waste Management Association 65*, 645-685.

Fuzzi, S., Baltensperger, U., Carslaw, K., Decesari, S., Denier van der Gon, H., Facchini, M.C., Fowler, D., Koren, I., Langford, B., Lohmann, U., Nemitz, E., Pandis, S., RIIpinen, I., Rudich, Y., Schaap, M., Slowik, J.G., Spracklen, D.V., Vignati, E., Wild, M., Williams, M., Gilardoni, S. (2015). Particulate matter, air quality and climate: lessons learned and future needs. *Atmospheric Chemistry and Physics 15*, 8217-8299.

Gómez-Moreno, F.J., Sorribas, M., Alonso, E., Artíñano, B., Juncal Bello, V., Piñeiro Iglesias, M., López Mahía, P., Pérez, N., Pey, J., Alastuey, A., García, M.I., Rodríguez, S., Titos, G., Lyamani, H., Alados-Arboledas, L., de la Morena, B.A. (2013). Medioambiente: Partículas ultrafinas y sus instrumentos de medida. Intercomparaciones de la Red Española de DMAs Ambientales (REDMAAS) en la Estación de Sondeos Atmosféricos del INTA en El Arenosillo.

Götschi, T., Heinrich, J., Sunyer, J., Künzli, N. (2008). Long-term effects of ambient air pollution on lung function: a review*. Epidemiology 19*, 690-701.

Hama, S.M.L., Cordell, R.L., Monks, P.S. (2017). Quantifying primary and secondary source contributions to ultrafine particles in the UK urban background*.*

Hamra, G.B., Guha, N., Cohen, A., Laden, F., Raaschou-Nielsen, O., Samet, J.M., Vineis, P., Forastiere, F., Saldiva, P., Yorifuji, T. (2014). Outdoor particulate matter exposure and lung cancer: a systematic review and meta-analysis. *Environmental Health Perspectives 122*(9), 906-911.

Hansen, A.D.A., Bodhaine, B.A., Dutton, E.G., Schnell, R.C. (1988). Aerosol black carbon measurements at the South Pole: initial results 1986-1987. *Geophysical Research Letters 15*, 1193-1196.

Horvath, H. (2000). Aerosol-An introduction*. Journal of Environmental Radioactivity. Elsevier.*

Instituto Gallego de la Estadística (IGE).

IPCC, 2007: Cambio climático 2007: Informe de síntesis.

IPCC, 2013: Cambio climático 2013: Bases físicas.

Kim, K.H., Kabir, E., Kabir, S. (2015). A review of the human health impact of airborne particulate matter. *Environment International 74*, 136-143.

Ko, F.W.S., Tam, W., Wong, T.W., Lai, C.K.W., Wong, G.W.K., Leung, T.F., Ng, S.S.S., Hui, D.S.C. (2007). Effects of air pollution on asthma hospitalization rates in different age groups in Hong Kong. *Clinical and Experimental Allergy 37*, 1312-1319.

Kucbel, M., Corsaro, A., Svedová, B., Raclavská, K., Juchelková, D. (2017). Temporal and seasonal variations of black carbon in a highly polluted European city: apportionment of potential sources and the effect of metereological conditions.*Journal of Environmental Management 203*, 1178-1189.

Kulmala, M., Vehkamäki, H., Petäjä, T., Dal Manso, M., Lauri, A., Kerminen, V.-M., Birmili, W., McMurry, P. (2004). Formation and growth rates of ultrafine atmospheric particles: aa review of observations. *Journal of Aerosol Science 35*, 143-176.

Kulmala, M., Luoma, K., Virkkula, A., Petäjä, T., Paasonen, P., Kerminen, V., Nie, W., Qi, X., Shen, Y., Chi, X., Ding, A. (2016). On the mode-segregated aerosol particle number concentration load: contributions of primary and secondary particles in Hyytiälä and Nanjing.

Lelieveld, J., Evans, J.S., Fnais, M., Giannadaki, D., Pozzer, A. (2015). The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale. *Nature 525*, 367-371.

Linares, C., Carmona, R., Salvador, P., Díaz, J. (2008). Impact on mortality of biomass combustion from wildfires in Spain: a regional analysis. *Science of the Total Environment 622*, 547-555.

Lohmann, U., Feichter, J. (2005). Global indirect aerosol effects: a review. *Atmospheric Chemistry and Physics 5*, 715-737.

Manojkumar, N., Srimuruganandam, B., Nagendra, S.M.S. (2018). Quantification of Size Segregated Particulate Matter Deposition in Human Airways, International Conference on Health and Air Pollution: Effects and Management (ICOHAP-EM-2018). *Journal of Advanced Research in Alternative Energy, Environment and Ecology, India International Centre (New Delhi)*, pp.15-22.

Manual del usuario de Aethalometer® modelo AE33. (2016). In *Magee Scientific*.

Masson, O., Baeza, A., Bieringer, J., Brudecki, K., Bucci, S., Cappai, M., Carvalho, F.P., Connan, O., Cosma, C., Dalheimer, A. (2011). Tracking of airborne radionuclides from the damaged Fukushima Dai-ichi nuclear reactors by European networks. *Environmental Science and Technology 45*, 7670-7677.

Mbengue, S., Serfozo, N., Schwarz, J., Ziková, N., Smejkalová, A., Holoubek, I. (2020). Characterization of equivalent black carbon at a regional background site in Cnetral Europe: Variability and source apportionment.

McMurry, P.H. (2000b). A review of atmospheric aerosol measurements. *Atmospheric Environment 34*, 1959-1999.

Medved, A. (2000). A new corona-based charger for aerosol particles. *Journal of Aerosol Science 31*, S616-S617.

Meena, G.S.,Mukherjee, S., Buchunde, P., Safai, P.D., Singla, V., Aslam, M.Y., Sonbawne, S.M., Made, R., Anand, V., Dani, K.K., Pandithurai, G. (2021). Seasonal variability and source apportionment of black carbon over a rural high-altitude and urban site in western India. *Atmospheric Pollutant Research 12*, 35-45

Middleton, N. (2017). Desert dust hazards: a global review. *Aeolian Research 24*, 53-63.

Molina, M., D. Zaelke, K. M. Sarma, S.O. Andersen, V. Ramanathan, and D. Kaniaru. (2009). Reducing abrupt climate change risk using the Montreal Protocol and other regulatory actions to complement cuts in CO2 emissions. *P. Natl. Acad. Sci. USA, 106(*49), 20616-20621.

Ohlwein, S., Kappeler, R., Joss, M.K., Künzli, N., Hoffmann, B. (2019). Health effects of ultrafine particles: a systematic literature review update of epidemiological evidence. *International Journal of Public Health 64*(4), 547-559.

Pakkanen, T., Kerminen, V., Ojanen, C., Hillamo, R., Aarnio, P., Koskentalo, T. (2000). Atmospheric black carbon in Helsinki.

Penner, J.E., Eddleman, H., Novakoc, T. (1993). Towards the development of a global inventory for black carbon emissions. *Atmospheric Environment 27A*(8), 1277-1295.

Penner, J.E., Quaas, J., Storelvmo, T., Takemura, T., Boucher, O., Guo, H., Kirkevag, A., Kristjánsson, J.E., Seland. (2006). Model intercomparison on indirect aerosol effects. *Atmospheric Chemistry and Physics 6*, 3391-3405.

Petzold, A., Ogren, J.A., Fiebig, M., Laj, P., Li, S.-M., Baltensperger, U., Holzer-Popp, T., Kinne, S., Pappalardo, G., Sugimoto, N., Wehrli, C., Wiedensohler, A., Zhang, X.-Y. (2013). Recommendations for reporting “black carbon” measurements. *Atmospheric Chemistry and Physics 13*, 8365-8379.

Pöschl, U., Rudich, Y., Ammann, M. (2007). Kinetic model framework for aerosol and cloud surface chemistry and gas-particle interactions. Part 1: general equations, parameters and terminology. *Atmospheric Chemistry and Physics 7*, 5989-6023.

Rajagopalan, S., Al-Kindi, S.G., Brook, R.D. (2018). Air pollution and cardiovascular disease:JACC state-of-the-art review. *Journal pf the American College of Cardiology 72*, 2054-2070.

Reche, C., Querol, X., Alastuey, A., Viana, M., Pey, J., Rodríguez, S., González, Y., Fernández-Camacho, R., Sánchez de la Campa, A.M., de la Rosa, J., Dall'Osto, M., Prévot, A.S.H., Hueglin, C., Harrison, R.M., Quincey, P. (2011). New considerations for PM, black carbon and particle number concentration for air quality monitoring across different European cities.

Reid, C.E., Brauer, M., Johnston, F.H., Jerrett, M., Balmes, J.R., Elliott, C.T. (2016). Critical review of health impacts of wildfire smoke exposure. *Environmental Health Perspectives 124*, 1334-1343.

Ripoll, A., Pey, J., Minguillón, M.C., Pérez, N., Pandolfi, M., Querol, X., Alastuey, A. (2014). Three years of aerosol mass, black carbon and particle number concentration at Montsec (southern Pyrenees, 1570 m a.s.l.)

Rodríguez, S., Cuevas, E. (2007). The contributions of "minimum primary emissions" and "new particle formation enhancements" to the particle number concentration in urban air.

Rosenfeld, D., Lohmann, U., Raga, G.N., O'dowd, C.D., Kulmala, M., Fuzzi, S., Reissell, A., Andreae, M.O. (2008). Flood or drought: how do aerosols affect precipitation? *Science 321*, 1309-1313.

Shah, A.S.V., Lee, K.K., McAllister, D.A., Hunter, A., Nair, H., Whiteley, W., Langrish, J.P., Newby, D.E., Mills, N.L. (2015). Short-term exposure to air pollution and stroke: systematic review and meta-analysis. *British Medical Journal 350*, h1295.

Shen, L., Wang, H., Kong, X., Yin, Y., Chen, K., Chen, J. (2021). Characterization of black carbon aerosol at the summit of Mount Tai (1534 m) in central East China: temporal variation, source appointment and transport. *Atmospheric Environment 246*.

Seinfeld, J.H., Pandis, S.N. (2016). Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change. John Wiley and Sons.

Stafoggia, M., Schneider, A., Cyrus, J., Samoli, E., Andersen, Z.J., Bedada, G.B., Bellander, T., Cattani, G., Eleftheriadis, K., Faustini, A. (2017). Association between short-term exposure to ultrafine particles and mortality in eight European urban areas. *Epidemiology 28*, 172-180.

Stommel, Y.G., Riebel, U. (2004). A new corona discharge-based aerosol charger for submicron particles with low initial charge. *Journal of Aerosol Science 35*, 1051-1069.

Tan, Y., Wang, H., Shi, S., Shen, L., Zhang, C., Zhu, B., Guo, S., Wu, Z., Song, Z., Yin, Y., Liu, A. (2020). Annual variations of black carbon over the Yangtze River Delta from 2015 to 2018. *Journal of Environmental Sciences (China) 96*, 72-84.

Tobías, A., Rivas, I., Reche, C., Alastuey, A., Rodríguez, S., Fernández-Caacho, R., de la Campa, A.M.S., de la Rosa, J., Sunyer, J., Querol, X. (2018). Short-term effects of ultrafine particles on daily mortality by primary vehicle exhaust versus secondary origin in three Spanish cities*. Environment International 111*, 144-151.

Twomey, S. (1974). Pollution and the planetary albedo. Atmospheric Environment 8, 1251-1256.

Tremper, A.H., Jephcote, C., Gulliver, J., Hibbs, L., Green, D.C., Font, A., Priestman, M., Hansell, A.L., Fuller, G.W. (2022). Sources of particle number concentration and noise near London Gatwick Airport.

Watson, J.G. (2002). Visibility: science and regulation. *Journal of the Air and Waste Management Associatio 52*, 628-713.

WHO (2012). Health effects of black carbon. Copenhagen, Denmark.

WHO (2016). The 2016 revision to the World Health Organization classification of myeloid neoplasms and acute leukemia.

Wolff E.W., Cachier, H. (1998). Concentrations and seasonal cycle of black carbon in aerosol at a coastal Antarctic station. *Journal of Geophysical Reserach*.

Wu, Z., Hu, M., Lin, P., Liu, S., Wehner, B., Wiedensohler, A. (2008). Particle number size distribution in the urban atmosphere of Beijing, China.

Yu, H., Remer, L.A., Chin, M., Bian, H., Tan, Q., Yuan, T., Zhang, Y. (2012). Aerosols from overseas rival domestic emissions over North America. *Science 337*, 566-569.

Zhang, X., Li, Z., Ming, J., Wang, F. (2020). One-year measurements of equivalent black carbon, optical properties, and sources in the Urumqi river valley, Tien Shan, China.

Zotter, P., Herich, H., Gysel, M., El-Haddad, I., Zhang, Y., Mocnik, G., Hüglin, C., Baltensperger, U., Szidat, S., Prévôt, A.S.H. (2017). Evaluation of the absorption Ångstrom exponents for traffic and Wood burning in the aethalometer-based source apportionment using radiocarbon measurements of ambient aerosol. *Atmospheric Chemistry and Physics 17*, 4229-4249.

ANEXO I

Cronograma

		Actividades			
		Búsqueda bibliográfica	Tratamiento de datos SMPS	Empleo de R studio	Redacción de la memoria
AÑO 2022	Febrero				
	Marzo				
	Abril				
	Mayo				
	Junio				
	Julio				