

# Diagnóstico de la Calidad del Aire del Área Metropolitana de Granada

Elaborado por:

**Mc S. Juan Andrés Casquero Vera**

**Dra. Gloria Titos Vela**

**Prof. Dr. Lucas Alados Arboledas**

*Instituto Interuniversitario de Investigación del Sistema Tierra en Andalucía*

*Universidad de Granada*

Febrero de 2016



## Contenido

<b>1</b>	<b>Introducción</b> .....	<b>5</b>
<b>2</b>	<b>Zona de estudio</b> .....	<b>11</b>
2.1	Estaciones de muestreo de calidad del aire.....	12
2.2	Estación de medida de las propiedades ópticas, físicas y químicas de material particulado .....	14
2.3	Claves meteorológicas de la zona de estudio.....	15
<b>3</b>	<b>Superación de los límites establecidos por la legislación</b> .....	<b>22</b>
3.1	PM <sub>10</sub> .....	22
3.2	CO.....	25
3.3	NO <sub>2</sub> .....	26
3.4	SO <sub>2</sub> .....	27
3.5	O <sub>3</sub> .....	29
<b>4</b>	<b>Análisis del periodo 2010-2015</b> .....	<b>31</b>
4.1	PM <sub>10</sub> .....	31
4.1.1	Tamaño de partículas.....	34
4.1.2	Contribución de fuentes.....	36
4.2	CO.....	40
4.3	NO, NO <sub>2</sub> y NO <sub>x</sub> .....	42
4.4	SO <sub>2</sub> .....	45
4.5	O <sub>3</sub> .....	46
<b>5</b>	<b>Interacción NO, NO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub></b> .....	<b>49</b>
<b>6</b>	<b>Análisis de tendencias: 2000-2015</b> .....	<b>51</b>
<b>7</b>	<b>Impacto del tráfico y las calefacciones en la contaminación local</b> .....	<b>55</b>
7.1	Reducción del tráfico en fines de semana.....	55

7.2	Impacto de la reorganización del transporte público en la contaminación..	- 58 -
7.3	Impacto de las calefacciones en la contaminación .....	- 59 -
<b>8</b>	<b>Conclusiones.....</b>	<b>- 61 -</b>
<b>9</b>	<b>Referencias .....</b>	<b>- 64 -</b>
<b>10</b>	<b>Anexos.....</b>	<b>- 67 -</b>
10.1	Anexo I.....	- 67 -
10.2	Anexo II.....	- 69 -

# 1 Introducción

El preámbulo de la Ley 34/2007, establece que la atmósfera es un bien común indispensable para la vida respecto del cual todas las personas tienen el derecho de su uso y disfrute y la obligación de su conservación. Por ello la calidad del aire y la protección de la atmósfera ha sido, desde hace décadas, una prioridad de la política ambiental. El concepto “calidad del aire” da una idea del grado de pureza del aire que respiramos, estando directamente relacionada con la presencia en la atmósfera de materias, sustancias o formas de energía que impliquen molestia grave, riesgo o daño para la seguridad o la salud de las personas, el medio ambiente y demás bienes de cualquier naturaleza.

Los contaminantes se emiten a la atmósfera directamente por las actividades del ser humano o a través de procesos naturales. Entre las fuentes naturales, cabe destacar la vegetación, los suelos, o determinados episodios naturales como incendios o erupciones volcánicas. Por otro lado, los denominados contaminantes secundarios se generan mediante reacciones químicas entre contaminantes primarios, que han sido emitidos directamente a la atmósfera.

En España, la Administración General del Estado, es la responsable de elaborar y actualizar periódicamente el Inventario Nacional de Emisiones Contaminantes a la Atmósfera y de realizar la evaluación sobre la contaminación de fondo. De acuerdo a esa información los principales problemas de contaminación están asociados a elevados niveles de partículas, óxidos de nitrógeno y ozono. Esta situación es similar a la de otros países europeos, especialmente los del sur de Europa, si bien España presenta peculiaridades asociadas a su climatología de las que son destacable los altos niveles de insolación, las frecuentes condiciones estabilidad atmosférica, las bajas precipitaciones y la influencias debidas a su proximidad al continente africano.

Las competencias sobre la medida de la calidad del aire las ejercen las comunidades autónomas y el control de emisiones a la atmósfera es responsabilidad de las entidades locales. Estas administraciones públicas deben adoptar planes de actuación para reducir los niveles en las zonas y aglomeraciones en las que los niveles de uno o más de los contaminantes regulados superen los valores legales.

Entre los contaminantes más problemáticos, que se regulan en el marco de la Comunidad Europea, se encuentran el ozono troposférico, O<sub>3</sub>, el monóxido de carbono,

CO, el dióxido de azufre, SO<sub>2</sub>, los óxidos de nitrógeno (NO, NO<sub>2</sub> y NO<sub>x</sub>) y el material particulado PM<sub>10</sub> (partículas con diámetro aerodinámico inferior a 10 µm). Estos agentes contaminantes afectan directamente a la salud del ser humano. Los NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> y CO se consideran contaminantes primarios ya que se emiten directamente a la atmósfera, y su procedencia está directamente relacionada con la quema de combustible, ya sea de carácter doméstico (calefacción central), vehicular (tráfico) o industrial (centrales termoeléctricas). En cambio, el ozono troposférico (O<sub>3</sub>) es un contaminante secundario, que no se emite directamente a la atmósfera si no que aparece como resultado de reacciones fotoquímicas muy complejas, que involucran a los óxidos de nitrógeno. Por otro lado, el material particulado o partículas de aerosol atmosférico, pueden tener origen tanto natural (i.e., desiertos, volcanes, incendios) como antropogénico (industria, tráfico, calefacciones, quema de biomasa, entre otros). Su composición química y rango de tamaños es también muy variable. En cuanto al tamaño, puede variar entre partículas ultrafinas (de escasos nanómetros) a partículas gruesas con diámetros superiores a 1 µm. Los efectos nocivos de las partículas en la salud y el clima dependen de su tamaño y composición química (Forster et al., 2007; Haywood and Shine, 1997). Por último, no deben olvidarse el efecto de reducción de la visibilidad debido a las partículas de aerosol y los óxidos de nitrógeno.

El ozono troposférico es uno de los contaminantes que provoca mayor preocupación en la actualidad, ya que es altamente oxidante, capaz de atacar superficies de los materiales y afectar a los tejidos vivos. Así puede afectar seriamente a la salud del ser humano, pudiendo causar tos, irritación en la faringe, cuello y ojos, sequedad de garganta, etc. Este contaminante se forma en el aire a partir de la reacción química de los compuestos orgánicos volátiles, CO y NO<sub>x</sub>, con oxígeno y en presencia de luz solar (Finlaysonpitts and Pitts, 1993). Por otro lado, el ozono troposférico, como uno de los gases de efecto invernadero, contribuye a generar un calentamiento en la superficie de la tierra.

El dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>) se produce generalmente por la quema de combustibles que contienen azufre y durante la producción de energía en las plantas termoeléctricas. En consecuencia, las concentraciones más altas de dióxido de azufre se presentan en las áreas de mayor actividad industrial y tránsito vehicular. Este contaminante provoca molestias o daños en los seres humanos, en el aparato respiratorio, ojos y mucosas. Además la presencia de SO<sub>2</sub> es causa de deterioro de materiales, ya que acelera los

procesos de oxidación de los metales y se convierte en uno de los responsables del deterioro de gran cantidad de monumentos. Asimismo, el  $\text{SO}_2$  se combina en la atmósfera con el  $\text{O}_2$  y el vapor de agua y puede originar lluvia ácida (al formarse ácido sulfúrico) de funestas consecuencias para los bosques.

El monóxido de carbono (CO) se produce principalmente por la combustión incompleta en los motores de los diferentes medios de transporte, por lo que este gas depende directamente de la eficacia en la combustión de los procesos industriales, de las condiciones y características del sistema vial y el tráfico. Es un contaminante que representa aproximadamente el 75% de los contaminantes emitidos a la atmósfera y es un gas incoloro, inodoro e insípido, pero muy tóxico tanto para el hombre como para los animales, ya que al combinarse con la hemoglobina de la sangre da lugar a un compuesto, la carboxihemoglobina, con una probabilidad de formación muy superior a la de la oxihemoglobina (responsable del transporte de  $\text{O}_2$ ), que resulta desplazada en el proceso respiratorio.

Con el nombre de  $\text{NO}_x$  se conocen a los óxidos de nitrógeno que en forma gaseosa contaminan el aire, monóxido de nitrógeno  $-\text{NO}-$  y dióxido de nitrógeno  $-\text{NO}_2-$ . Estos contaminantes se producen generalmente por la quema de combustibles, especialmente en vehículos en zonas de tráfico intenso. Debido al acoplamiento químico entre el  $\text{O}_3$  y los  $\text{NO}_x$ , los niveles de estos compuestos están altamente conectados, y cambios en las condiciones meteorológicas y en las concentraciones en que se encuentran en la atmósfera pueden producir cambios aparentes en su comportamiento diario y estacional. Aunque el monóxido de nitrógeno, NO, no afecta significativamente la salud humana, es uno de los principales compuestos involucrados en la formación de  $\text{O}_3$  troposférico, y puede reaccionar para formar partículas de nitrato y  $\text{NO}_2$  que pueden causar problemas respiratorios. Los óxidos de nitrógeno contribuyen en la formación de la lluvia ácida, disminuyen la visibilidad del aire y contribuyen a la generación de ozono (Khemani et al., 1994).

Por último, el aerosol atmosférico, al igual que los gases antes mencionados, tiene efectos perjudiciales para la salud, ya que cuando se respira, puede irritar y dañar los pulmones produciendo problemas respiratorios. Las partículas más pequeñas se inhalan fácilmente y una vez dentro de los pulmones se pueden absorber por el torrente sanguíneo o permanecer arraigadas por períodos prolongados de tiempo. Investigaciones recientes sugieren que las partículas finas de diámetro inferior a  $2.5 \mu\text{m}$

resultan más nocivas para la salud humana, y que los efectos dependen, además, de la composición química o de las características físicas de la partícula. Por otro lado, el aerosol atmosférico influye en el clima de la Tierra a través de sus efectos sobre el balance de energía del planeta (Forster et al., 2007; Haywood and Shine, 1997). El aerosol dispersa y absorbe la radiación tanto solar como infrarroja térmica, aunque su interacción con la primera es más importante. Al contrario que los gases de efecto invernadero que sólo producen calentamiento del Planeta, el aerosol atmosférico, dependiendo de sus propiedades ópticas, físicas y su composición química, puede producir calentamiento o enfriamiento del planeta (Horvath et al., 2002). También los aerosoles producen efectos indirectos sobre el balance de radiación, ya que actúan como núcleos de condensación y producen modificaciones en la estructura microfísica de las nubes, que conllevan modificaciones en su cuantía y efectos radiativos (Forster et al., 2007; Kaufman et al., 2005). Además, las partículas que forman parte del aerosol atmosférico juegan un papel fundamental en la química atmosférica y de este modo influyen en las densidades de otros componentes atmosféricos minoritarios como el ozono (Schwartz et al., 1995). A pesar de los avances significativos en la comprensión de los efectos del aerosol sobre el clima y la salud existen aún incertidumbres evidentes debido a la falta de información adecuada sobre la variabilidad espacio-temporal del aerosol y de sus propiedades (Forster et al., 2007).

El efecto de la contaminación atmosférica sobre la salud impulsó a la Comisión Europea a aprobar una serie de Directivas de calidad del aire (96/62/CE; 1999/30/CE; 2000/69/CE; 2002/3/CE), con el objetivo de alcanzar niveles de calidad del aire que no den lugar a riesgos o efectos negativos significativos en la salud humana o el medio ambiente. Estas Directivas establecen los contaminantes a medir, los sistemas para realizar estas mediciones, y la obligación de designar autoridades responsables de asegurar la calidad del aire y de informar al ciudadano. Así mismo, estas directivas marcan unos valores límite que no deben superarse, y marcan unos plazos determinados a partir de los cuales su cumplimiento es obligatorio. La constatación de que persistían situaciones de mala calidad del aire en Europa; la falta de armonización de criterios en cuanto a estrategias de vigilancia, métodos de medición, calidad de las mediciones entre los Estados miembros; la insuficiente protección del Medio Ambiente, y la necesidad de promover la información a la población llevaron a la Comisión Europea a aprobar la nueva directiva 2008/50/CE. Esta nueva normativa parte esencialmente de la Directiva



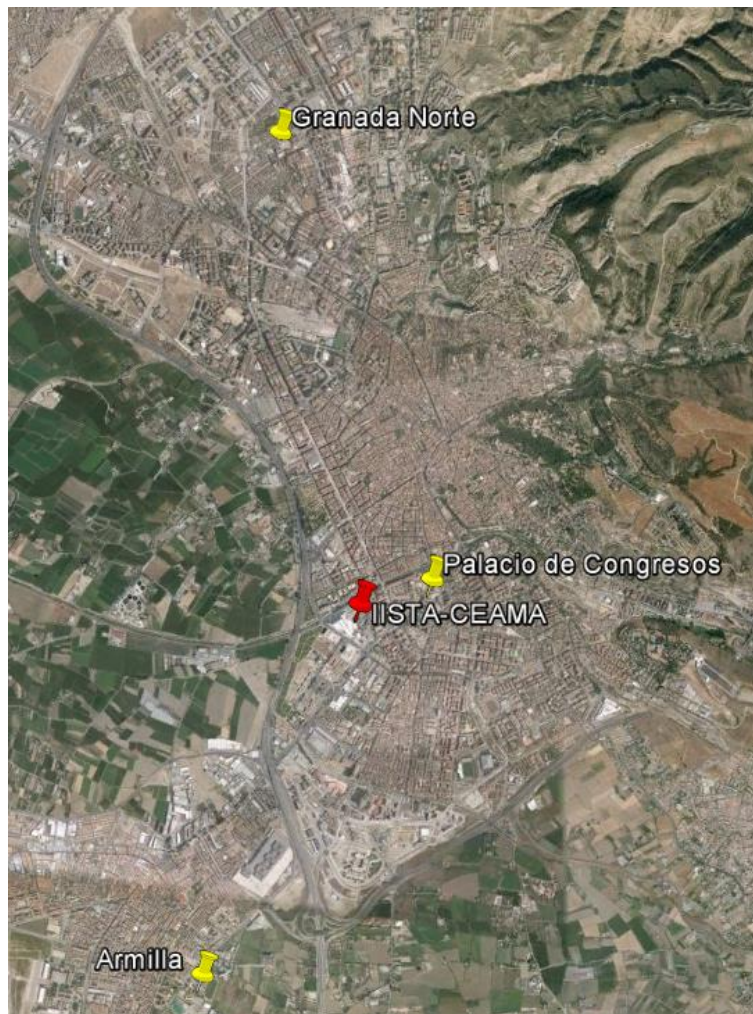
96/62/CE y constituye el cuerpo legislativo actual de la calidad del aire en Europa. Los principales objetivos de la presente Directiva son: 1) definir y establecer objetivos de calidad de aire para evitar, prevenir o reducir los efectos nocivos de los principales contaminantes atmosféricos sobre la salud humana y el medio ambiente en su conjunto; 2) evaluar la calidad del aire ambiente en los estados miembros basándose en métodos y criterios comunes; 3) obtener información sobre la calidad del aire ambiente con el fin de ayudar a combatir la contaminación atmosférica y otros perjuicios y controlar la evolución a largo plazo y las mejoras resultantes de las medidas nacionales y comunitarias; 4) asegurar que esa información sobre calidad del aire ambiente se halla a disposición de los ciudadanos; 5) mantener la calidad del aire, cuando sea buena, y mejorarla en los demás casos; 6) fomentar el incremento de la cooperación entre los Estados miembros para reducir la contaminación atmosférica.

En este informe se presenta un diagnóstico de la situación de la calidad del aire en Granada a lo largo de los últimos años. Para ello, se ha realizado la interpretación de las series de niveles de O<sub>3</sub>, CO, SO<sub>2</sub>, NO, NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> y material particulado PM<sub>10</sub> medidos en tres estaciones de la Red de Vigilancia de la Calidad del Aire de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (REDIAM). Adicionalmente, se emplea la estación ubicada en el Instituto Interuniversitario de Investigación del Sistema Tierra en Andalucía, IISTA-CEAMA, considerada estación de fondo urbano, operativa desde el año 2005, donde se recoge información que permite aportar luz a aspectos tales como la composición de partículas en suspensión y su variación estacional, incluyendo el análisis de identificación de fuentes. Asimismo, se realizan medidas sistemáticas que permiten seguir la evolución de aspectos dinámicos de la atmósfera urbana, que son importantes para entender los ciclos de concentraciones de contaminantes y para el establecimiento de sistemas de alerta temprana de incrementos de concentración de los mismos.



## 2 Zona de estudio

Granada es una ciudad de tamaño medio y de baja industrialización con una población próxima a 250.000 habitantes. La ciudad se sitúa en un valle natural rodeado por montañas con elevaciones entre 1.000 y 3.350m, que favorecen la formación de inversiones térmicas, especialmente en invierno y el predominio de vientos débiles. Con frecuencia la zona queda fuera del área de influencia de los sistemas frontales y se produce una intensificación del anticiclón de las Azores que lleva asociado un bajo gradiente de presión, con la consiguiente reducción de las velocidades de viento, y favorece condiciones de subsidencia y por tanto de estabilidad atmosférica, reduciéndose los procesos de entrada de aire de la troposfera libre en las capas bajas de la atmósfera.



*Figura 2. 1 - Mapa de la ciudad de Granada indicando las cuatro estaciones de medida utilizadas en el estudio.*

Para el diagnóstico de la situación de la calidad del aire en el área metropolitana de Granada se han utilizado las estaciones de calidad del aire de la Junta de Andalucía ubicadas en **Armillá, Granada Norte y Palacio de Congresos** (Figura 2.1) entre los años 2010 y 2015. Además, se ha aprovechado la existencia de una base de datos más extensa en la estación de Granada Norte que cubre el periodo 2000-2015 para ver la evolución de los contaminantes a lo largo de los últimos 15 años. Como información adicional en el diagnóstico de la calidad del aire en Granada se han utilizado medidas de propiedades ópticas y químicas de partículas en suspensión  $PM_{10}$  realizadas en la estación **IISTA-CEAMA** para una mejor identificación de las fuentes de contaminación.

## 2.1 Estaciones de muestreo de calidad del aire

La aglomeración urbana de Granada tiene tres estaciones de medida fijas (Figura 2.1) instaladas por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Dos de ellas se encuentran en el núcleo urbano de Granada capital: Granada Norte y Palacio de Congresos. La estación Granada Norte es una estación **urbana influenciada por el tráfico**, situada en la zona noroeste de la ciudad. La estación Palacio de Congresos es una estación que se encuentra en el centro de la capital granadina, situada en un pequeño parque infantil en el Paseo del Violón y a unos 50 metros de las vías de tráfico. Por este motivo, esta estación se considera una estación de **fondo urbano**. La estación de la Ciudad Deportiva de Armillá está situada en el núcleo urbano de Armillá próximo a la ciudad de Granada, por lo que se considera una estación **suburbana**.

En estas tres estaciones se mide de una manera automática y continua (las 24 horas en periodos de 10 minutos) la concentración atmosférica (en  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) de ozono,  $O_3$ , monóxido de carbono, CO, dióxido de azufre,  $SO_2$ , óxidos de nitrógeno, NO,  $NO_2$ ,  $NO_x$ , y material particulado,  $PM_{10}$ . El sistema de toma de muestras se encuentra a unos 4 metros sobre el nivel de la calle y los instrumentos se ubican en el interior de una cabina de muestreo.

La concentración de  $O_3$  se mide mediante el analizador Thermo Environmental Instruments Inc. Modelo 49. Este instrumento emplea el método de fotometría ultravioleta que utiliza una banda intensa de absorción que tiene este gas en la región ultravioleta cuyo máximo se sitúa en 254 nm. Se determina la concentración de ozono a

partir de la relación entre las intensidades de luz transmitidas secuencialmente por una muestra de aire ambiental filtrada de ozono por medio de un catalizador y una muestra de aire ambiente empleando la Ley de Beer-Bouguer-Lambert.

Para la medida de NO, NO<sub>2</sub> y NO<sub>x</sub> se utiliza el analizador por quimiluminiscencia Thermo Environmental Instruments Inc, Modelo 42. El principio de operación de este instrumento se basa en el método de quimiluminiscencia. La determinación de NO se realiza a partir de la reacción en fase gaseosa de NO y el O<sub>3</sub> (en exceso) la cual produce una emisión de luz característica (quimiluminiscencia) cuya intensidad es proporcional a la concentración de óxido nítrico en la muestra. La emisión de luz se produce cuando las moléculas excitadas de NO<sub>2</sub> resultado de la reacción de NO y O<sub>3</sub> decaen hacia estados de menor energía. La medida de la concentración NO<sub>2</sub> mediante este método es indirecta. Para su medida es necesario reducir catalíticamente este gas a NO antes de la detección, obteniéndose de modo secuencial señales de NO y NO<sub>x</sub>. Para ello, la muestra de aire que entra al analizador es dirigida hacia una válvula de 3 vías. La válvula puede dirigir la muestra de aire directamente a la cámara de reacción o a través del convertidor catalítico. Cuando la muestra de aire pasa a través de la cámara de reacción (sin pasar por el catalizador) la luminiscencia emitida corresponderá a la concentración de NO presente en la muestra (NO muestra), cuando la muestra pasa previamente por el convertidor la luminiscencia emitida corresponderá a la suma de NO (muestra) más el NO<sub>2</sub> reducido, la concentración determinada es equivalente a la concentración total de óxidos de nitrógeno NO<sub>x</sub>. La concentración de NO<sub>2</sub> se calcula como la diferencia entre NO y NO<sub>x</sub>.

La medida de la concentración de CO se realiza mediante el analizador de CO por correlación de filtro gaseoso Thermo Environmental Instruments Inc, Modelo 48. El principio de operación de este analizador se fundamenta en la absorción de radiación infrarroja por las moléculas de CO en una longitud de onda de 4.7 μm. Un filamento calentado produce la radiación infrarroja que incide de forma alternativa sobre la celda de referencia (rellena con un gas inerte que no absorbe radiación infrarroja) y la celda de muestra (por donde se hace pasar un flujo de aire que se quiere analizar y que contiene CO). La absorción de radiación produce un aumento de temperatura de forma proporcional a la concentración de CO presente, lo que origina diferencias en las señales eléctricas producidas, pudiendo determinarse la concentración de CO en la muestra analizada.

Para la medida del material particulado  $PM_{10}$  se utiliza el analizador de partículas  $PM_{10}$  de absorción de radiación beta. Se introduce el aire con un flujo constante al equipo a través de la unidad de toma de muestras que consiste en un cabezal de  $PM_{10}$  (para eliminar partículas con diámetro superior a  $10\ \mu m$ ). A continuación, las partículas se acumulan encima de un filtro continuo en forma de cinta. El instrumento tiene incorporado una fuente de radiación beta, que emite su radiación a través de la muestra recogida sobre el filtro continuo. El detector es una cámara de ionización, donde se registra la intensidad de la radiación beta después de haber atravesado la muestra. La atenuación de la radiación beta está relacionada con la masa de partículas acumulada sobre del filtro.

## **2.2 Estación de medida de las propiedades ópticas, físicas y químicas de material particulado**

La estación de medida de las propiedades ópticas, físicas y químicas de las partículas de aerosol está ubicada en la zona sur de la ciudad, en el Instituto Interuniversitario de Investigación del Sistema Tierra en Andalucía IISTA-CEAMA. Se encuentra situada a unos 500 m de la autovía de circunvalación y a una distancia similar de la calle Camino de Ronda, que representan dos de las principales vías de tráfico de la ciudad.

Los equipos de medida de la estación IISTA-CEAMA muestrean el aire exterior mediante un sistema de adquisición que consta de un tubo de acero inoxidable de 20 cm de diámetro y 5 m de longitud, que se encuentra ubicado en la terraza del edificio. La entrada se encuentra ubicada a unos 15 metros del nivel de la calle. Las medidas se realizan sin ningún sistema de limitación de tamaños de las partículas muestreadas y sin calentar la muestra de aire. Diversos tubos de acero ubicados en el interior del tubo principal proporcionan las muestras de aire a los diferentes instrumentos. Los diámetros de los diferentes tubos secundarios se han ajustado para mantener un flujo laminar en los mismos y minimizar las pérdidas de partículas (Lyamani et al., 2008).

Para la medida del coeficiente de dispersión se utiliza un nefelómetro integrante (TSI, modelo 3563) que opera en las longitudes de onda de 450, 550, y 700 nm. La calibración de este instrumento se ha realizado usando  $CO_2$  y aire filtrado. Los datos se registraron cada 5 minutos. La señal cero o de dispersión por aire filtrado se ha medido cada hora. Además de información sobre el coeficiente de dispersión de partículas, la

medida en tres longitudes de onda permite obtener información sobre el tamaño predominante de las partículas a través del cálculo del Exponente de Angström de dispersión (Seinfeld and Pandis, 1998).

Las medidas del coeficiente de absorción y de concentración de hollín (o *black carbon*, BC) han sido obtenidas, en tiempo real, mediante el Multi-Angle Absorption Photometer (MAAP) (Thermo ESM Andersen Instruments). Este instrumento se basa en la medida de la razón de cambio de la transmisión de la luz a través de un filtro de fibra a medida que las partículas se depositan en el mismo. Para determinar el coeficiente de absorción del aerosol depositado en el filtro utiliza un código de transferencia radiativa, que incluye explícitamente un tratamiento de los efectos de dispersión de la luz por las partículas captadas en el filtro y por el propio filtro. El MAAP funciona en la longitud de onda 637 nm.

La concentración máscica de partículas  $PM_{10}$  (partículas con diámetro aerodinámico inferior a 10  $\mu m$ ) y  $PM_1$  (partículas con diámetro aerodinámico inferior a 1  $\mu m$ ) así como su composición química se ha determinado mediante la recogida periódica de filtros utilizando dos captadores de alto volumen (Captador de Alto Volumen Secuencial CAV-A/MSb para  $PM_{10}$ ; Muestreador de Alto Volumen Digitel DHA-80 para  $PM_1$ ). Ambos captadores trabajan con un flujo de aire de 30  $m^3/h$ . Los filtros de fibra de cuarzo han sido acondicionados y tratados previa y posteriormente al muestreo en el laboratorio de Geoquímica Ambiental del Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua, IDAEA-CSIC. Una vez pesados los filtros, se les realiza el tratamiento basado en el método desarrollado por (Querol et al., 2001a; Querol et al., 2001b) que consiste en: (1) una digestión ácida total para el análisis de elementos mayoritarios y traza; (2) un lixiviado con agua bi-destilada para el análisis de aniones y amonio y (3) una combustión para la determinación del contenido de carbono y materia orgánica, lo que en conjunto permite obtener la concentración de más de 40 especies químicas diferentes presentes en las partículas de aerosol.

### **2.3 Claves meteorológicas de la zona de estudio**

Granada y su área metropolitana se caracterizan por tener un clima **mediterráneo continentalizado**, con temperaturas **frías y heladas en invierno** (a veces descienden por debajo de los 0 °C) y con **veranos calurosos**, en los que las temperaturas máximas

pueden sobrepasar los 40 °C. La amplitud térmica a lo largo del día es muy grande, pudiendo ser superior a 20 °C la diferencia entre la temperatura máxima y mínima en un mismo día. La siguiente tabla muestra los valores medios de las principales variables climáticas (presión, temperatura, precipitación y humedad relativa) en Granada durante los años 1995-2015.

	$\bar{P}$	$\bar{T}$	$\overline{T_M}$	$\overline{T_m}$	$T_M$	$T_m$	$\bar{R}$	$R_M$	$R_X$	$\bar{H}$
<b>Enero</b>	940.94	6.6	13.0	1.4	22.1	-10.0	47	165	39	75
<b>Febrero</b>	940.59	8.1	14.8	2.2	25.7	-9.6	34	104	21	70
<b>Marzo</b>	938.54	11.1	18.0	4.8	28.6	-4.0	43	177	32	63
<b>Abril</b>	935.86	13.4	20.3	7.0	30.5	-1.9	38	77	56	59
<b>Mayo</b>	936.93	17.5	24.7	10.5	38.6	0.6	38	99	50	53
<b>Junio</b>	937.96	23.2	31.0	15.0	40.0	6.5	8	32	30	44
<b>Julio</b>	937.92	26.2	34.4	17.6	42.1	9.8	0	3	2	39
<b>Agosto</b>	937.75	25.8	34.0	17.7	42.0	11.2	5	31	24	43
<b>Septiembre</b>	938.27	20.9	28.4	14.2	37.8	6.8	27	90	75	55
<b>Octubre</b>	938.63	16.3	23.5	10.4	35.2	1.2	41	108	53	64
<b>Noviembre</b>	938.54	10.2	16.5	5.0	27.0	-4.5	50	120	29	73
<b>Diciembre</b>	939.70	7.3	13.4	2.3	24.8	-6.5	60	158	34	77
<b>Año</b>	938.47	15.6	22.7	9.0	42.1	-10.0	385	668	75	60

Tabla 2.1 - Valores promedio de presión, temperatura, precipitación y humedad relativa en Granada para el periodo 1995-2015.  $\bar{P}$  – Presión media mensual/anual en la estación (hPa).  $\bar{T}$  – Temperatura media mensual/anual (°C).  $\overline{T_M}$  – Media mensual/anual de las temperaturas máximas diarias (°C).  $\overline{T_m}$  – Media mensual/anual de las temperaturas mínimas diarias (°C).  $T_M$  – Temperatura máxima en el mes/año (°C)-.  $T_m$  – Temperatura mínima en el mes/año (°C).  $\bar{R}$  – Precipitación mensual/anual media (mm).  $R_M$  – Precipitación mensual/anual máxima (mm).  $R_X$  – Precipitación diaria máxima en el mes/año (mm).  $\bar{H}$  – Humedad relativa media (%).

Como se deduce del análisis de la Tabla 2.1, las precipitaciones son significativas desde finales del otoño hasta comienzos de la primavera siendo prácticamente inexistentes en los meses de verano. La lluvia es un mecanismo de eliminación de contaminantes muy efectivo en la atmósfera. Situaciones anticiclónicas prolongadas acompañadas de escasas o inexistentes precipitaciones favorecen la acumulación de



contaminantes cerca de superficie. En Granada, la humedad relativa es por lo general baja, especialmente en la primavera y el verano, lo que favorece una mayor sequedad del terreno y por tanto una mayor re-suspensión de las partículas depositadas en la superficie. Además de las variables meteorológicas tabuladas anteriormente, la velocidad y dirección de viento también son determinantes en los valores de contaminantes medidos en superficie. En la Figura 2.2 se presentan las evoluciones diarias promedio del periodo 2010-2015, elaboradas con los datos meteorológicos medidos en las estaciones de calidad del aire. La velocidad de viento muestra un claro patrón diurno con velocidades de viento bajas durante la noche y primeras horas de la mañana, lo que favorece el estancamiento de los contaminantes emitidos en superficie. La velocidad de viento es máxima por la tarde lo que favorece la dispersión de contaminantes.

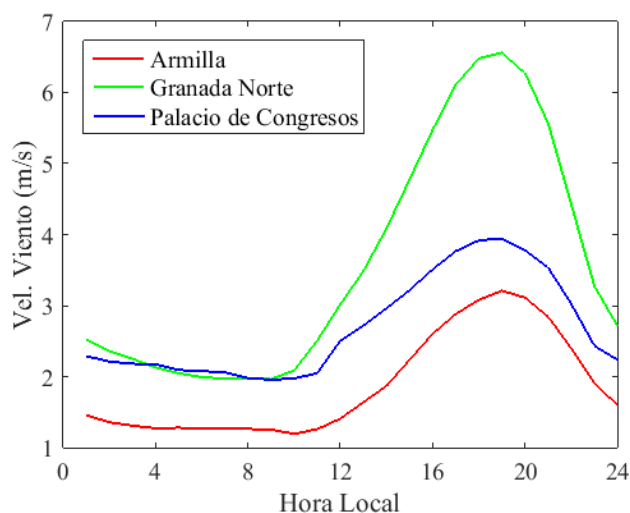


Figura 2. 2 – Promedio de velocidades de viento para cada una de las estaciones de medida en el periodo 2010-2015.

La Figura 2.3 muestra la rosa de vientos característica de cada una de las estaciones de calidad del aire durante el periodo 2010-2015. Se puede observar que la dirección de viento predominante en todas las estaciones es en promedio de componente sur, si bien varía a lo largo del día. Se observan ligeras diferencias en la rosa de vientos de cada una de las estaciones relacionadas con su localización concreta en el entramado urbano. La rosa de vientos también nos proporciona información sobre la velocidad de viento predominante según direcciones de viento. En este sentido se observa que los vientos procedentes del sector sur, además de ser más frecuentes, también suelen ir asociados con velocidades de viento más intensas. Este hecho podría favorecer que

contaminantes emitidos en la zona sur de la ciudad y/o emitidos fuera de Granada (en el área de la Vega de Granada) sean transportados al entorno urbano y contribuyan a los niveles de contaminantes observados en las estaciones de medida de la ciudad.

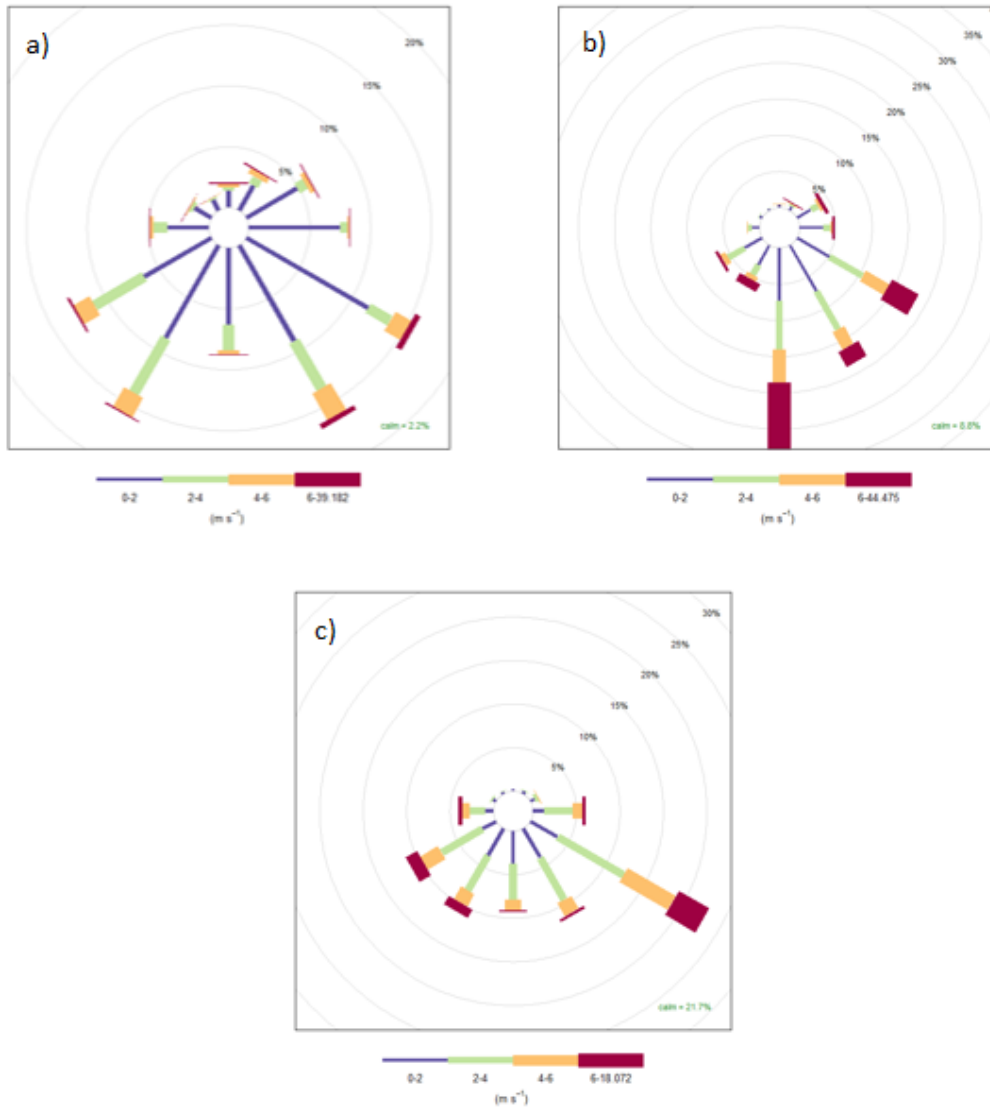


Figura 2. 3 - Rosa de vientos para las estaciones de Armilla (a), Granada Norte (b) y Palacio de Congresos (c)

Una variable importante, a la hora de estudiar los niveles de contaminantes cerca de superficie, es la altura de la capa de mezcla y sus variaciones a escala tanto diurna como estacional. **La capa límite planetaria o capa de mezcla es la parte baja de la atmósfera que se encuentra directamente afectada por la superficie.** La estructura de la capa de mezcla cambia a lo largo del día y de la época del año, influenciada principalmente por la radiación recibida en superficie y los procesos convectivos y de

mezcla que se generan consecuentemente. La Figura 2.4 muestra la evolución de la altura de la capa de mezcla sobre Granada en las horas centrales del día, es decir, en los momentos de mayor desarrollo de la misma, determinada a través de medidas realizadas en a estación IISTA-CEAMA. Como se puede observar, la altura de la capa de mezcla es significativamente mayor en los meses de verano con un valor promedio de 2 km sobre el nivel del mar (aproximadamente 1.4 km sobre la ciudad), llegando a superar en ocasiones los 3 km de altura. Por el contrario, en los meses de invierno la altura media de la capa de mezcla es inferior a 1 km sobre el nivel de superficie. En otoño e invierno la capa de mezcla puede quedar confinada en ciertas ocasiones en alturas inferiores a 0.5 km sobre la ciudad durante las horas centrales del día.

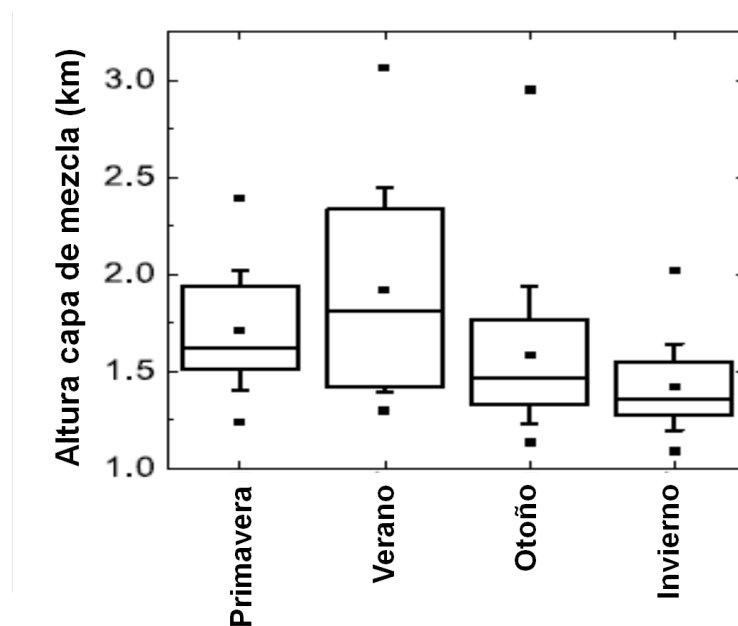
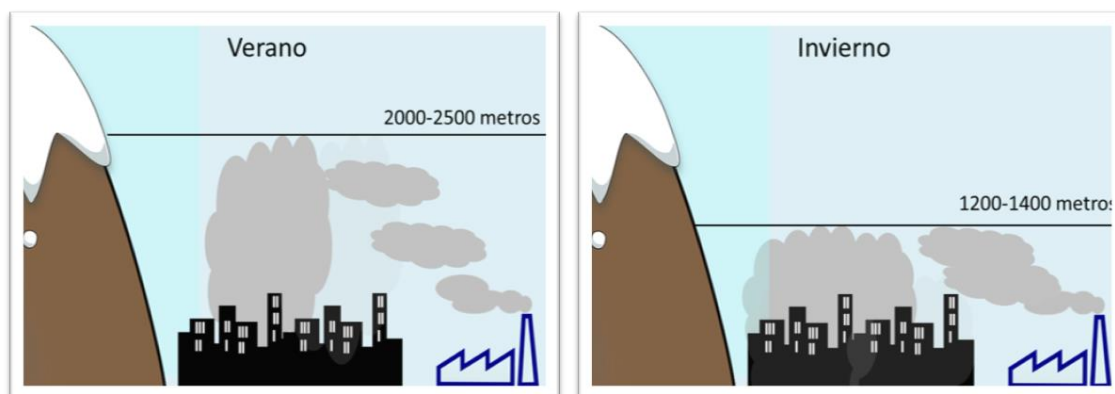


Figura 2. 4 - Altura de la capa de mezcla sobre Granada (periodo 2007-2008) en kilómetros sobre el nivel del mar según estaciones del año (figura adaptada de Granados-Munoz et al. (2012)).

La importancia de la altura de la capa de mezcla reside en que juega un papel fundamental en los niveles de contaminantes observados en superficie. En este sentido, alturas mayores de la capa de mezcla favorecen la dispersión de contaminantes mientras que alturas menores en combinación con situaciones de estabilidad atmosférica favorecen la acumulación de contaminantes cerca de superficie. El siguiente diagrama (Figura 2.5) ilustra cómo una baja altura de la capa de mezcla puede favorecer la acumulación de contaminantes cerca de superficie, tal y como sucede durante los meses fríos. Sin embargo, cuando la insolación es más intensa los procesos convectivos se ven

favorecidos y la altura de la capa de mezcla es mucho mayor, lo que contribuye a una mayor dispersión de los contaminantes en la atmósfera (meses de verano).



*Figura 2. 5 – Desarrollo de la capa límite planetaria en función de la estación del año*

Además de una notable variación estacional, la capa de mezcla presenta un claro patrón diurno tal y como se observa en la Figura 2.6. Esta Figura muestra la evolución promedio a lo largo del día de la altura de la capa de mezcla para los meses de Enero y Mayo determinada a partir de medidas realizadas en la estación IISTA-CEAMA. Durante la noche, presenta poca altura quedando confinada generalmente en alturas inferiores a 0.5 km. Durante las primeras horas del día, en el mes de Mayo, la altura de la capa de mezcla se encuentra en torno a los 500 metros, mientras que en Enero, a la misma hora, la extensión de dicha capa es de apenas 30-50 metros. Se trata de una capa muy estable caracterizada por la ausencia de convección. La altura de la capa de mezcla comienza a aumentar en los momentos posteriores a la salida del sol debido al calentamiento de la superficie, y consiguiente movimiento turbulento del aire próximo a la superficie hacia alturas mayores. En torno al mediodía y comienzos de la tarde es cuando la capa de mezcla alcanza su máxima altura. Además de tener una mayor extensión durante los meses cálidos, la evolución de la altura de la capa de mezcla a lo largo del día es diferente según la época del año. En Enero se puede observar (Figura 2.6) que hasta las 10:00 hora local no comienza a aumentar significativamente la altura de la capa de mezcla mientras que en Mayo lo hace a partir de las 8:00.

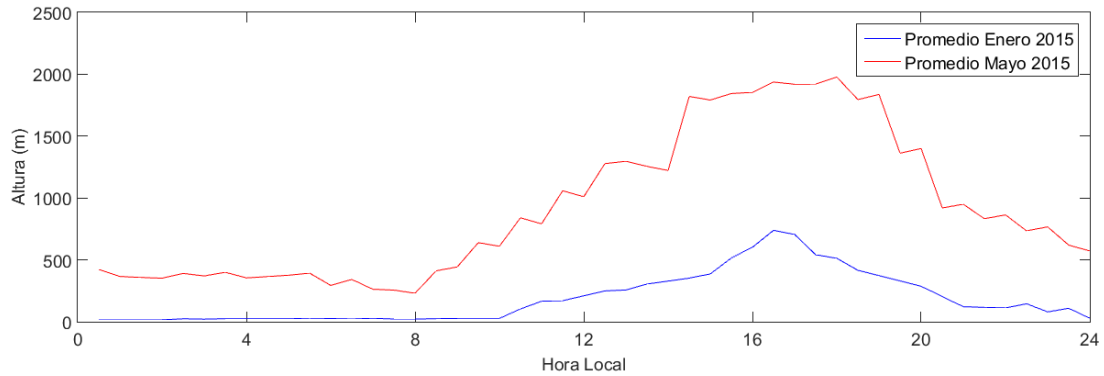


Figura 2.6 – Promedio diario de la capa de mezcla en intervalos de 30 minutos para los meses de Enero y Mayo de 2015

Tal y como se ha visto previamente, los niveles de contaminantes medidos en superficie dependen fuertemente de la altura de la capa de mezcla. En este sentido, los contaminantes emitidos por fuentes locales (tráfico, calefacciones, industrias, etc) durante la noche y primera hora de la mañana quedan confinados en un volumen menor debido a la baja altura de la capa de mezcla. Al aumentar la altura de la capa de mezcla, la dispersión de contaminantes se ve favorecida y se observa una disminución en la concentración medida en superficie. La Figura 2.7 ilustra de forma sencilla este efecto.

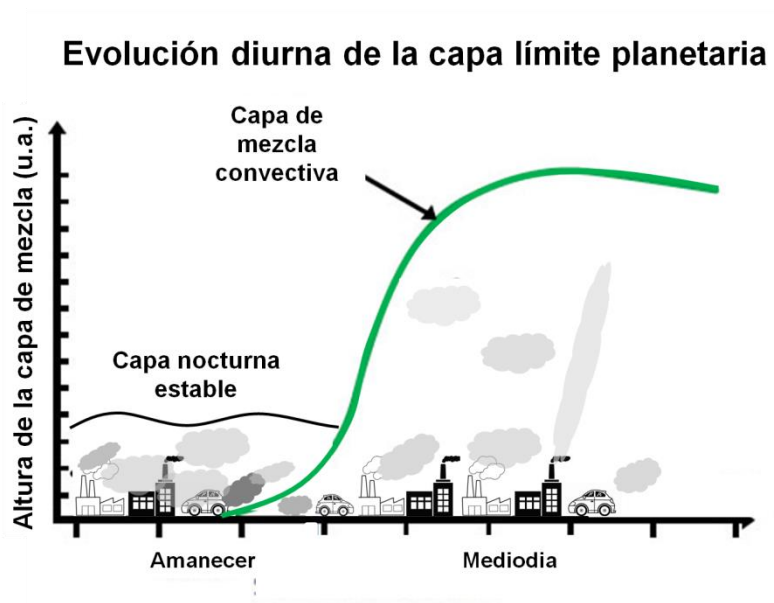


Figura 2.7 – Desarrollo de la capa límite planetaria a lo largo del día

### 3 Superación de los límites establecidos por la legislación

En este estudio, todas las medidas analizadas de PM<sub>10</sub> y gases contaminantes para cada una de las estaciones de medida (Armillá, Granada Norte y Palacio de Congresos) cuentan con al menos el 75% de los datos anuales (porcentaje requerido en la Directiva 08/50/CE), y por tanto, dichas medidas son representativas de cada uno de los años de estudio.

#### 3.1 PM<sub>10</sub>

En la Tabla 3.1 se detalla la legislación actualmente vigente para los límites de concentración de PM<sub>10</sub>.

Contaminante	Valor límite	Concentración	Nº superaciones máximas	Año de aplicación
PM <sub>10</sub>	Media Anual	40 µg/m <sup>3</sup>	—	2005
PM <sub>10</sub>	Media diaria	50 µg/m <sup>3</sup>	35 días/año	2005

Tabla 3.1 – Valores límites establecidos por la legislación para el material particulado PM<sub>10</sub>

Es importante señalar que la Organización Mundial de la Salud recomienda, para que no se produzcan daños a la salud humana, un valor límite anual de 20 µg/m<sup>3</sup>.

Como se ha mencionado anteriormente, España y en especial Andalucía se ven afectadas de forma frecuente por intrusiones de polvo Sahariano que contribuyen de manera importante a los niveles de PM<sub>10</sub> medidos en superficie. Por ello, para facilitar la gestión relativa a las aportaciones procedentes de fuentes naturales a los niveles de material particulado, el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente,

junto con el Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e desenvolvimento Regional de Portugal y la colaboración de las comunidades autónomas, elaboró una metodología para la identificación de los episodios de aportes naturales y el cálculo de dichas aportaciones. Dicha metodología se ha incluido en las directrices elaboradas por la Comisión Europea para la demostración y sustracción de las superaciones atribuibles a fuentes naturales, según la obligación recogida en el artículo 20 de la Directiva 2008/50/CE.

La Figura 3.1 muestra el análisis de superaciones de los límites legales establecidos para los niveles de  $PM_{10}$  desde el año 2010. Se muestra el valor medio anual (derecha) y el número de superaciones del valor diario (izquierda). En este análisis se ha descontado la influencia de las intrusiones de polvo sahariano utilizando la estación de fondo regional de Víznar (Granada), tal y como establece la legislación europea (Directiva 2008/50/CE). Como se puede observar en la Figura 3.1.b **ninguna de las estaciones analizadas supera el límite anual de  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en el periodo 2010-2015**. En cuanto a la superación del valor diario de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , la estación de Granada Norte es la que supera en más ocasiones este límite diario. **El número máximo de superaciones permitidas en la normativa Europea (35 días/año) únicamente se sobrepasó en la estación de Granada Norte en el año 2010.**

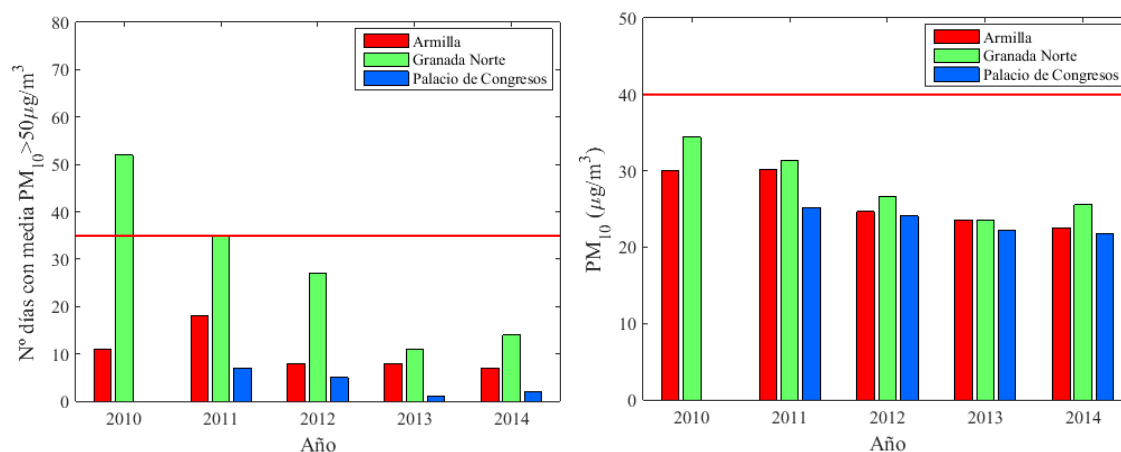


Figura 3. 1 - Valor medio anual de  $PM_{10}$  (derecha) y número de superaciones del valor límite diario (izquierda) en las tres estaciones de medida para cada uno de los años de estudio

La Figura 3.2 muestra la evolución de las superaciones del valor límite diario de  $PM_{10}$  en la estación de Granada Norte desde el año 2003. La información relativa al periodo 2003-2010 se ha obtenido del informe de “Calidad del Aire del Área Metropolitana de Granada”, elaborado en el año 2010 por la Junta de Andalucía, y del informe “Calidad del Aire de Granada: Año 2009”, elaborado por el Grupo de Física de

la Atmósfera de la Universidad de Granada en 2010. Se aprecia una evolución creciente en el número de días que superan el límite diario en el periodo 2003-2007. Esta tendencia se invierte, y a partir de 2007 comienza a decrecer el número de superaciones de PM<sub>10</sub>.

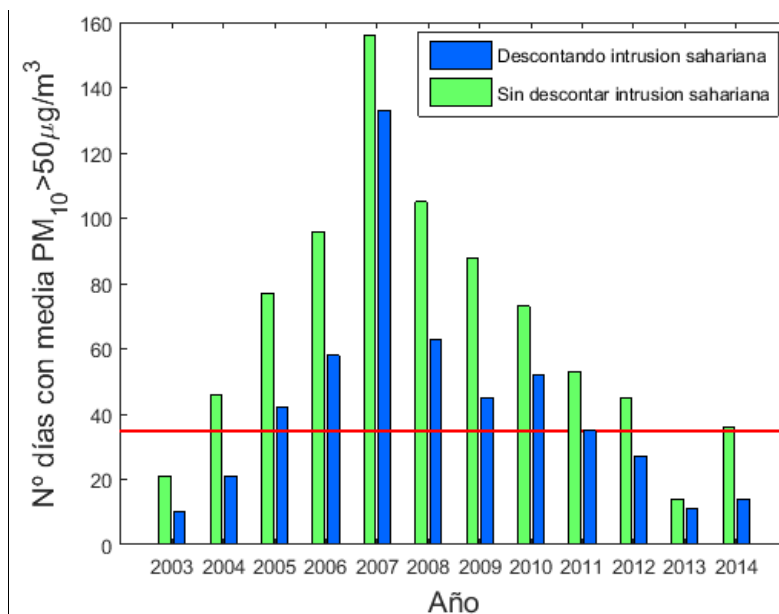


Figura 3. 2 – Número de superaciones del valor límite diario en la estación de Granada Norte en el período 2003-2015

Las superaciones debidas a intrusiones de polvo sahariano son más frecuentes durante los meses de primavera y verano. Una vez descontadas estas superaciones, el resto de días que muestran concentraciones de PM<sub>10</sub> por encima del límite permitido (> 50 µg/m<sup>3</sup>) ocurren principalmente durante los meses de otoño e invierno. En estas superaciones juegan un papel fundamental los aspectos meteorológicos como situaciones anticiclónicas prolongadas que favorecen el estancamiento de contaminantes. En Febrero de 2011 tuvo lugar una situación anticiclónica prolongada que afectó a la Península Ibérica, caracterizada por una inversión térmica intensa y persistente cerca de superficie. Durante este evento de contaminación, en Granada se superó durante 11 días consecutivos el límite diario de partículas PM<sub>10</sub>, tal y como se observa en la Figura 3.3.

En torno a un 25% de las superaciones del valor límite establecido que no están relacionadas directamente con intrusiones de polvo sahariano, ocurren en los meses de Julio y Agosto. A estas superaciones contribuye significativamente la resuspensión de polvo local debido a la sequedad del terreno, las escasas o nulas precipitaciones y las



situaciones de recirculación regional, que dificultan la eliminación de los contaminantes.

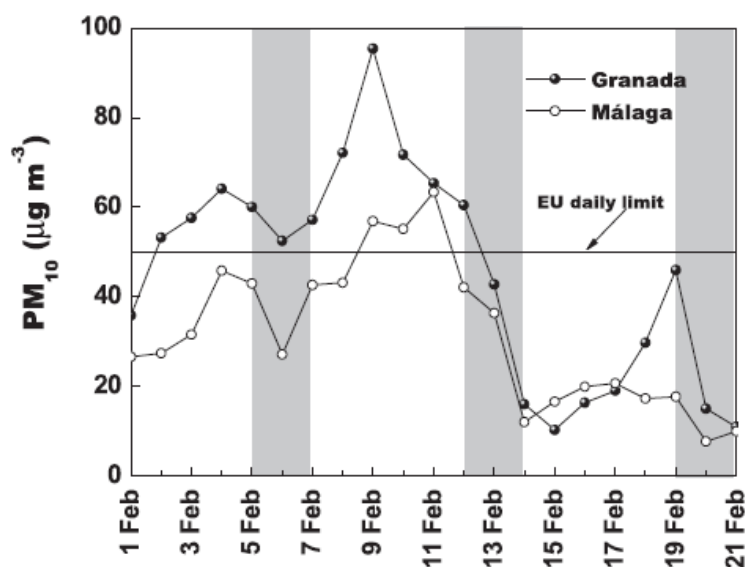


Figura 3. 3 – Concentración media diaria de PM10 del 1 al 21 de Febrero de 2011 en Granada y Málaga. La línea negra marca el límite diario establecido por la normativa europea. Las zonas sombreadas señalan los fines de semana (Figura adaptada de Lyamani et al., 2012)

### 3.2 CO

En la Tabla 3.2 se detalla la legislación actualmente vigente para el límite de concentración de CO.

Contaminante	Valor límite	Concentración	Nº superaciones máximas	Año de aplicación
CO	Media máxima octohoraria diaria	10 mg/m <sup>3</sup>	—	2005

Tabla 3.2 – Valores límites establecidos por la legislación para el CO

En la Figura 3.4 se representan las medias octohorarias de monóxido de carbono medido en cada una de las estaciones durante los años de estudio. Se destaca con línea de color rojo el valor límite de referencia fijado por la legislación. Como se aprecia en la Figura, **los valores de las tres estaciones quedan muy por debajo del límite legal** establecido para este contaminante por lo que este gas no representa ningún problema para la calidad del aire en el área metropolitana de Granada.

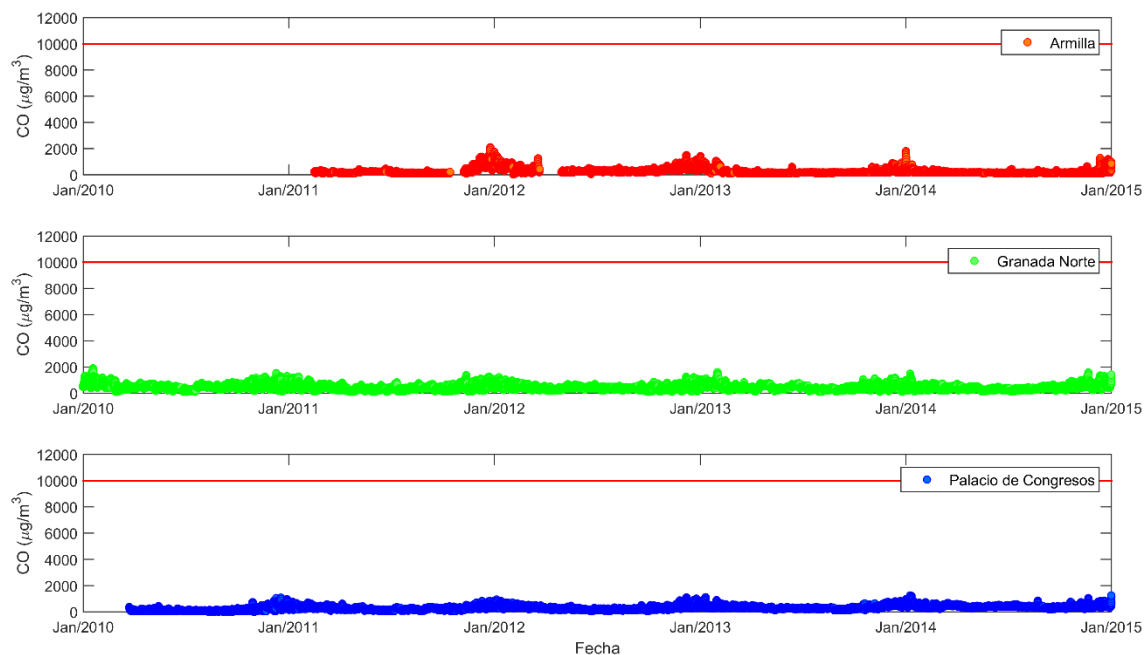


Figura 3. 4 – Media móvil octohoraria de CO en las diferentes estaciones de medida a lo largo del período 2010-2015

### 3.3 NO<sub>2</sub>

En la Tabla 3.3 se detalla la legislación actualmente vigente para el límite de concentración de NO<sub>2</sub>.

Contaminante	Valor límite/ Umbral de Alerta	Concentración	Nº superaciones máximas	Año de aplicación
NO <sub>2</sub>	Media anual	40 µg/m <sup>3</sup>	—	2010
NO <sub>2</sub>	Media horaria	200 µg/m <sup>3</sup>	18 horas/año	2010
NO <sub>2</sub>	Umbral de alerta 3 horas consecutivas	400 µg/m <sup>3</sup>	—	2010

Tabla 3.3 - Valores límites establecidos por la legislación para el NO<sub>2</sub>

En la Figura 3.5 se representan los valores medios anuales de NO<sub>2</sub> (izquierda) y el número de superaciones del valor límite horario (derecha) registradas en cada una de las estaciones de medida durante los años de estudio. Como se puede observar, en las estaciones de **Armilla y Palacio de Congresos no se superan ninguno de los límites establecidos**. Sin embargo, **la media anual se supera en la estación de Granada Norte todos los años** estudiados. Además, el límite horario se ha superado en la

estación de Granada Norte en 7 y 4 ocasiones en los años 2010 y 2014, respectivamente. Sin embargo, hay que destacar que este número de superaciones horarias queda por debajo del límite legal —18 veces por año civil—. **Por tanto se está incumpliendo la normativa vigente para los valores medios anuales desde el año 2010 en la estación de Granada Norte.** Además, el umbral de alerta debido a 3 horas consecutivas con valores superiores a  $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$  no se ha registrado en ninguna de las estaciones. Las superaciones del valor horario con concentración media de  $\text{NO}_2 > 200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ocurridas en 2010 y 2014 tuvieron lugar durante los meses comprendidos entre Noviembre y Febrero, y estuvieron relacionadas con situaciones anticiclónicas persistentes caracterizadas por una gran estabilidad atmosférica. Estas situaciones producen una acumulación de contaminantes cerca de superficie y pueden favorecer las reacciones químicas entre el  $\text{O}_3$  y los  $\text{NO}_x$ , y consecuente formación de  $\text{NO}_2$ .

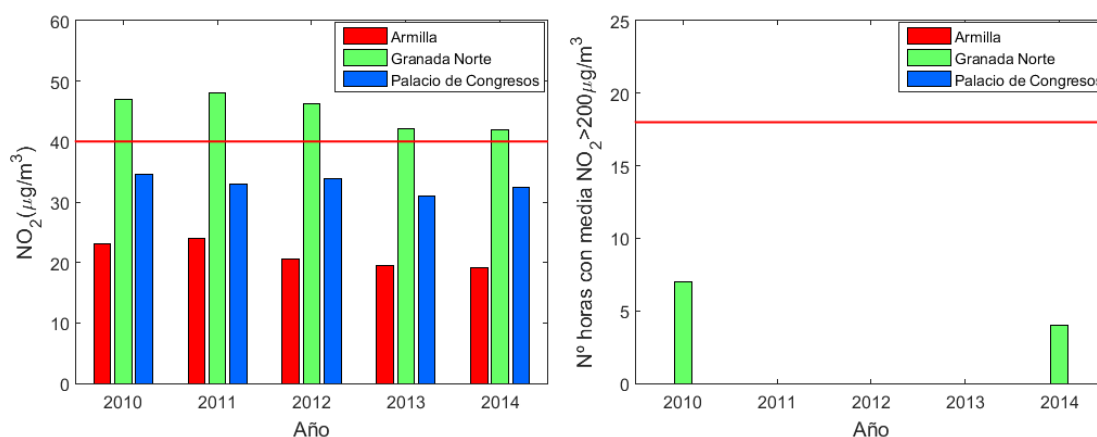


Figura 3. 5 - Valor medio anual de  $\text{NO}_2$  y número de superaciones del valor límite horario en las tres estaciones de medida para cada uno de los años de estudio

### 3.4 $\text{SO}_2$

En la Tabla 3.4 se detalla la legislación actualmente vigente para el límite de  $\text{SO}_2$ .

Contaminante	Valor límite/ Umbral de Alerta	Concentración	Nº superaciones máximas	Año de aplicación
$\text{SO}_2$	Media diaria	$125 \mu\text{g}/\text{m}^3$	3 días/año	2010
$\text{SO}_2$	Media horaria	$350 \mu\text{g}/\text{m}^3$	24 horas/año	2010
$\text{SO}_2$	Umbral de alerta (3 horas consecutivas)	$500 \mu\text{g}/\text{m}^3$	—	2010

Tabla 3.4 - Valores límites establecidos por la legislación para el  $\text{SO}_2$

En la Figura 3.6 se presentan los valores horarios (izquierda) y diarios (derecha) de las concentraciones de  $\text{SO}_2$  registrados en cada una de las estaciones de medida durante el período 2010-2015 (la línea roja marca el valor límite legislado). Como se aprecia en las figuras, **las concentraciones de  $\text{SO}_2$  quedan muy por debajo de los límites legales establecidos** en cada una de las estaciones de medida. Por tanto, este gas no representa un riesgo para la salud humana en el área metropolitana de Granada.

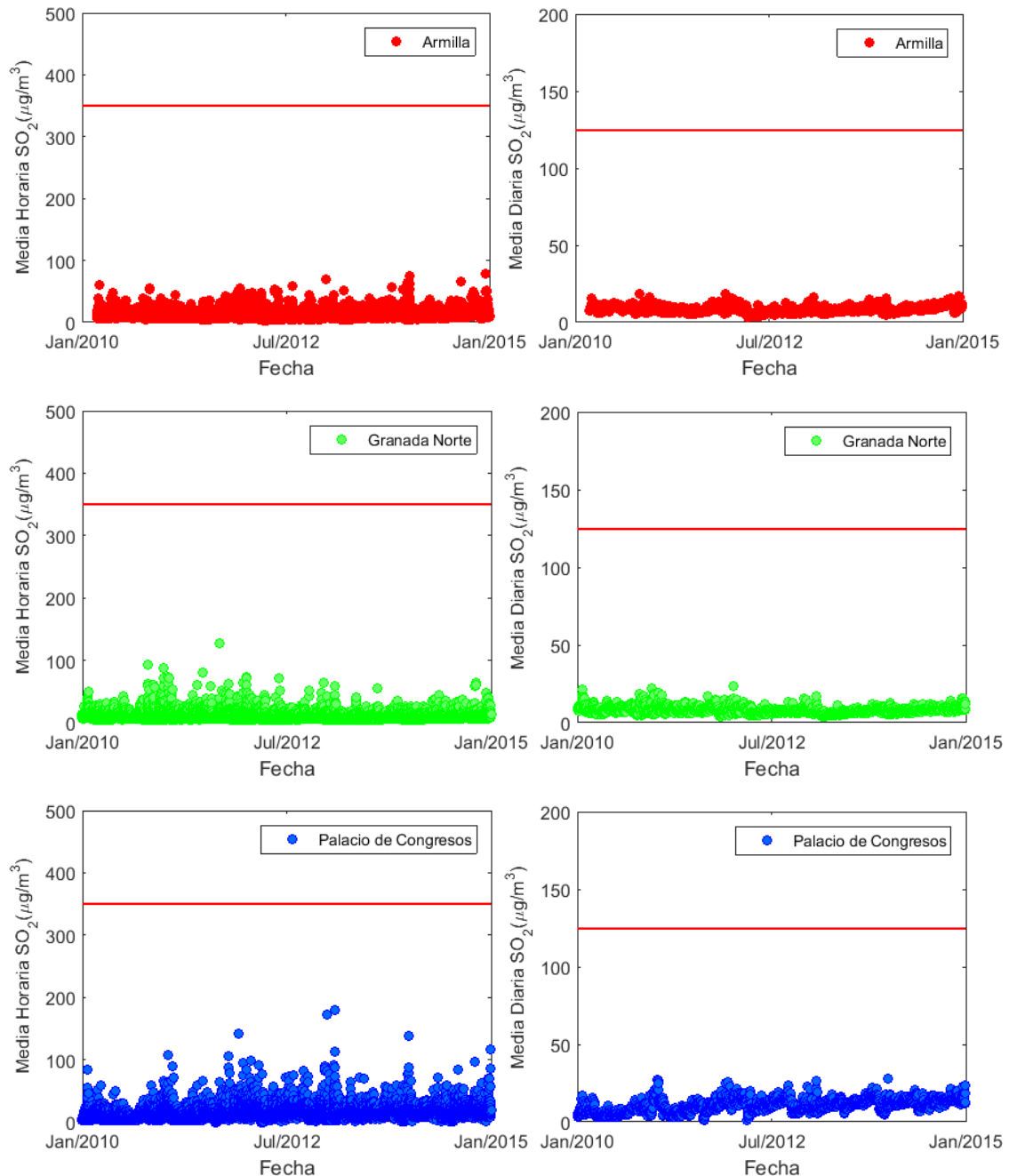


Figura 3. 6 – Valores medios horarios y diarios de concentraciones de  $\text{SO}_2$  para cada una de las estaciones de medida durante los años de estudio.

### 3.5 O<sub>3</sub>

En la Tabla 3.5 se detalla la legislación actualmente vigente para el límite de concentración de O<sub>3</sub>.

Contaminante	Valor límite/ Umbral de Alerta	Concentración	Nº superaciones máximas	Año de aplicación
O <sub>3</sub>	Media máxima octohoraria diaria	120 µg/m <sup>3</sup>	25 días/año	2010
O <sub>3</sub>	Umbral de información (3 horas consecutivas)	180 µg/m <sup>3</sup>	24 horas/año	2010
O <sub>3</sub>	Umbral de alerta (3 horas consecutivas)	240 µg/m <sup>3</sup>	—	2010

Tabla 3.5 - Valores límites establecidos por la legislación para el O<sub>3</sub>

En la Figura 3.7 se presentan los valores medios octohorarios (izquierda) y horarios (derecha) con su correspondiente valor límite legal representado con una línea roja. La Figura 3.7 muestra el número de veces que se ha superado el límite octohorario. Cabe mencionar que la estación de Granada Norte sólo tiene medidas de O<sub>3</sub> durante los años 2010 y 2011, y la estación de Armilla durante los años 2012, 2013 y 2014. Como se puede observar en las Figuras, **todas las estaciones superan el límite medio octohorario de 120 µg/m<sup>3</sup> en alguna ocasión**. Sin embargo, como vemos en la Figura 3.7, **este límite no se ha superado en más de 25 días por año civil en ninguna de las estaciones** (Figura 3.8). La estación que más superaciones registra es la de Armilla, con alrededor de 20 días con concentraciones de ozono por encima de 120 µg/m<sup>3</sup>. Por último, **el límite horario no se ha superado en más de 24 horas por año civil en ninguna de las estaciones** (Figura 3.7). Sólo la estación de Armilla ha superado el límite horario de O<sub>3</sub> en una ocasión. Las superaciones de O<sub>3</sub> se registran en todos los casos durante los meses de verano debido a las condiciones de alta insolación que favorecen la formación de O<sub>3</sub>.

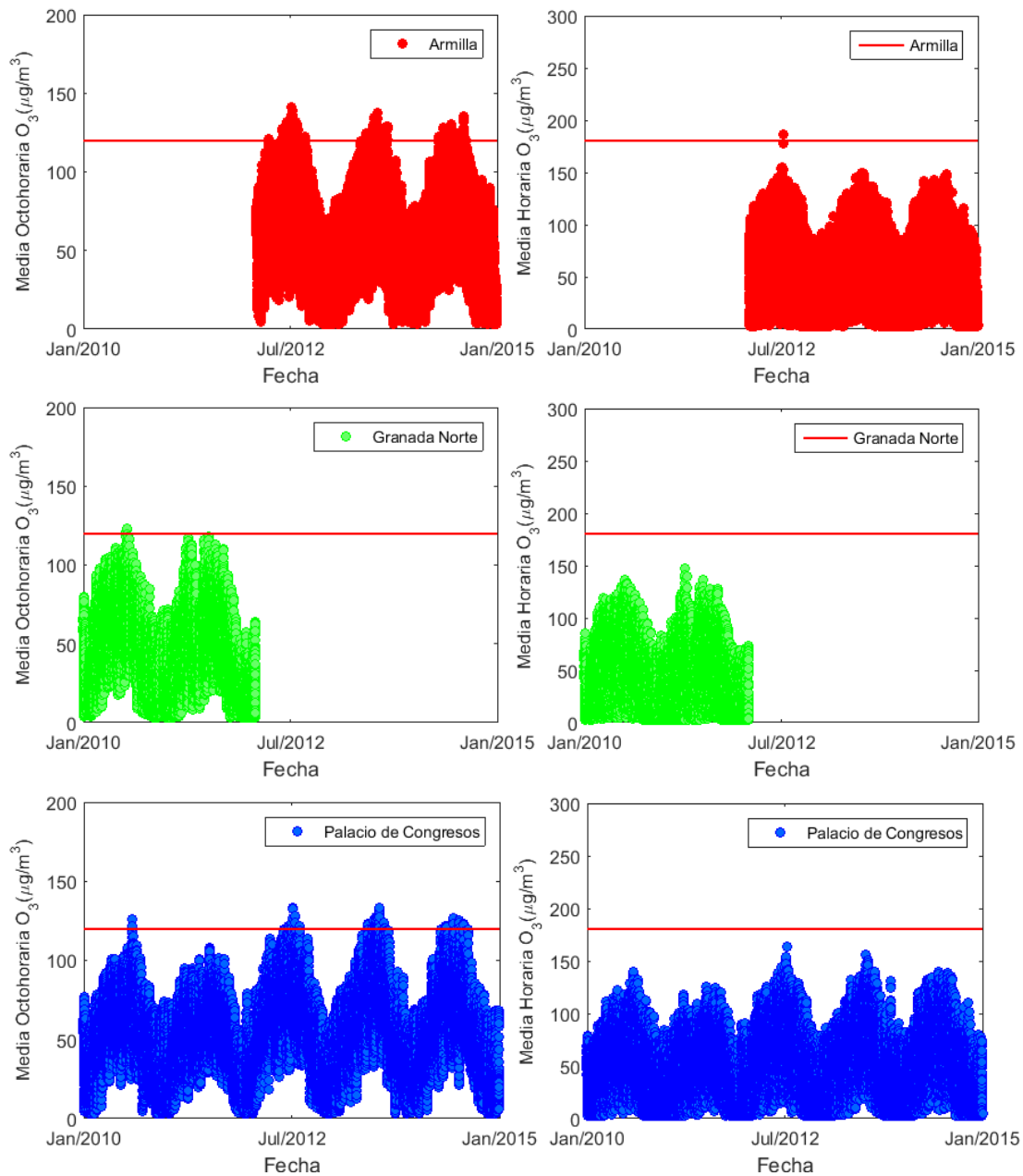


Figura 3. 7 – Media octohoraria y horaria de O<sub>3</sub> para todas las estaciones de estudio durante el período 2010-2015

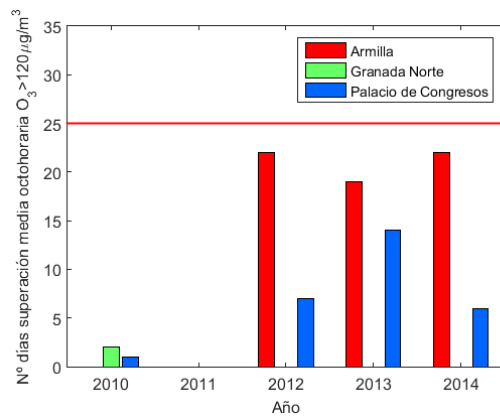


Figura 3. 8 – Número de días con superaciones del límite establecido de media octohoraria de O<sub>3</sub>

## 4 Análisis del periodo 2010-2015

Una vez evaluado el grado de cumplimiento de la legislación vigente en materia de calidad del aire es necesario analizar el comportamiento de los diferentes contaminantes en detalle, para poder comprender los mecanismos y situaciones atmosféricas que conducen al incumplimiento de la normativa. Por tanto, en esta sección analizamos el período comprendido entre 2010 y 2015, haciendo especial énfasis en las evoluciones anuales y diurnas de los diferentes contaminantes estudiados. El estudio de los ciclos anuales y diurnos es de vital importancia para entender la dinámica de los contaminantes atmosféricos ya que diferentes procesos de formación, destrucción y transporte se ven reflejados en estas evoluciones.

En este análisis se ha suavizado el criterio impuesto por la Directiva 08/50/CE de utilizar únicamente aquellos casos con al menos un 75% de las medidas. El criterio que se ha utilizado para considerar las medidas como representativas es tener al menos un 50% de los datos del periodo a estudiar, es decir, para medias mensuales debemos tener el 50% de los datos de dicho mes.

### 4.1 PM<sub>10</sub>

En primer lugar analizamos la variación espacial, estacional y semanal de las medidas de PM<sub>10</sub>. En la Figura 4.1 se presenta en forma de diagramas de Box-Whisker la variación espacial de las concentraciones de PM<sub>10</sub> registradas para cada uno de los años de estudio. Hay que indicar que en este análisis no se han descontado las intrusiones de polvo sahariano. Se observa que en valor promedio, las concentraciones de PM<sub>10</sub> son similares en las tres estaciones de medida y que muestran un ligero descenso de los niveles de PM<sub>10</sub> en el periodo 2010-2015. Debido a su ubicación y, por tanto, mayor o menor proximidad al tráfico, las distintas estaciones de medida presentan características diferentes. Como se puede ver en la Figura 4.1, el rango intercuartílico para la estación de Granada Norte es mayor que los obtenidos en Armilla y Palacio de Congresos, lo que denota una mayor variabilidad en los niveles de PM<sub>10</sub>. Así mismo, los valores más altos se obtienen en Granada Norte. Los valores medios quedan por encima de la mediana en todos los casos, lo que indica el impacto de un reducido número de episodios de concentración elevada. Estos episodios de concentración muy alta que ocurren en todas

las estaciones de medida están vinculados generalmente a intrusiones de polvo sahariano.

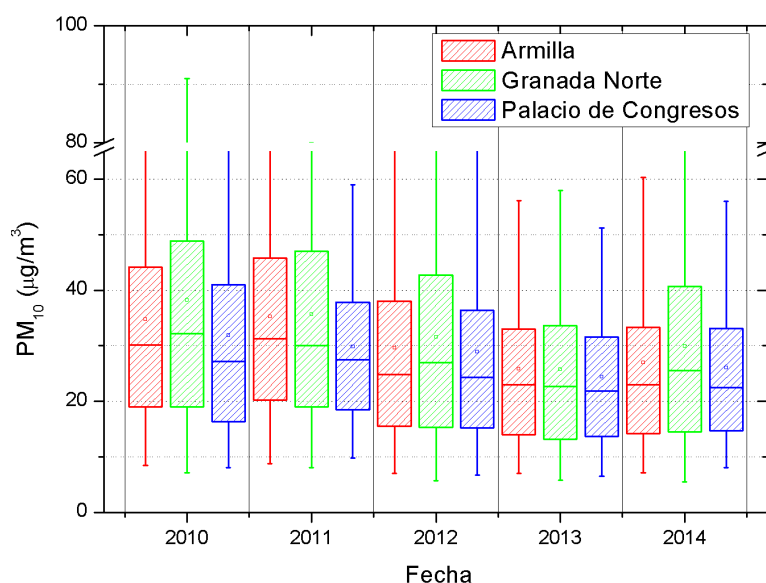


Figura 4.1 – Diagrama de Box-Whisker mostrando concentraciones de  $PM_{10}$  en las distintas estaciones de medida para cada uno de los años de estudio. Los límites de las cajas corresponden a los percentiles 25 y 75, la línea interior representa la mediana, los límites del diagrama representan los percentiles 5 y 95, y por último, los cuadros pequeños corresponden al valor medio.

En la Figura 4.2 se muestra la evolución mensual de  $PM_{10}$  para cada una de las estaciones durante los 5 años de estudio. Se aprecia que las tres estaciones tienen una evolución similar y que los mínimos y máximos son coincidentes en muchas ocasiones. Generalmente, **los niveles más altos de  $PM_{10}$  se registran en los meses de primavera y verano**, si bien existe una gran variabilidad. En este sentido, estudios anteriores evidencian que la mayor frecuencia de intrusiones de polvo sahariano en los meses de primavera y verano junto con una mayor sequedad del terreno favorecen niveles más altos de  $PM_{10}$  durante estos meses del año (Titos et al., 2014; Valenzuela et al., 2012). En particular, el polvo mineral puede llegar a constituir más del 70% del  $PM_{10}$  durante el verano comparado con los meses de invierno en que no supera el 40% del  $PM_{10}$  en promedio (Titos et al., 2014). **Durante los meses de invierno, la estación de Granada Norte se caracteriza por niveles más altos de  $PM_{10}$**  que los observados en el resto de estaciones estudiadas.



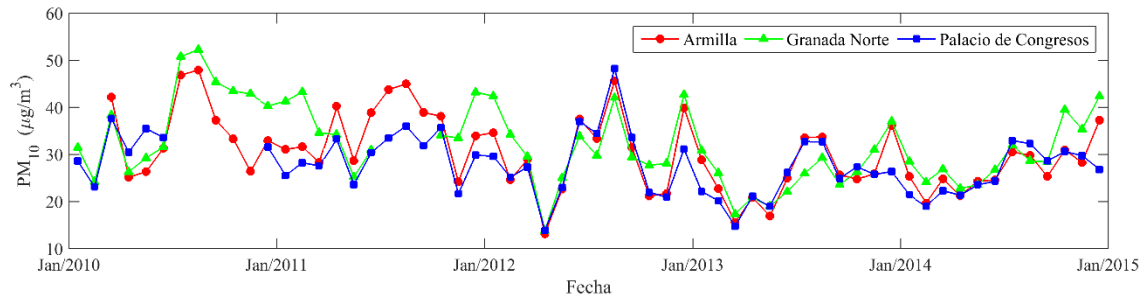


Figura 4.2 – Evolución de medias mensuales de  $PM_{10}$  para cada una de las estaciones de medida

En la Figura 4.3 se presenta la evolución diaria de  $PM_{10}$  en función de los días de la semana. Los días laborables (Figura 4.3.a) se observa la presencia de **dos máximos locales alrededor de las 10:00 y de las 22:00 hora local, en coincidencia con las horas de tráfico más intenso**. El primer máximo es el mayor y se alcanza antes en Granada Norte que en las estaciones de Armilla y Palacio de Congresos. Esto puede deberse a la mayor proximidad de esta estación a las vías de tráfico y mayor intensidad de tráfico en dicha zona. A lo largo del día, debido a velocidades de viento más intensas y una mayor altura de la capa de mezcla que favorecen la difusión atmosférica se produce una disminución de los niveles de  $PM_{10}$ , presentándose un mínimo en torno a las 17:00 hora local. Los niveles de  $PM_{10}$  **decrecen significativamente durante el fin de semana**, especialmente el domingo, debido a la reducción de las actividades antropogénicas, en especial el tráfico. Esta reducción es más acusada en la estación de Granada Norte que presenta valores inferiores al resto de estaciones durante las horas centrales del sábado y domingo.

El patrón diario observado en la evolución de  $PM_{10}$  es característico de entornos urbanos (Horvath et al., 1997; Lyamani et al., 2010) y **está relacionado con variaciones diurnas en las emisiones originadas por actividades antropogénicas y la meteorología local**.

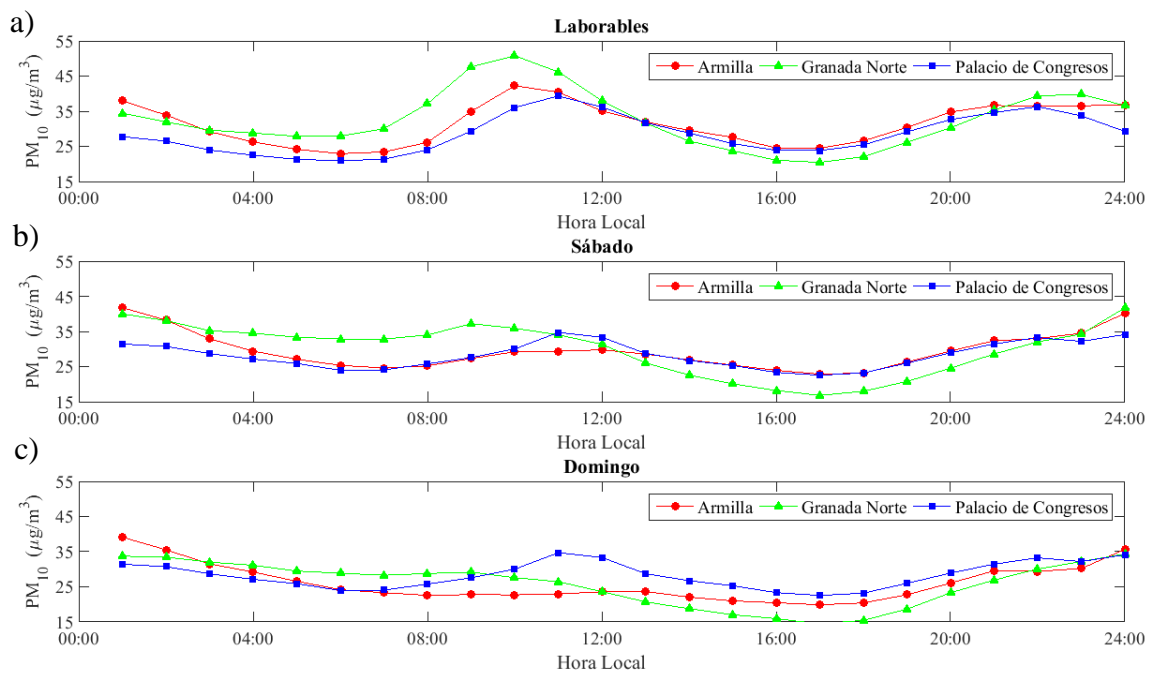


Figura 4.3 – Evolución diaria de  $PM_{10}$  para cada una de las estaciones para días laborables (a), sábados (b) y domingos (c)

#### 4.1.1 Tamaño de partículas

Los efectos nocivos de las partículas sobre la salud humana dependen fuertemente del tamaño de las mismas. En este sentido las partículas finas y ultrafinas tienen mayor capacidad de penetración en el organismo pudiendo incorporarse al torrente sanguíneo y depositarse en algunos órganos como los pulmones (Pope and Dockery, 2006). Por otro lado, las partículas de mayor tamaño pueden ser retenidas por las mucosas del sistema respiratorio, sin llegar a penetrar significativamente en el organismo. Se consideran partículas finas aquellas partículas con diámetro aerodinámico inferior a  $1\ \mu\text{m}$  ( $PM_1$ ). Como partículas gruesas se considera a aquellas partículas con diámetro aerodinámico entre  $1$  y  $10\ \mu\text{m}$  ( $PM_{10-1}$ ).  $PM_{10}$  denota a las partículas con diámetro aerodinámico inferior a  $10\ \mu\text{m}$ , y por tanto engloba tanto a las partículas finas como a las partículas gruesas.

Para conocer la proporción de partículas finas presentes en  $PM_{10}$  se utiliza frecuentemente el ratio  $PM_1/PM_{10}$ . Este cociente nos proporciona información relativa al porcentaje de partículas que se encuentran en el modo fino (por ejemplo, un valor de 0.5 indica que el 50% del  $PM_{10}$  está constituido por partículas en el modo fino,  $PM_1$ ). La Figura 4.4 muestra la evolución del cociente  $PM_1/PM_{10}$  para el periodo de un año, desde Marzo de 2006 hasta Marzo de 2007 (Titos et al., 2012), en la estación IISTA-CEAMA. Las medidas de  $PM_1$  y  $PM_{10}$  se realizaron mediante recogida de filtros y

posterior pesada de los mismos en laboratorio. Como se observa en la gráfica, **durante los meses de invierno y primavera el aerosol es predominantemente fino mientras que en los meses de verano existe un predominio de partículas gruesas**, con un ratio  $PM_1/PM_{10}$  menor de 0.4 por lo general. Esta evolución está relacionada con la mayor presencia de partículas gruesas de origen mineral en verano (intrusiones de polvo sahariano y resuspensión de polvo local) mientras que en invierno predominan las partículas de origen antropogénico que son mayoritariamente finas.

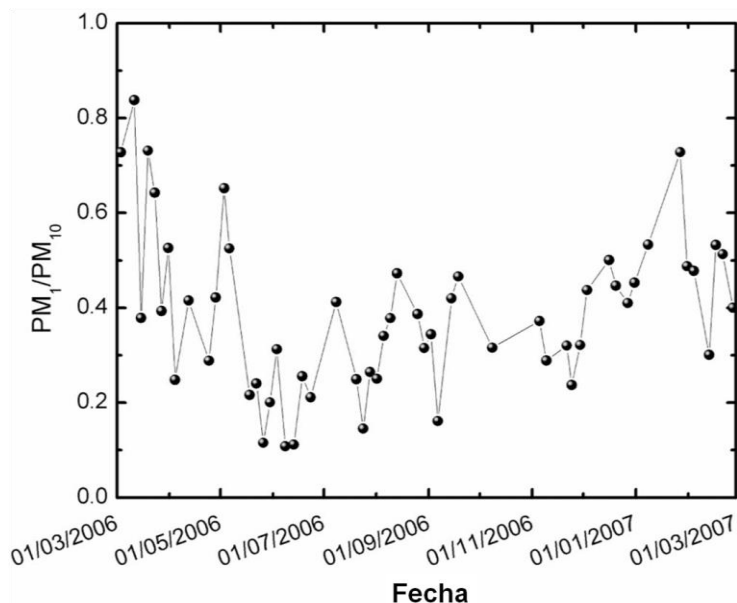


Figura 4.4 - Evolución anual del ratio  $PM_1/PM_{10}$  en Granada para el periodo 2006-2007 (Figura adaptada de Titos et al. (2012)).

Además del cociente  $PM_1/PM_{10}$  existen otras variables que proporcionan una medida indirecta sobre el tamaño de partículas. Es el caso del **exponente de Ångström** asociado al coeficiente de dispersión del aerosol atmosférico, que es indicativo de la dependencia de este coeficiente con la longitud de onda de la radiación. La utilización de esta variable como medida del tamaño de partículas tiene como principal ventaja su **gran resolución temporal**, se dispone de medidas continuas con resolución de 1 minuto, mientras que los muestreos con filtros  $PM_1-PM_{10}$  proporcionan medidas integradas en 24 horas y no de forma continua. El exponente de Ångström toma valores cercanos a 2 cuando existe un predominio de partículas finas mientras que toma valores inferiores a 1-1.5 cuando existe un predominio de partículas gruesas (Lyamani et al., 2010). La Figura 4.5 muestra la evolución diurna del exponente de Ångström en las distintas estaciones del año en Granada para los años 2006-2007. Como se puede observar, en invierno las partículas son predominantemente finas (valores de exponente

de Ångström próximos a 2) mientras que en verano predominan las partículas gruesas (valores de exponente de Ångström inferiores a 1.5). Estos resultados están en consonancia con los obtenidos anteriormente al analizar el cociente  $PM_1/PM_{10}$ . Como se ha mencionado previamente, durante los meses cálidos, la contribución de partículas de origen mineral, que son generalmente partículas gruesas, aumenta debido a la mayor sequedad del terreno que favorece la resuspensión de partículas desde el suelo. Así mismo, la mayor frecuencia de intrusiones de polvo sahariano durante los meses de primavera y verano contribuye a una mayor presencia de partículas gruesas en superficie. En lo que respecta a su evolución a lo largo del día, se observa que **el exponente de Ångström disminuye en las horas de tráfico más intenso** (en torno a las 8 y las 16 GMT) **indicando un aumento en la contribución de partículas gruesas relacionado con el polvo resuspendido por el tráfico.**

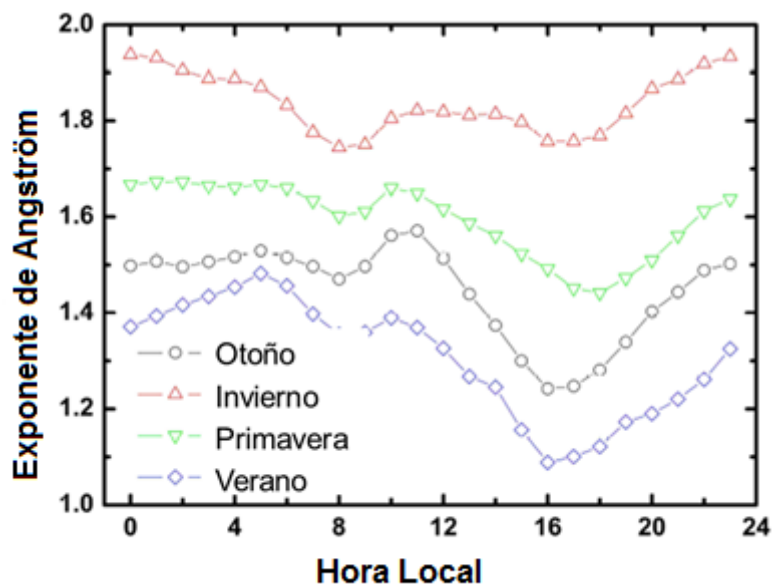


Figura 4.5 - Evolución diaria del exponente de Ångström en Granada para el periodo 2006-2007 separando por estaciones del año (Figura adaptada de Lyamani et al. (2010)).

#### 4.1.2 Contribución de fuentes

Además del tamaño de las partículas, su composición química es determinante para conocer los efectos nocivos de las partículas sobre la salud humana. Ciertos compuestos químicos como los metales pesados son altamente tóxicos y cancerígenos por lo que su inhalación es muy dañina para la salud (Morawska et al., 2008; Pope and Dockery, 2006). Por ello, la medida sinérgica del tamaño y composición de las partículas es de gran importancia para identificar las fuentes y su contribución a los niveles de PM

observados. En este sentido, conocer las fuentes responsables de la contaminación es necesario para poder establecer medidas de reducción de contaminantes.

Respecto a las fuentes emisoras de partículas, se ha realizado recientemente un estudio para identificar las principales fuentes emisoras de partículas gruesas  $PM_{10-1}$  (partículas con diámetro aerodinámico entre 10 y 1  $\mu m$ ) y finas  $PM_1$  (partículas con diámetro aerodinámico inferior a 1  $\mu m$ ) y su contribución a los niveles de contaminantes en Granada. Dicho estudio pone de manifiesto que **el tráfico es una de las principales fuentes que contribuyen a la concentración de partículas en Granada** (Titos et al., 2014). Es importante destacar que el tráfico, como fuente emisora de partículas, comprende emisión directa de partículas, resuspensión de partículas que se encontraban depositadas en la vía y formación de partículas secundarias a través de gases precursores emitidos por los vehículos. En este sentido, las emisiones directas de los vehículos tienen un mayor impacto en las partículas finas o  $PM_1$  mientras que el polvo resuspendido por el tráfico contribuye principalmente a la concentración de partículas gruesas (Titos et al., 2014). La Figura 4.6 muestra la contribución de fuentes a la concentración másica de partículas gruesas ( $PM_{10-1}$ ) y finas ( $PM_1$ ) en Granada para el periodo 2006-2010. Además del tráfico que contribuye alrededor de un 50% a las partículas gruesas (polvo resuspendido por el tráfico) y un 64% a las partículas finas (11% polvo resuspendido por el tráfico y 53% emisiones directas de vehículos) en invierno, el polvo mineral y el aerosol regional son las fuentes principales de aerosol en Granada.

Debido a la sequedad del terreno y las escasas precipitaciones durante los meses de verano la contribución de polvo mineral al  $PM_{10-1}$  aumenta durante los meses cálidos y secos. Las actividades de construcción/demolición también contribuyen significativamente a la concentración de polvo mineral observado. Las intrusiones de polvo sahariano representan una fuente adicional de partículas que pueden ser transportadas desde el continente africano hasta nuestra localidad teniendo un gran impacto en los niveles de  $PM_{10}$  en superficie. La contribución del tráfico disminuye significativamente durante el verano debido a una disminución de su intensidad y a una mayor altura de la capa de mezcla que favorece la dispersión de contaminantes emitidos por fuentes locales.

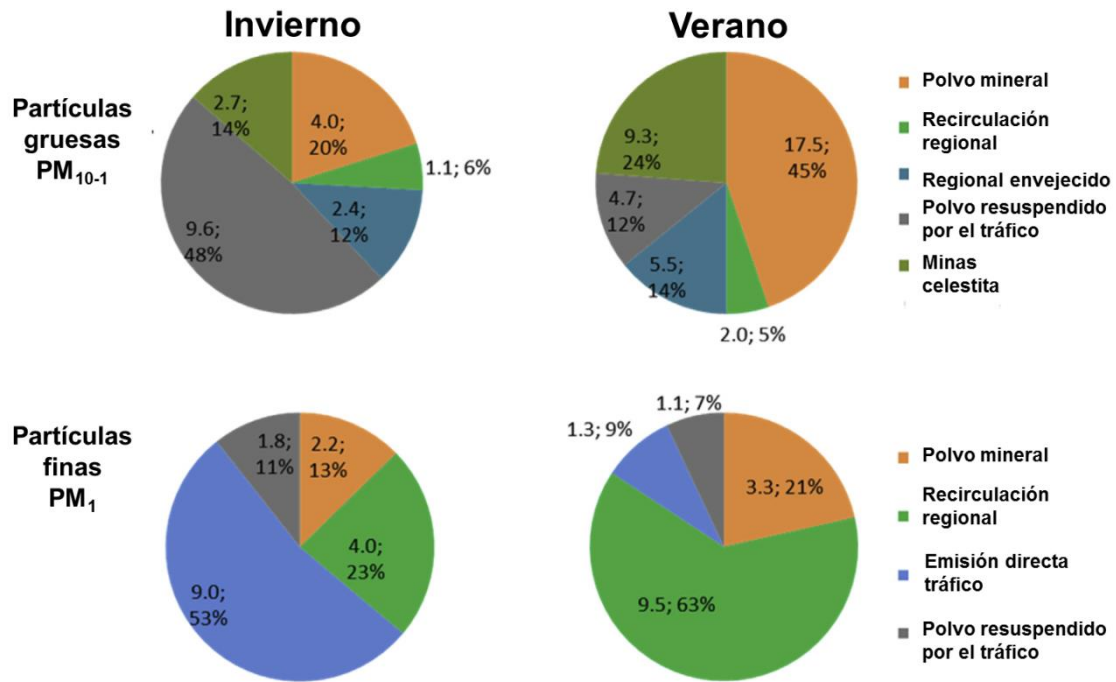


Figura 4.6 - Contribución de fuentes a la concentración másica de partículas gruesas (PM<sub>10-1</sub>) y finas (PM<sub>1</sub>) en Granada para el periodo 2006-2010 en µg/m<sup>3</sup> y % (Figura adaptada de Titos et al. (2014)).

En lo que respecta a las emisiones directas, uno de los principales compuestos emitidos durante la combustión tanto por los vehículos como por los sistemas de calefacción basados en gasóleo es el hollín o *black carbon*, BC. Las partículas de **hollín son partículas de carbono negro emitidas directamente a la atmósfera durante la combustión incompleta**. Se trata de partículas de tamaño fino y nocivas para la salud (Lyamani et al., 2011). Por ello, recientes estudios recomiendan la medida de este compuesto para cuantificar el **impacto del tráfico** en la calidad del aire (Lyamani et al., 2011; Reche et al., 2011) junto con otras medidas ya implementadas como la concentración de PM<sub>10</sub> o PM<sub>2.5</sub>. En la Figura 4.7.a se muestra la evolución diurna de la concentración de partículas de hollín promedio para el periodo 2006-2007 en Granada. Se observan dos máximos muy marcados en torno a las 7:00-8:00 GMT (hora local -2) de la mañana y las 19:00-20:00 GMT, en coincidencia con las horas de mayor actividad del tráfico. Los valores de hollín en las horas *punta* de la mañana triplican los valores que se observan durante la noche o en las horas centrales del día. Al igual que ocurre con los niveles de PM<sub>10</sub>, la concentración de hollín es significativamente más alta en otoño e invierno comparada con los meses de primavera y verano (Figura 4.7.b). Esta estacionalidad de la concentración de hollín se debe al aumento de las emisiones durante los meses de invierno (al tráfico se le suman las emisiones procedentes de las

calefacciones domésticas) y a una menor altura de la capa de mezcla que favorece la acumulación de contaminantes cerca de superficie.

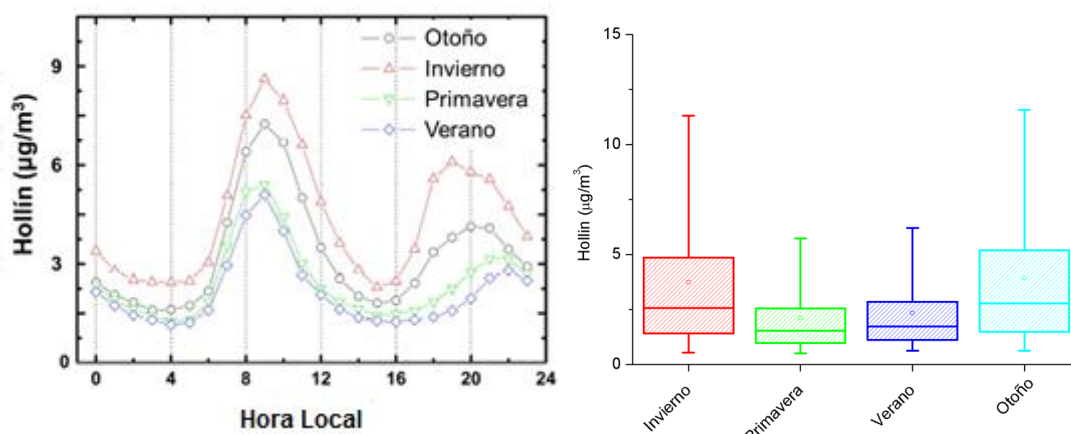


Figura 4.7 - Evolución diaria de la concentración de partículas de hollín en Granada para el periodo 2006-2007 separando por estaciones del año (izquierda) (Figura adaptada de Lyamani et al. (2010)); Box-Whisker para la concentración de hollín (BC) separando por estaciones del año.

Recientemente, se ha identificado la **quema de biomasa como una fuente adicional de partículas en Granada durante los meses de Noviembre a Marzo** (Titos et al., 2015a). El levoglucosán es un compuesto químico que se emite a la atmósfera únicamente durante la combustión de biomasa. Como se aprecia en la Figura 4.8, este compuesto químico aumenta su concentración de forma significativa a partir de Noviembre hasta el inicio de la primavera. Estas partículas procedentes de la quema de biomasa podrían provenir de actividades agrícolas y calefacciones domésticas basadas en biomasa en entornos próximos al núcleo urbano, principalmente la zona de la Vega. El impacto de esta actividad en los niveles de contaminantes no se ha cuantificado aún. Por ello se plantea la necesidad de realizar un estudio en más profundidad, que analice y cuantifique el impacto que tiene la quema de biomasa en los niveles de contaminantes, así como las condiciones meteorológicas que favorecen su transporte hacia la ciudad de Granada.

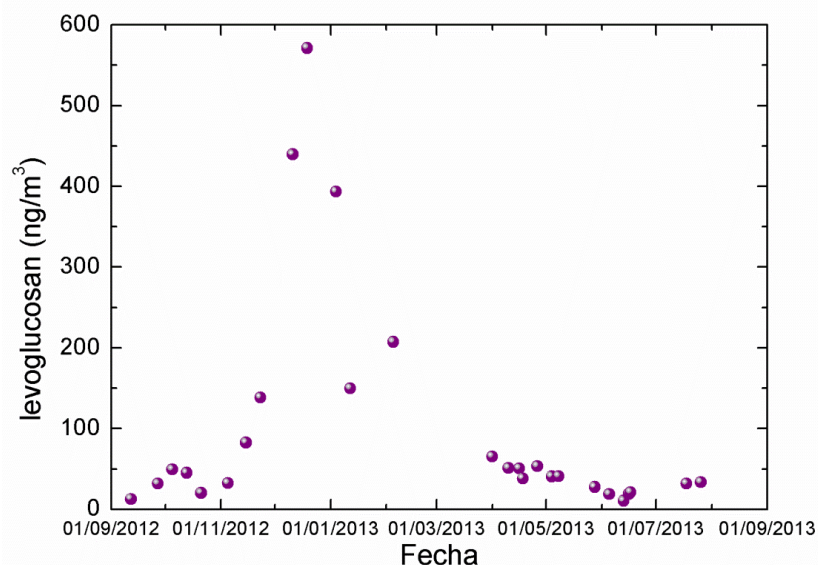


Figura 4.8 - Concentración de levoglucosán en  $PM_{10}$  en Granada para el periodo Septiembre de 2012 a Septiembre de 2013 (Figura adaptada de Titos et al. (2015a)).

## 4.2 CO

En segundo lugar, se analiza la variación espacial y temporal de las medidas de CO, tomando los mismos criterios de análisis de datos que en el caso de partículas ( $PM_{10}$ ).

En la Figura 4.9 se presenta en forma de diagrama de Box-Whisker la variación espacial de concentraciones de CO registradas para cada uno de los años de estudio. Se observa una tendencia creciente en los niveles de CO para la estación del Palacio de Congresos, mientras que en Granada Norte el CO permanece casi constante o disminuye ligeramente a lo largo del periodo 2010-2015. En el caso de Armilla vemos que en 2012 se registraron concentraciones mayores que el resto de años. Como cabría esperar debido a su proximidad a vías con gran densidad de tráfico, la estación de Granada Norte presenta concentraciones mayores de CO que el resto de estaciones durante todos los años estudiados —a excepción de 2014 superada por Palacio de Congresos—. Al igual que sucedía para  $PM_{10}$ , el rango intercuartílico es mayor en Granada Norte que en Palacio de Congresos y Armilla, denotando una mayor variabilidad también en los niveles de CO en esta estación.

Aunque los valores de CO en todas las estaciones se encuentran por debajo de los valores límites establecidos por la normativa, la evolución creciente de la concentración de CO en Palacio de Congresos se debe observar en los próximos años para evitar que llegue a incumplirse la normativa.



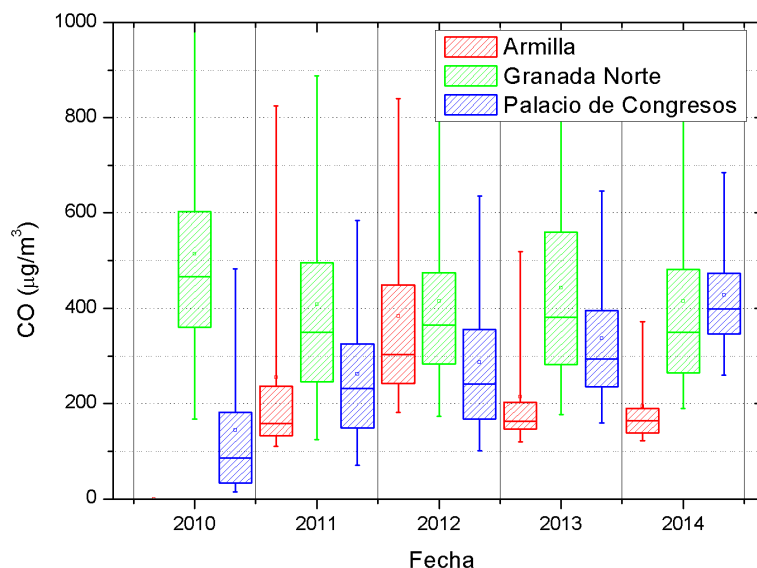


Figura 4.9 - Diagrama de Box-Whisker mostrando concentraciones de CO en las distintas estaciones de medida para cada uno de los años de estudio. Los límites de las cajas corresponden a los percentiles 25 y 75, la línea interior representa la mediana, los límites del diagrama representan los percentiles 5 y 95, y por último, los cuadros pequeños corresponden al valor medio.

En la Figura 4.10 se muestra la evolución mensual de CO para cada una de las estaciones durante el periodo de estudio. En general, se observa una evolución similar a lo largo del año en las tres estaciones con valores más altos en los meses comprendidos entre Diciembre y Febrero, y menores en verano. En los meses de invierno los sistemas de calefacción doméstica (principalmente sistemas de calefacción central basados en la quema de combustible diésel) representan una fuente adicional de contaminantes. Este hecho, en combinación con alturas menores de la capa de mezcla durante el invierno favorece un mayor estancamiento de contaminantes cerca de la superficie.

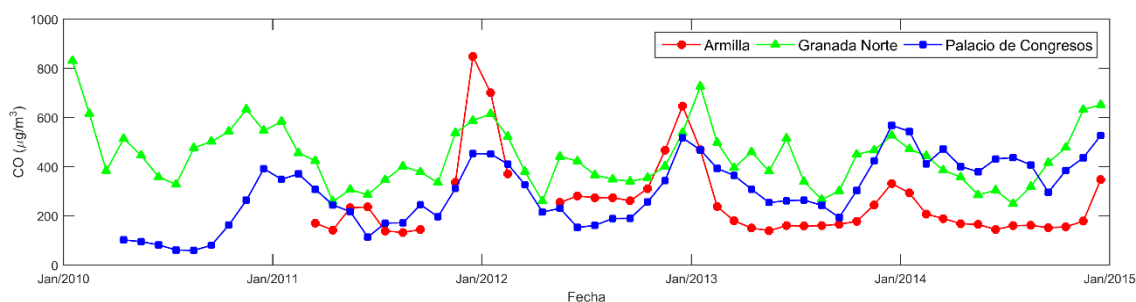


Figura 4.10 - Evolución de medias mensuales de CO para cada una de las estaciones de medida

La Figura 4.11 presenta la evolución diurna de las concentraciones de CO en función de los días de la semana. Los días laborables se observa la misma evolución que para PM<sub>10</sub>, con dos máximos diarios en torno a las 9:00 y 22:00 hora local. Estos dos máximos se aprecian en las estaciones de Armillá y Palacio de Congresos pero con menor intensidad. Dichos máximos y mínimos observados en la Figura 4.11.a tienen su

origen en la evolución de la capa límite planetaria y en los ciclos diarios de actividades antropogénicas —al igual que en el caso de  $PM_{10}$ —. Durante el fin de semana, debido a la disminución de la actividad antropogénica, se reducen las concentraciones de CO a lo largo de todo el día, pero especialmente durante los picos de tráfico. En el caso del CO, la estación de Granada Norte registra los valores más altos tanto en días laborables como en fin de semana para todas las horas del día. El máximo que se observa a primera hora de la mañana ocurre en Granada Norte una hora antes que en el resto de estaciones y es mucho más acusado (prácticamente el doble que el valor registrado en Palacio de Congresos).

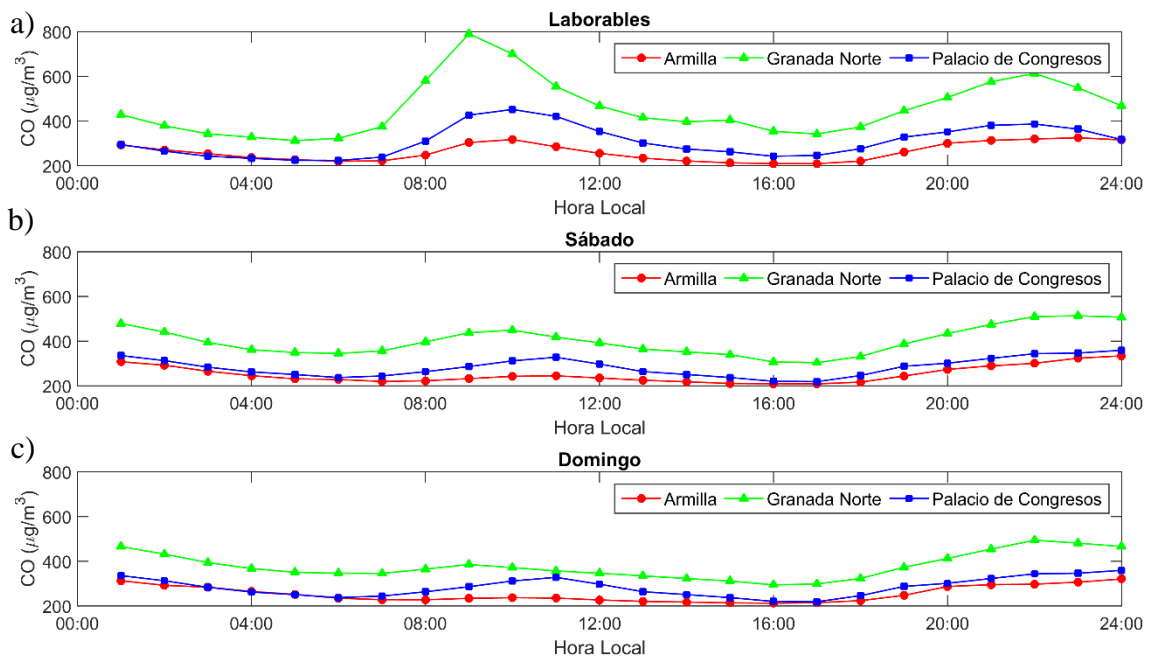


Figura 4.11 - Evolución diaria de CO para cada una de las estaciones para días laborables (a), sábados (b) y domingos (c)

### 4.3 NO, NO<sub>2</sub> y NO<sub>x</sub>

En este apartado se analizan las variaciones espacial y temporal de las medidas de NO, NO<sub>2</sub> y NO<sub>x</sub>. Dado que la serie de datos de NO<sub>x</sub> es menor que la de NO y NO<sub>2</sub>, y que éste es la suma de ambos, únicamente estudiaremos la evolución de NO y NO<sub>2</sub> —pudiendo extrapolar estos resultados a los de NO<sub>x</sub>—. Estas especies tienen procedencias similares, y como principal fuente de emisión se encuentra el tráfico y los sistemas de calefacción central. Además de la emisión directa, a los niveles de NO<sub>2</sub> contribuye significativamente la formación secundaria de este compuesto a través de reacciones químicas entre el NO y el O<sub>3</sub>.

En las Figura 4.12.a y 4.12.b se presentan en forma de diagrama de Box-Whisker la variación espacial y temporal de la concentración de NO y NO<sub>2</sub>, respectivamente. El NO presenta una variabilidad muy alta en Granada Norte (rango intercuartílico muy amplio), lo que denota la fuerte influencia del tráfico y el efecto de su influencia directa sobre esta variable. Granada Norte, debido a su carácter se estación de tráfico, presenta los valores más altos de NO y NO<sub>2</sub>, seguida de la estación de fondo urbano de Palacio de Congresos y por último la estación de Armilla, menos influenciada por el tráfico. La variación con el tiempo de ambos contaminantes tiene una disminución poco significativa.

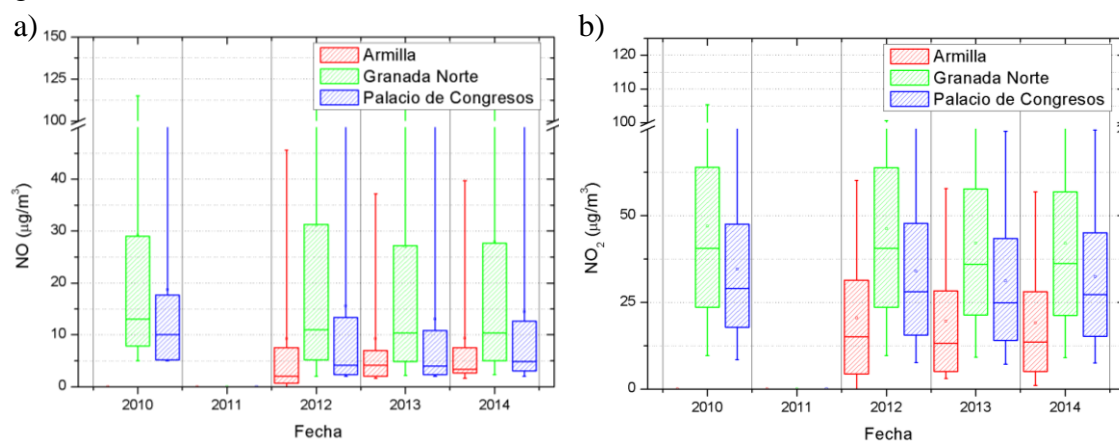


Figura 4.12 - Diagrama de Box-Whisker mostrando concentraciones de NO (a) y NO<sub>2</sub> (b) en las distintas estaciones de medida para cada uno de los años de estudio. Los límites de las cajas corresponden a los percentiles 25 y 75, la línea interior representa la mediana, los límites del diagrama representan los percentiles 5 y 95, y por último, los cuadros pequeños corresponden al valor medio.

En la Figura 4.13 se muestra la evolución mensual de NO (a) y NO<sub>2</sub> (b) para cada una de las estaciones. Estos contaminantes siguen evoluciones similares a los de PM<sub>10</sub> y CO. Se aprecian máximos en ambas especies en los meses comprendidos entre Noviembre y Febrero, y mínimos en los meses de verano. Al igual que el CO, los máximos están relacionados con la mayor actividad antropogénica (tráfico y sistemas de calefacción) y a la menor difusión de contaminantes debido a una altura menor de la capa de mezcla. Como diferencia fundamental en las evoluciones temporales del NO y del NO<sub>2</sub>, cabe destacar que el NO aumenta significativamente durante los meses de invierno, con valores cuatro y cinco veces superiores a los del verano. Sin embargo, las variaciones de NO<sub>2</sub> son menos pronunciadas a lo largo del año, observándose menores diferencias entre las concentraciones de invierno y verano.

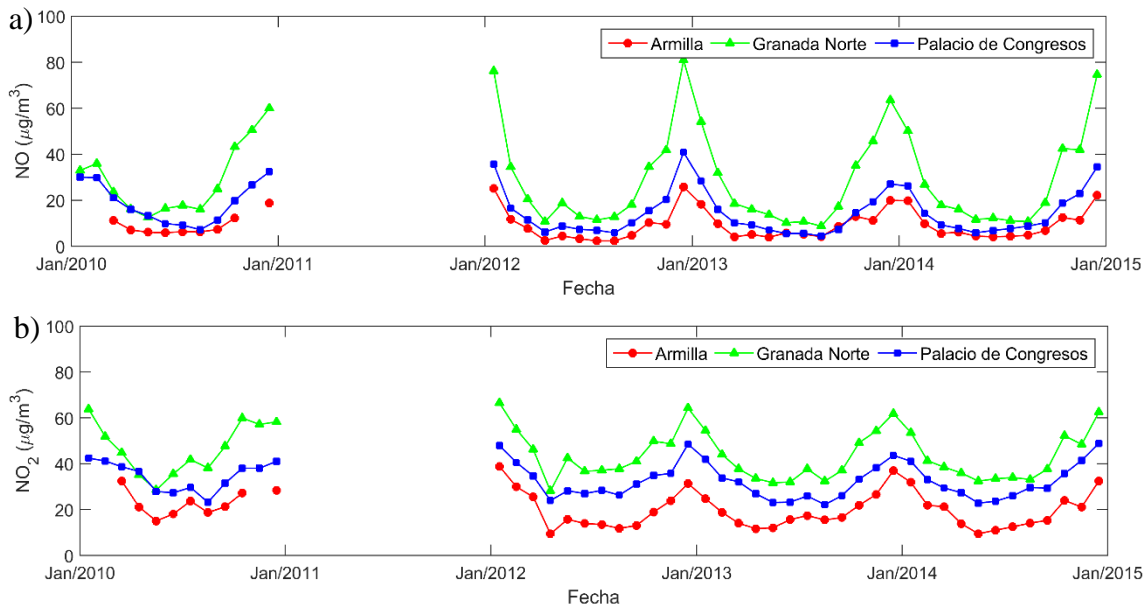


Figura 4.13 - Evolución de medias mensuales de NO (a) y NO<sub>2</sub> (b) para cada una de las estaciones de medida

En la Figura 4.14 se muestra la evolución diaria de NO (izquierda) y NO<sub>2</sub> (derecha). La evolución de ambas especies es similar a la registrada para los contaminantes anteriormente estudiados. Los días laborables se registran máximos a las 09:00 y 22:00 hora local, mucho más marcados en la estación de Granada Norte debido a la cercanía de esta estación a las vías de tráfico. Los días no laborables se aprecia una disminución de las concentraciones máximas debido a la disminución de la actividad antropogénica, manteniéndose los valores mínimos. Estos días se registran máximos menos pronunciados con un desplazamiento horario, al igual que sucedía en los contaminantes anteriormente estudiados. Cabe destacar que si bien la reducción de NO tanto durante la noche como durante los fines de semana es muy marcada en todas las estaciones (especialmente en la de Granada Norte), la disminución del NO<sub>2</sub> durante las horas de menos actividad antropogénica no es tan notable. Este hecho nuevamente sugiere que los niveles de NO<sub>2</sub> de fondo son relativamente altos y pueden propiciar superaciones de los límites legales establecidos.

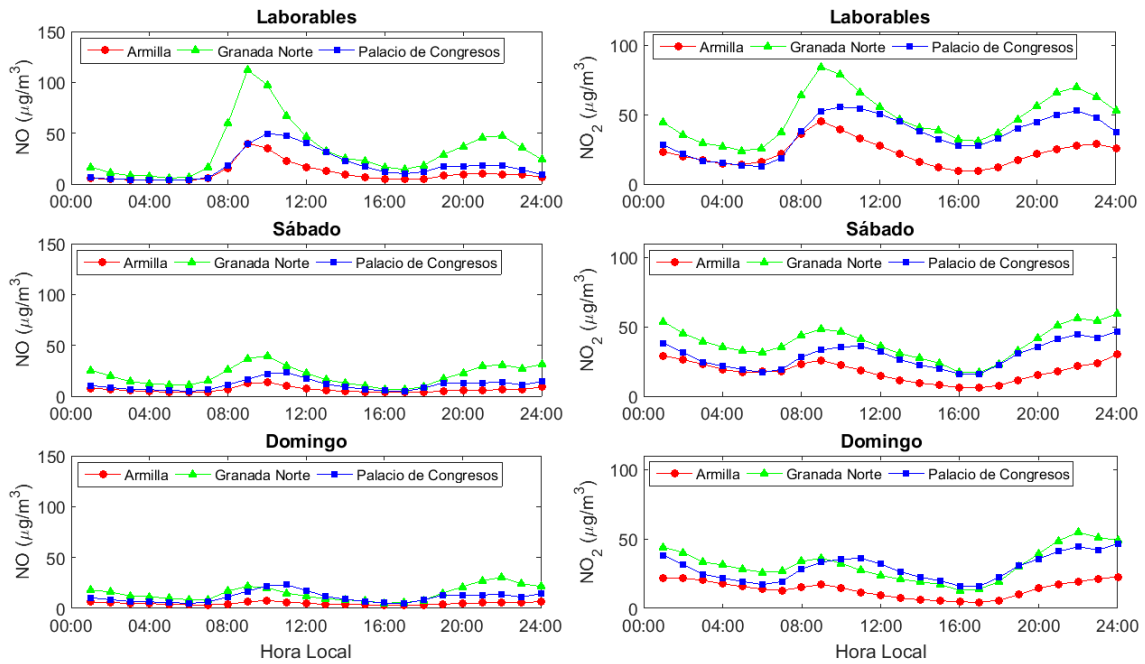


Figura 4.14 - Evolución diaria de NO (izquierda) y NO<sub>2</sub> (derecha) para cada una de las estaciones para días laborables, sábados y domingos.

#### 4.4 SO<sub>2</sub>

El SO<sub>2</sub> es un contaminante que va estrechamente relacionado con la actividad industrial y con la cantidad de azufre presente en los combustibles. En las últimas décadas, el contenido de azufre en los combustibles ha disminuido de forma drástica. Por ello, la actividad industrial se ha convertido en la principal fuente de SO<sub>2</sub> en la atmósfera.

La Figura 4.15 muestra evolución temporal de los niveles de SO<sub>2</sub> para las tres estaciones de estudio. Los valores que se registran en dichas estaciones están muy por debajo de los valores límites de la legislación. Estos niveles bajos de SO<sub>2</sub> se asocian al bajo nivel de industrialización de la ciudad de Granada y su entorno. La evolución temporal es prácticamente constante para el periodo 2010-2015, salvo en la estación de Palacio de Congresos que ha sufrido un paulatino aumento en los niveles de SO<sub>2</sub>. Esto puede deberse a un mal ajuste de la instrumentación ya que las concentraciones son extremadamente bajas.

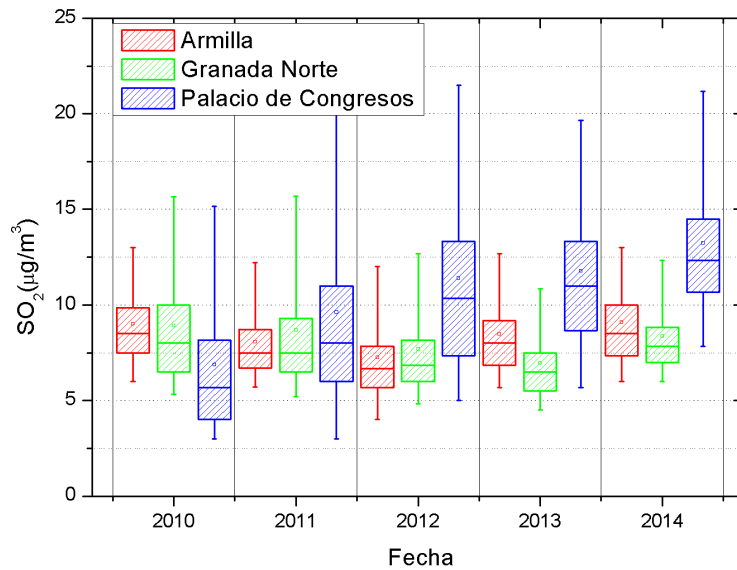


Figura 4.15 - Diagrama de Box-Whisker mostrando concentraciones de  $SO_2$  en las distintas estaciones de medida para cada uno de los años de estudio. Los límites de las cajas corresponden a los percentiles 25 y 75, la línea interior representa la mediana, los límites del diagrama representan los percentiles 5 y 95, y por último, los cuadros pequeños corresponden al valor medio.

En la Figura 4.16 se observa que no hay ciclos anuales en las concentraciones de  $SO_2$ , ya que como se ha dicho anteriormente la principal fuente de dióxido de azufre es debida a la actividad industrial que es prácticamente inexistente en la zona de Granada. Tampoco se ha observado un ciclo diario muy marcado en el  $SO_2$ , comparado con el resto de contaminantes estudiados (véase Anexo I).

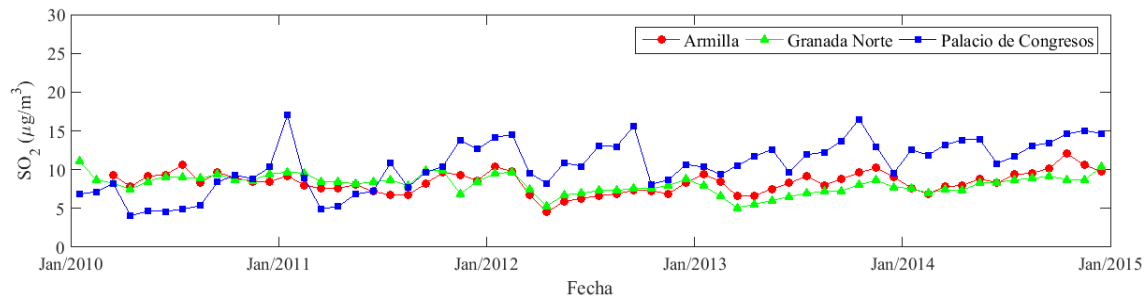


Figura 4.16 - Evolución de medias mensuales de  $SO_2$  para cada una de las estaciones de medida.

## 4.5 $O_3$

Como se ha mencionado anteriormente, el ozono es un contaminante secundario que se forma a través de una compleja serie de reacciones químicas a partir de varios contaminantes precursores y donde la radiación solar juega un papel fundamental. Los óxidos de nitrógeno y los compuestos orgánicos volátiles, sobre todo los hidrocarburos, en presencia de oxígeno atmosférico y luz solar son los principales precursores del

ozono troposférico. Por otra parte, su reducción depende de la presencia de otras sustancias en el aire. Todo ello hace que el nivel de este contaminante en el aire dependa de muchos factores que le dan cierta peculiaridad.

En la Figura 4.17 se presenta en forma de diagramas de Box-Whisker la variación espacial de las concentraciones de  $O_3$  registradas para cada uno de los años de estudio en los diferentes puntos de medida. Las tres estaciones presentan niveles similares de  $O_3$ , si bien la estación de Armilla presenta valores ligeramente superiores a los de Palacio de Congresos y Granada Norte. El fuerte carácter reactivo del ozono hace que se combine de forma inmediata con productos reductores como puede ser el monóxido de nitrógeno. Así **en entornos urbanos contaminados, como el caso de la estación de Granada Norte, el NO recién emitido puede combinarse con el ozono y así reducir su concentración.** Esto explica las concentraciones más elevadas en la estación de Armilla que se encuentra en la periferia de la ciudad, y los valores más bajos en la estación de Granada Norte influenciada directamente por la emisión directa de NO debido al tráfico. En este caso, los valores de la media y la mediana son coincidentes para todos los años de estudio y todas las estaciones indicando que los valores de  $O_3$  se distribuyen simétricamente y, por tanto, los eventos extremos no son frecuentes.

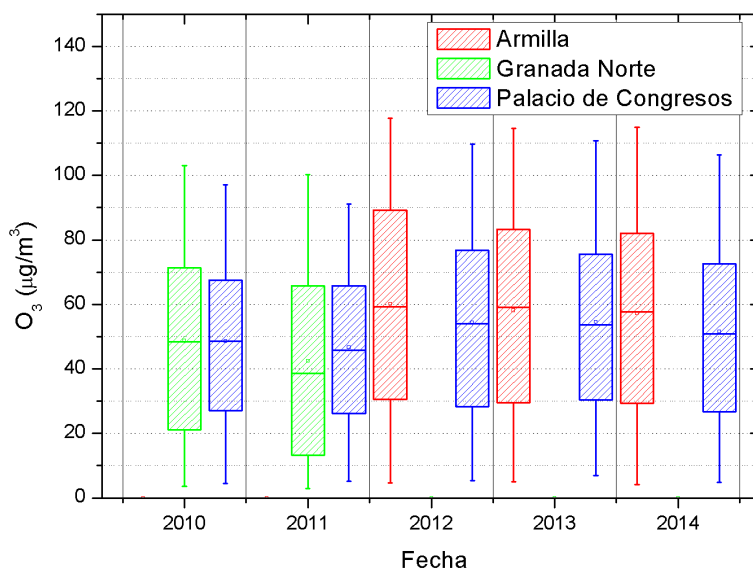


Figura 4.17 - Diagrama de Box-Whisker mostrando concentraciones de  $O_3$  en las distintas estaciones de medida para cada uno de los años de estudio. Los límites de las cajas corresponden a los percentiles 25 y 75, la línea interior representa la mediana, los límites del diagrama representan los percentiles 5 y 95, y por último, los cuadros pequeños corresponden al valor medio.

En la Figura 4.18 vemos la evolución mensual del  $O_3$  para cada una de las estaciones. Se puede apreciar que las concentraciones de ozono presentan un evidente

ciclo anual, con valores altos en verano y valores bajos en los meses de invierno. Este comportamiento anual es contrario al mostrado por sus precursores (NO, NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> y CO) que presentaban valores más altos en los meses de invierno y más bajos en verano, tal y como se ha mostrado previamente. Como se ha dicho anteriormente, la luz solar tiene un papel importante en la formación de ozono, por tanto el aumento de la intensidad de luz solar en verano provoca una mayor formación de ozono.

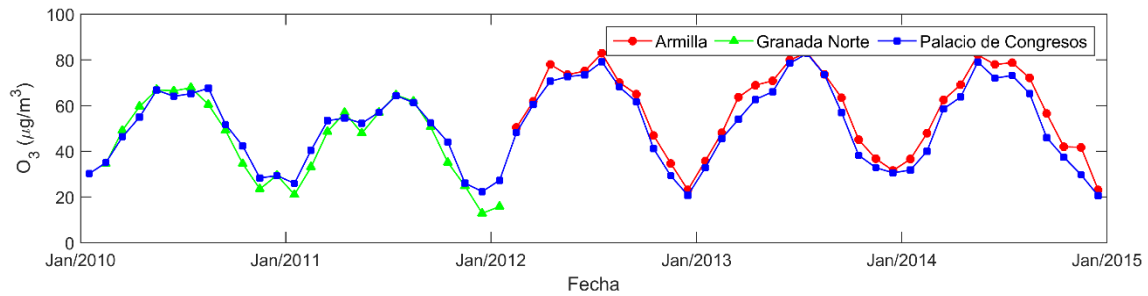


Figura 4.18 - Evolución de medias mensuales de O<sub>3</sub> para cada una de las estaciones de medida.

En la Figura 4.19 vemos la evolución diaria del ozono. La evolución para las tres estaciones es similar, con valores ligeramente superiores en la estación de Armilla, especialmente en las horas centrales del día. Al igual que sucedía con las evoluciones mensuales, el patrón diurno del O<sub>3</sub> es contrario al de sus precursores. Un análisis en mayor profundidad sobre el comportamiento del O<sub>3</sub>, NO y NO<sub>2</sub> se presentará en la siguiente sección.

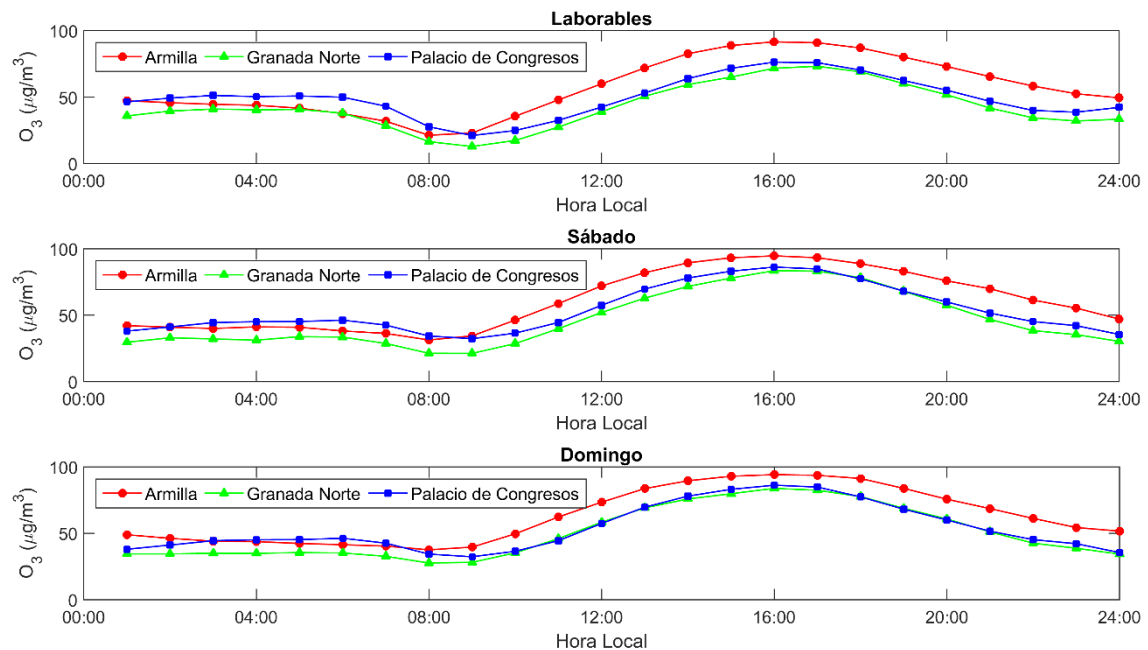


Figura 4.19 - Evolución de medias mensuales de O<sub>3</sub> para cada una de las estaciones de medida.



## 5 Interacción NO, NO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub>

La Figura 5.1 muestra la evolución diaria de NO, NO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub> para las distintas estaciones del año en Granada Norte. Se puede apreciar cómo durante el pico de mayor intensidad de tráfico de la mañana hay un rápido aumento en las concentraciones de NO y NO<sub>2</sub>, así como una disminución en la concentración de O<sub>3</sub>. Este fenómeno se debe a la rápida combinación de O<sub>3</sub> con NO recién emitido. Con posterioridad al pico de tráfico se aprecia un incremento gradual en los niveles de O<sub>3</sub>, hasta alcanzar valores máximos en torno a las 16:00 hora local. Este aumento se debe a la producción fotoquímica de O<sub>3</sub> mediante la foto-oxidación de hidrocarburos, CO y metano en presencia de cantidades suficientes de NO<sub>x</sub>, en la que juega un importante papel la radiación solar ultravioleta.

Debido al aumento de la intensidad de tráfico durante la tarde, y a la consiguiente emisión directa de NO, se produce de nuevo la combinación de O<sub>3</sub> con NO. Esto conduce a que disminuya la concentración de O<sub>3</sub>, ya que la producción fotoquímica no compensa esta pérdida puesto que se produce una disminución paulatina de los niveles de radiación solar. Esta serie de reacciones químicas favorecen que durante el pico de la tarde la concentración de NO<sub>2</sub> presente niveles similares a los observados durante el pico de la mañana, mientras que el NO presenta en la tarde un máximo significativamente inferior al del pico de la mañana.

Como se puede observar, el pico de la tarde en los meses de otoño e invierno es significativamente mayor que el que tiene lugar durante los meses de primavera y verano. Este hecho está relacionado con un aumento de las emisiones debido a los sistemas de calefacción, formación de NO<sub>2</sub> tras las emisiones directas de NO y a una menor altura de la capa de mezcla en invierno, que favorece la acumulación de contaminantes. Un hecho interesante es que durante los meses de otoño e invierno el pico de la tarde de NO<sub>2</sub> es igual o incluso mayor que el que se observa por la mañana.

En el verano, la gran actividad fotoquímica durante el día genera unos niveles de ozono elevados. El NO emitido durante el pico de tráfico de la tarde reacciona rápidamente con el ozono disponible, de forma que no se observa un aumento del NO durante el pico de tráfico de la tarde mientras que sí se observa en el NO<sub>2</sub>, como resultado de la reacción entre el NO y el O<sub>3</sub>. Otros contaminantes directamente emitidos por el tráfico, como el CO, sí muestra un aumento en su concentración durante el pico de la tarde en los meses de verano, como se observa en la Figura A.1 del Anexo I.

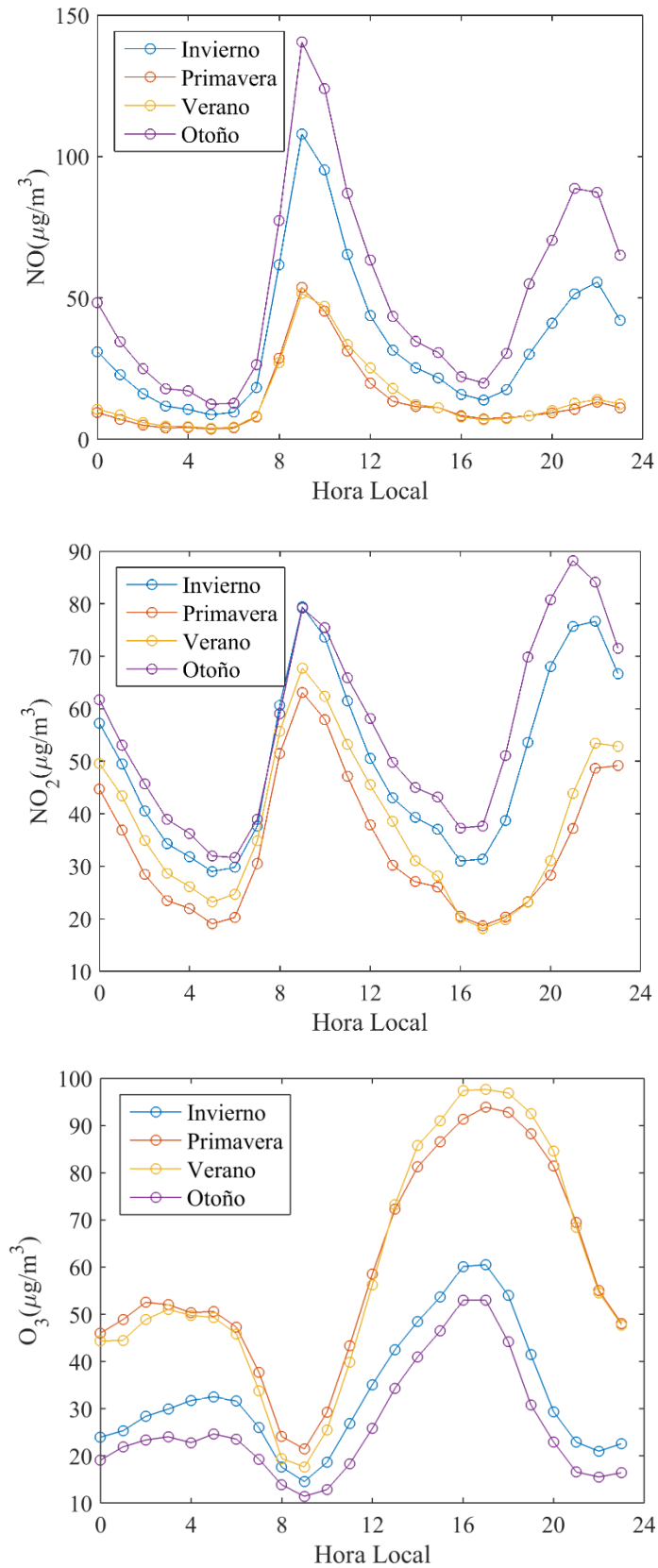


Figura 5.1 - Evolución diaria separada por estaciones del año en la estación de Granada Norte (periodo 2010-2015) de las concentraciones de NO, NO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub>.

## 6 Análisis de tendencias: 2000-2015

La estación de Granada Norte cuenta con una base de datos muy extensa que cubre el periodo 2000-2015. Las estaciones de Armilla y Palacio de Congresos están operativas desde el año 2010, por lo que la disponibilidad de datos en estas estaciones de medida se limita al periodo 2010-2015. En este apartado se analiza la tendencia temporal para poder evaluar con una mayor perspectiva la evolución de la calidad del aire en la ciudad de Granada y su área metropolitana. Para este análisis se ha utilizado el software OpenAir (Carslaw and Ropkins, 2012) que utiliza el método de Theil-Sen (Sen, 1968; Theil, 1992) para el cálculo de la tendencia creciente o decreciente de los diferentes contaminantes así como la tasa de variación que han sufrido. En la Tabla 6.1 se presentan los resultados para las tendencias Theil-Sen de cada una de las estaciones en los períodos correspondientes. Para la estación de Granada Norte este método se ha aplicado para los períodos: 2000-2010, 2010-2015 y el período completo, 2000-2015. En las otras dos estaciones realizamos el análisis en el período 2010-2015.

	<i>PM<sub>10</sub></i>	<i>CO</i>	<i>NO</i>	<i>NO<sub>2</sub></i>	<i>SO<sub>2</sub></i>	<i>O<sub>3</sub></i>
<b>2000-2010</b>						
Granada Norte	NT	-4.7	-2.7	-0.3	0.9	1.3
<b>2010-2015</b>						
Granada Norte	-4.8	-4.0	-0.8	-2.3	-3.0	NM
Armilla	-6.9	-5.0	0.8	-5.4	1.4	NM
Palacio de Congresos	-4.0	21.0	-4.9	-2.6	15.0	2.5

*Tabla 6.1 - Resultados del análisis de tendencias Theil-Sen para los diferentes periodos estudiados en cada una de las estaciones de medida (NT = no hay tendencia; NM = no hay medidas suficientes). Los valores se expresan en valores porcentuales (%), utilizando el valor medio del correspondiente periodo. Los valores negativos indican una disminución de las concentraciones mientras que los valores positivos indican un aumento.*

Para el periodo 2000-2010, se observa en la estación de Granada Norte un descenso de los niveles de CO, NO, NO<sub>2</sub> y SO<sub>2</sub> y un ligero aumento de O<sub>3</sub>. Este descenso es especialmente notable en los niveles de CO que disminuyen -4.7%. El PM<sub>10</sub> no muestra tendencia significativa en este periodo.

Para el periodo 2010-2015, se mantienen las pautas de reducción en la estación de Granada Norte, que ahora incluyen un disminución notable del PM<sub>10</sub>, del orden del

-4.8%. En este periodo no hay medidas suficientes para determinar la tendencia de la concentración de O<sub>3</sub> en Granada Norte.

Para el periodo 2010-2015, se observa en la estación de Armilla una tendencia decreciente en los niveles de PM<sub>10</sub>, CO y NO<sub>2</sub>, y creciente en los niveles de NO y SO<sub>2</sub>. Esta tendencia creciente de las concentraciones de SO<sub>2</sub> también se observa en la estación de Palacio de Congresos, aunque más acusada. En Palacio de Congresos los niveles de PM<sub>10</sub>, NO y NO<sub>2</sub> muestran tendencias decrecientes con disminuciones de -4.0%, -4.9% y -2.6%, respectivamente. Los niveles de CO en Palacio de Congresos experimentan un claro aumento en el periodo 2010-2015, con un aumento promedio de un 21.0%. A pesar de la tendencia creciente que ha experimentado en los últimos 5 años las concentraciones de CO, éstas quedan muy por debajo de los valores límite establecidos por la normativa europea. Las tendencias temporales obtenidas para Granada son similares a las encontradas en estudios realizados en Madrid para un periodo de tiempo similar (Salvador et al., 2015) y en otros entornos urbanos de España (Querol et al., 2014).

En lo que respecta al análisis de tendencias, varios estudios han analizado el impacto de la crisis económica en la concentración de los diferentes gases atmosféricos, así como en la concentración de material particulado y sus constituyentes químicos (Arruti et al., 2011; Lyamani et al., 2011; Querol et al., 2014). Desde el Centro Andaluz de Medio Ambiente, IISTA-CEAMA, se realizaron estudios para determinar el impacto de la crisis económica en las concentraciones de hollín entre los años 2006-2008 (Lyamani et al., 2011). En la Figura 6.1 se muestra la evolución media diaria de hollín (*black carbon*, BC) en los años 2006, 2007 y 2008, apreciándose una disminución significativa en el año 2008. Esta disminución ocurre a todas las horas del día, si bien es más acusada durante las horas de tráfico más intenso. Lyamani et al. (2011) demostraron que la disminución observada se debió a una disminución en las actividades antropogénicas y no a cambios en las condiciones atmosféricas y meteorológicas.

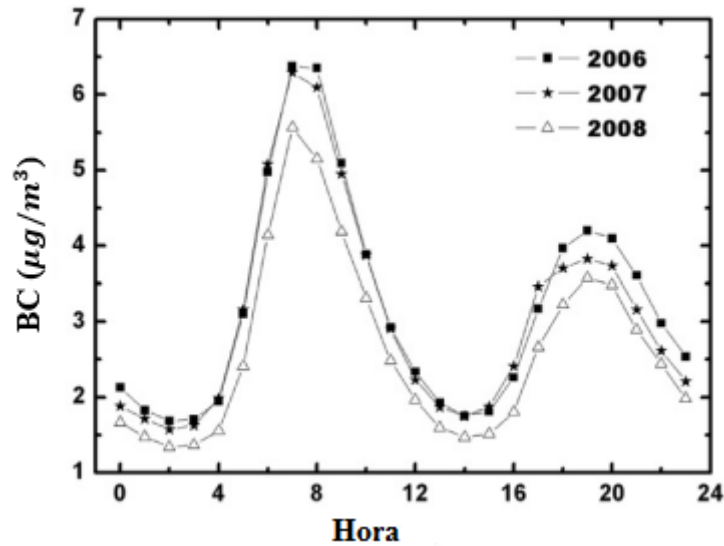


Figura 6.1 - Evolución media diaria de hollín en los años 2006, 2007 y 2008. (Figura adaptada del artículo de Lyamani et al. (2011)).

Puesto que en la estación de medida del IISTA-CEAMA se realizan de forma sistemática medidas de hollín desde el año 2005 es posible hacer un análisis similar al realizado anteriormente con los gases atmosféricos. La Figura 6.2 muestra la tendencia temporal de los niveles de hollín para el periodo 2005-2015. Se observa una clara tendencia decreciente, similar a la observada en otros componentes atmosféricos. En concreto, el hollín ha decrecido anualmente  $0.18 \mu\text{g}/\text{m}^3$  durante el periodo de estudio, pasando de valores superiores a  $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  durante los inviernos de 2007 y 2008 a valores en torno a  $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  durante los inviernos de 2014 y 2015. Así mismo, los valores de fondo también han disminuido significativamente como puede observarse en la Figura 6.2.

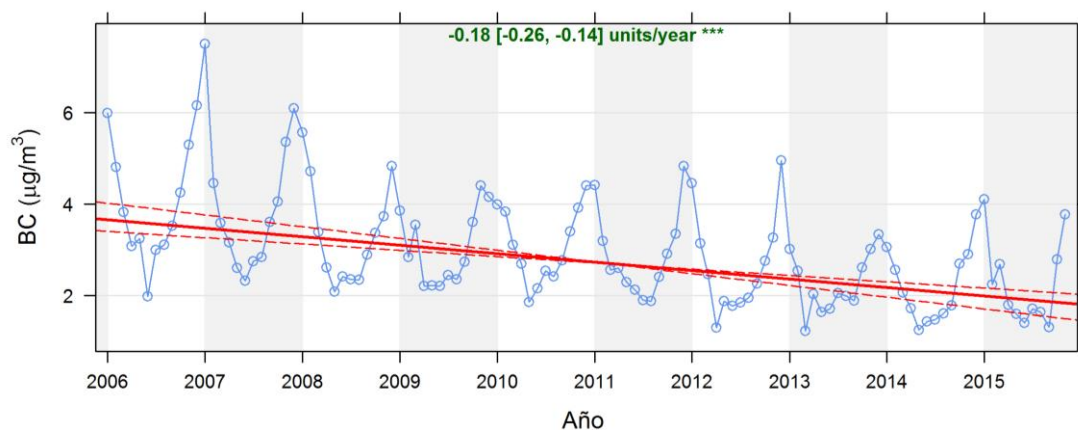


Figura 6.2 - Media mensual y tendencia Theil-Sen para el hollín (Black Carbon) en el IISTA-CEAMA.



## **7 Impacto del tráfico y las calefacciones en la contaminación local**

Como se ha visto anteriormente, en la ciudad de Granada, el tráfico y las calefacciones son unas de las fuentes que mayor contribución presentan a los niveles de contaminantes observados en superficie durante los meses de otoño e invierno. Por ello, en esta sección se va a realizar un análisis del impacto de ambas contribuciones a la contaminación en el área metropolitana de Granada. En primer lugar, se estima el impacto que tendría una hipotética reducción del volumen de tráfico en la concentración de contaminantes en la estación de Granada Norte. Para ello se han seleccionado dos semanas de Noviembre de 2015 con una situación sinóptica muy similar y persistente. En ese periodo hemos seguido la evolución de los contaminantes en función de los cambios de tráfico entre los días laborables y los fines de semana. En segundo lugar, se muestra el resultado del estudio del impacto de la reorganización del transporte público realizada en la ciudad de Granada en Junio de 2014, tras la implantación de la “Línea de Alta Capacidad” LAC. Por último, nos hemos centrado en aspectos que permitan indicar el impacto de los sistemas de calefacción en la contaminación local.

### **7.1 Reducción del tráfico en fines de semana**

En el mes de Noviembre de 2015 se produjo una situación anticiclónica de larga duración, provocando uno de los meses de Noviembre más calurosos registrados en la historia (<http://www.aemet.es/es/noticias/2015/12/climaticonoviembre2015>). Las situaciones anticiclónicas provocan un estancamiento de contaminantes que en regiones como el área metropolitana de Granada se ven intensificadas debido a su característica orografía. En concreto, durante la semana del 9 al 15 de Noviembre de 2015, en la ciudad de Madrid se sobrepasaron repetidamente los niveles de NO<sub>2</sub> debido a la situación sinóptica que afectaba a la península. Consecuentemente, las autoridades adoptaron medidas para reducir los niveles de contaminación, especialmente de NO<sub>2</sub>. En la ciudad de Granada los niveles de contaminación, particularmente de NO<sub>2</sub>, fueron elevados pero no se registraron valores que pusieran en riesgo la salud humana, según lo establecido en la normativa vigente, por lo que no fue necesaria la adopción de medidas extraordinarias de control de tráfico. Para este estudio, se han utilizado datos de intensidad de tráfico registrados por el ayuntamiento de Granada y de concentración de

contaminantes de la estación Granada Norte, perteneciente a la red de calidad del aire de Andalucía, del mes de Noviembre de 2015.

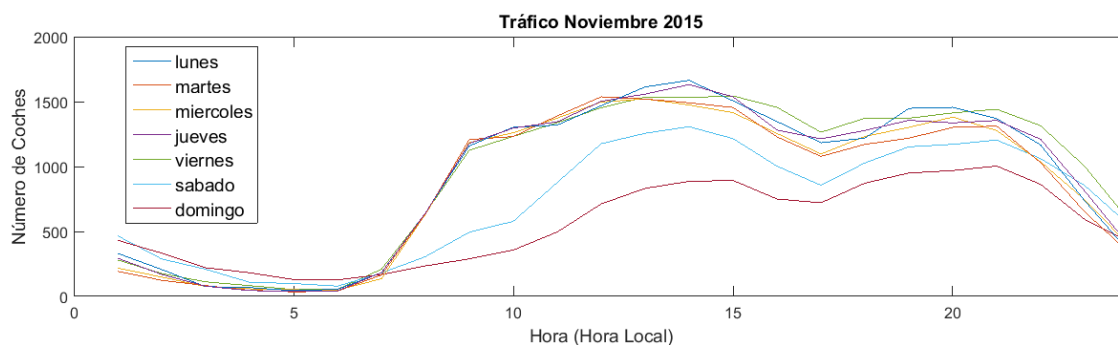


Figura 7.1 – Evolución a lo largo del día del número medio de vehículos para cada día de la semana de Noviembre de 2015.

En la Figura 7.1 se muestra, para el mes de Noviembre de 2015, la evolución del número medio de vehículos que, a lo largo del día, transitan la Avenida Juan Pablo II, tanto en sentido de entrada como de salida. Se aprecia una importante disminución del tráfico los fines de semana (30% en promedio) mucho más acusada durante las primeras horas de la mañana (superior al 50%). Esta reducción del tráfico a primera hora de la mañana es clave para la reducción de la contaminación debido que corresponde a un periodo del día en el que la altura de la capa de mezcla es más baja.

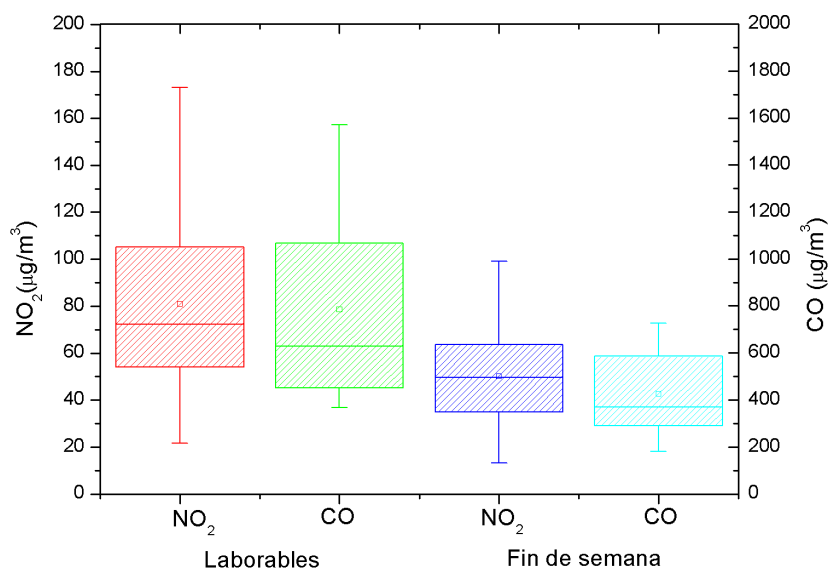


Figura 7.2 - Diagrama de Box-Whisker mostrando concentraciones de  $\text{NO}_2$  y  $\text{CO}$  en la estación de Granada Norte, distinguiendo entre laborables y fin de semana en el periodo 9-16/Nov/2015. Los límites de las cajas corresponden a los percentiles 25 y 75, la línea interior representa la mediana, los límites del diagrama representan los percentiles 5 y 95, y por último, los cuadros pequeños corresponden al valor medio.



La Figura 7.2 muestra la concentración promedio de NO<sub>2</sub> y CO para los días laborables y el fin de semana. Se aprecia que durante los fines de semana hay una reducción del 39% en los niveles de NO<sub>2</sub> y del 46% en los de CO (Figura 7.2). Dicha reducción parece tener una conexión directa con la reducción del tráfico observada, en los alrededores de la estación Granada Norte, durante los fines de semana, dado que se ha confirmado que las condiciones sinópticas y por tanto la meteorología fue bastante similar durante los días de estudio.

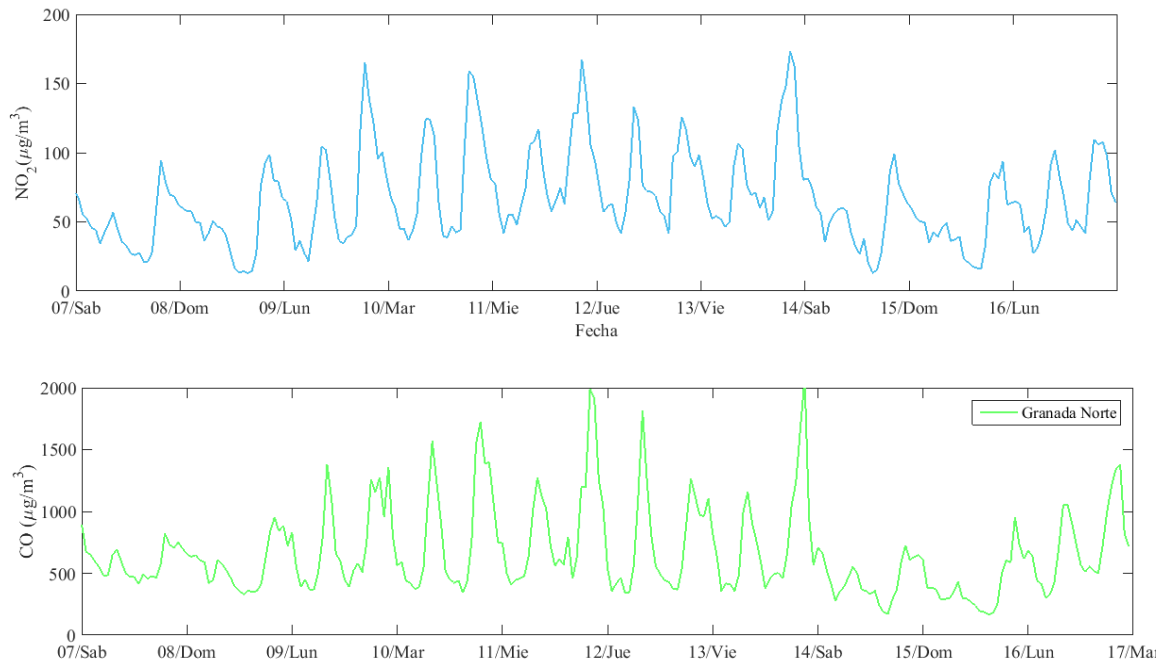


Figura 7.3 - Evolución horaria del NO<sub>2</sub> (arriba) y CO (abajo) para la estación de Granada Norte durante el periodo del 7 al 17 de Noviembre

La Figura 7.3 muestra la evolución temporal de las concentraciones de NO<sub>2</sub> y CO del 7 al 17 de Noviembre de 2015. Ambos contaminantes experimentan una clara disminución durante el fin de semana, evidente tanto en los picos de mayor actividad de tráfico como en los valores de fondo. Desde el lunes 9 de Noviembre se observa cómo van aumentando paulatinamente las concentraciones de NO<sub>2</sub> de fondo y cómo alcanzan cada vez valores más altos durante las horas de tráfico más intenso. Al llegar el sábado 14 de Noviembre los niveles descienden drásticamente debido principalmente a la reducción del número de vehículos. Este caso de estudio pone de manifiesto el gran impacto que tiene el tráfico en los niveles de contaminantes en la estación de Granada Norte y da unas cifras indicativas del impacto de reducción del tráfico en la

concentración de contaminantes como el  $\text{NO}_2$  y el  $\text{CO}$ . En este sentido, sería interesante combinar las bases de datos de calidad del aire y las obtenidas en los aforadores de tráfico próximos a estaciones, para formular un modelo que permita tener una estimación cuantitativa de cualquier medida de regulación del tráfico. En particular es interesante evaluar el ratio entre la tasa de cambio en el nivel de un contaminante dado con respecto a la tasa de cambio del tráfico, y considerar la influencia que en esta variable pueda tener el periodo del día en el que se produzcan las modificaciones de tráfico. Es decir, determinar la influencia de la capa de mezcla en cualquier medida reguladora del tráfico.

## **7.2 Impacto de la reorganización del transporte público en la contaminación**

El 29 de Junio de 2014 comenzó a funcionar un nuevo sistema de transporte público en Granada. El principal cambio que conllevó esta remodelación fue la sustitución de unas 10 líneas de autobuses que transitaban el centro de la ciudad (eje Gran Vía – Reyes Católicos) por una única línea, Línea de Alta Capacidad (LAC). Desde el Centro Andaluz de Medio Ambiente, IISTA-CEAMA, se diseñó una campaña de medidas especialmente enfocada en evaluar el impacto que este cambio en el transporte público produjo en los niveles de partículas  $\text{PM}_{10}$  y de hollín. Para ello se instalaron medidores en Gran Vía, Palacio de Congresos y en la estación IISTA-CEAMA. Como resultado principal del estudio, se determinó que los niveles de hollín y de  $\text{PM}_{10}$  en Gran Vía experimentaron una reducción en un 37% y en un 33%, respectivamente, después de la implantación de la LAC (Figura 7.4). Esta mejora de las condiciones de calidad del aire en el eje de Gran Vía-Reyes Católico es remarcable. Por otro lado, ni en la estación del Palacio de Congresos ni en la del CEAMA se observaron cambios significativos después de la entrada en funcionamiento de la LAC (Titos et al., 2015b). Lo cual sugiere que la reorganización del tráfico no afectó negativamente a estas zonas de la ciudad en cuyas proximidades se ubicó uno de los intercambiadores de la nueva línea de autobuses.

El descenso observado inicialmente en la concentración de hollín se ha mantenido un año después, evidenciando una mejora en la calidad del aire en el eje Gran Vía – Reyes Católicos (Del Águila, 2015). En la estación de Palacio de Congresos

las concentraciones de CO y NO<sub>2</sub> no aumentaron tras la entrada en funcionamiento del nuevo transporte público. En este sentido, el estudio indica en términos cuantitativos que medidas de reordenación de tráfico que conlleven una reducción del mismo y el empleo de tecnologías más limpias favorecen la calidad del aire en el área de aplicación de las mismas. En este sentido es previsible que la futura implantación del Metropolitano en Granada y la consiguiente reordenación del servicio de transporte público redundaran en una mejora de la calidad del aire. Con el fin de poder tener una información fidedigna del impacto de estas medidas se hace conveniente establecer, antes de la definitiva implantación de este sistema de transporte, campañas de medida que permitan evaluar los cambios en las condiciones de calidad del aire.

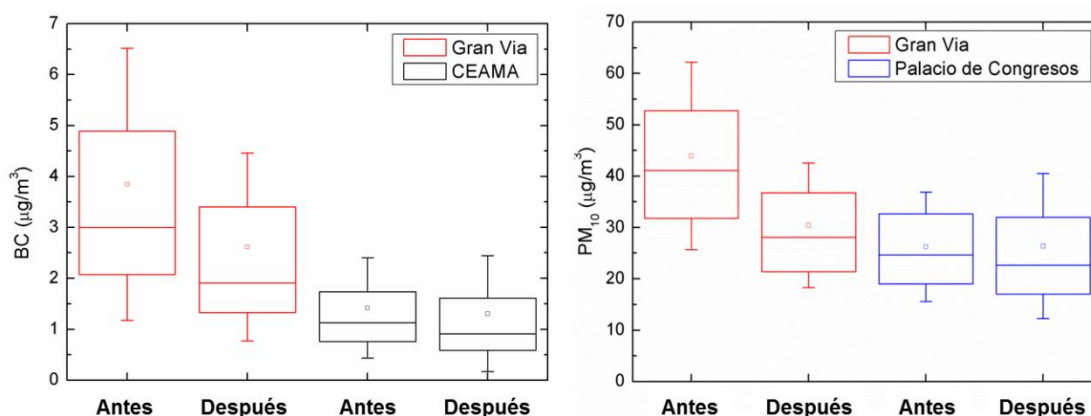


Figura 7.4 - Niveles de hollín (BC) y de PM<sub>10</sub> antes y después de la implantación de la LAC (Figuras adaptadas del artículo de Titos et al. (2015b)).

### 7.3 Impacto de las calefacciones en la contaminación

A lo largo del presente informe, ha quedado de manifiesto la importancia de las calefacciones en la calidad del aire en la ciudad de Granada durante el otoño e invierno. En Granada existe un alto número de viviendas con calefacción central alimentadas por gasóleo. En los últimos años, la instalación de sistemas de calefacción basados en gas natural y biomasa ha crecido de forma significativa.

El efecto de las calefacciones durante los meses de otoño e invierno puede contribuir al aumento de los niveles de NO<sub>2</sub> por la tarde-noche, tal y como se aprecia en la Figura 5.1. Por tanto, a los procesos de formación de NO<sub>2</sub> se le suman las emisiones directas relacionadas con la calefacción. Como se ha mencionado anteriormente, durante los meses de otoño e invierno el pico de NO<sub>2</sub> de la tarde es de igual o incluso de mayor intensidad que el pico de la mañana. En la zona de Granada Norte, el tráfico es

ligeramente más intenso a primera hora de la mañana que por la tarde (Figura 7.1), de manera que esta contribución adicional durante la tarde podría achacarse al impacto de las calefacciones.

Un análisis de las tendencias temporales por estaciones del año nos ofrece argumentos adicionales acerca de la contribución de las calefacciones al pico de  $\text{NO}_2$  de la tarde. En la Figura 7.5 se muestra la evolución temporal de  $\text{NO}_2$  para el periodo 2000-2015 separado por estaciones del año en Granada Norte. Se observa una tendencia decreciente en primavera y verano, mientras que en otoño e invierno la tendencia es creciente. Este comportamiento no se ha observado en otros gases contaminantes ni material particulado relacionados con las emisiones de tráfico como el CO o el hollín (Anexo II). Por tanto, este aumento de los niveles de  $\text{NO}_2$  durante los meses de otoño e invierno podría estar relacionado con un aumento del número de calderas (de gasóleo y de gas natural). En este sentido es importante destacar que algunos estudios apuntan a unas mayores emisiones de  $\text{NO}_2$  por parte de los sistemas de calefacción basados en gas natural comparados con los sistemas basados en gasóleo (Inventario). De este modo, el mayor auge de los sistemas de calefacción que utilizan gas natural podría estar contribuyendo a un aumento en los niveles de  $\text{NO}_2$ . Para poder discernir el impacto de las calefacciones en los niveles de contaminantes sería necesario realizar un estudio más pormenorizado disponiendo de un inventario de calefacciones para la ciudad de Granada.

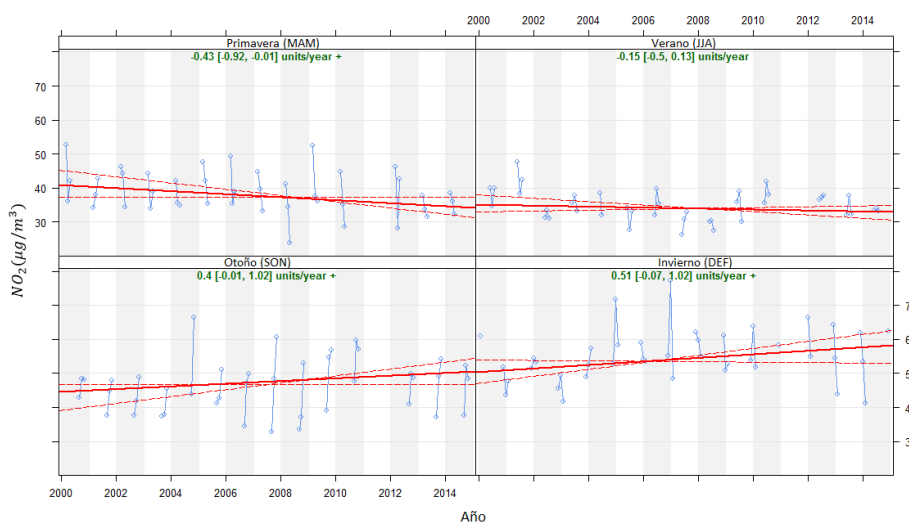


Figura 7.5 - Tendencias Theil-Sen estacionales para el  $\text{NO}_2$  en el periodo 2000-2015

## 8 Conclusiones

En este informe se han presentado resultados referentes a la calidad del aire de la ciudad de Granada y su área metropolitana en materia de gases contaminantes y material particulado durante el periodo 2010-2015. Se han utilizado las tres estaciones de medida de la red de estaciones de calidad del aire de la Junta de Andalucía (REDIAM) que se encuentran actualmente operativas en el área metropolitana (Armillá, Granada Norte y Palacio de Congresos).

En lo referente a la superación de los límites establecidos por la Directiva 2008/50/CE, únicamente  $PM_{10}$ ,  $NO_2$  y  $O_3$  han registrado incumplimientos de dicha normativa en el periodo 2010-2015.

- El límite anual de  $PM_{10}$  de  $40 \mu g/m^3$  no se ha superado en ninguna de las estaciones en el periodo 2010-2015. Sin embargo, el número de días con concentración superior a  $50 \mu g/m^3$  permitido ha sido superado en la estación de Granada Norte en 2010 y 2011.
- El límite anual de  $NO_2$  de  $40 \mu g/m^3$  se ha superado repetidamente en el periodo 2010-2015 en la estación de Granada Norte. El valor límite horario se ha superado en 2010 y 2014 en Granada Norte pero sin llegar al número máximo de horas permitidas. Estas superaciones tuvieron lugar entre los meses de Noviembre a Febrero. El nivel de alerta a la población en materia de  $NO_2$  no se ha registrado en ninguna ocasión.
- Todas las estaciones superan el límite medio octohorario de  $O_3$  de  $120 \mu g/m^3$  en alguna ocasión. Sin embargo, no ha sido superado en más de 25 días por año civil en ninguna de las estaciones. La estación que más superaciones registra es la de Armillá, con alrededor de 20 días con concentraciones de ozono por encima de  $120 \mu g/m^3$ . El límite horario no se ha superado en más de 24 horas por año civil en ninguna de las estaciones. Las superaciones se registraron durante los meses de verano relacionado con la mayor intensidad de la radiación ultravioleta.

El análisis detallado de las evoluciones anuales, mensuales y diurnas de los diferentes contaminantes apunta al tráfico como la principal fuente de contaminantes en Granada. Los contaminantes relacionados con el tráfico ( $CO$ ,  $NO$ ,  $NO_2$  y hollín) muestran un claro patrón diurno con dos máximos a lo largo del día, asociados a los

picos de tráfico de mayor intensidad y a la evolución de la capa de mezcla. Los niveles de estos contaminantes son más altos durante los meses de otoño e invierno relacionado con un aumento de las emisiones debido al uso de calefacciones durante esta época del año. Los niveles altos de  $PM_{10}$  durante la primavera y el verano están asociados principalmente con un aumento de la concentración de partículas de origen mineral. Estas partículas pueden provenir de resuspensión de polvo local y también haber sido transportadas desde el continente africano. Por el contrario, durante el invierno, los valores altos de  $PM_{10}$  están relacionados con un aumento en la concentración de partículas finas de origen antropogénico. Adicionalmente, se ha identificado la quema de biomasa (bien como práctica agrícola o como sistema de calefacción doméstico) como una fuente adicional de contaminación en Granada y su área metropolitana.

De este modo podemos decir que el tráfico, con mayor relevancia de los vehículos diésel, es la principal fuente local de contaminantes. Adicionalmente, durante el invierno, la calefacción doméstica representa una fuente adicional de contaminantes. La topografía de la Vega de Granada, rodeada de montañas de altura variable, favorece el desarrollo de inversiones térmicas en invierno y el predominio de vientos débiles. Esto, en combinación con las emisiones de contaminantes, produce una acumulación significativa de partículas que pueden producir problemas medioambientales y de salud. Las reacciones químicas que involucran al  $NO$ ,  $NO_2$  y  $O_3$  junto con las emisiones modulan el comportamiento diurno de estos gases. Estas reacciones explican parcialmente ciertos comportamientos estacionales como el incremento del pico de  $NO_2$  durante las tardes-noche de invierno y la ausencia del pico de la tarde de  $NO$  en verano.

El análisis de tendencias muestra una disminución a lo largo de los últimos 15 años de gran parte de los contaminantes analizados ( $PM_{10}$ ,  $CO$ ,  $NO_2$ ) en Granada Norte. En Armilla, para el periodo 2010-2015, también se observa una disminución de los niveles de  $PM_{10}$ ,  $CO$  y  $NO_2$ . En la estación de Palacio de Congresos se observa una tendencia decreciente de los niveles de  $PM_{10}$  y  $NO_2$ , y creciente de  $CO$ .

En vista de los resultados obtenidos en los que se apunta que el tráfico y los sistemas de calefacción constituyen las principales fuentes de contaminación en Granada, se ha estudiado el impacto de la reducción del tráfico, reorganización del transporte público y del uso de las calefacciones en los niveles de contaminantes:

- Un estudio preliminar muestra que la reducción del tráfico que tiene lugar durante los fines de semana (30% aproximadamente) se ha estimado que conlleva una disminución de los niveles de NO<sub>2</sub> del 39%.
- La reorganización del transporte público e implantación del sistema de autobuses LAC produjo una disminución en los niveles de PM<sub>10</sub> y de BC de 33% y 37%, respectivamente, en el eje Gran Vía.
- El uso de los sistemas de calefacción durante los meses de otoño e invierno es una fuente adicional de contaminantes que se suma a la intensa actividad de tráfico. Información sobre el número y tipo de calderas instaladas en la ciudad es necesaria para poder cuantificar el impacto de esta práctica en los niveles de contaminantes.

A la luz de este estudio, se concluye que las principales actuaciones encaminadas a reducir los niveles de contaminación en Granada deben ir en la línea de reducir las emisiones debidas al tráfico y a las calefacciones, así como a las emisiones producidas por la quema de biomasa, en sistemas de calefacción o en la eliminación de residuos agrícolas en zonas de la Vega.

En lo referente al tráfico, las mejoras deberían de incluir la reducción en el número de vehículos, así como la utilización de vehículos con tecnologías más limpias. En este sentido es relevante una apuesta decidida por formas de transporte alternativo así como por el transporte público y su optimización y reordenación, como muestra el impacto de la LAC en la calidad del aire del eje Gran Vía- Reyes Católicos.

En lo referente a las calefacciones es conveniente realizar un inventario de los sistemas de calefacción, con el que poder hacer una estimación de su impacto en la contaminación. El fomento de sistemas de calefacción y agua caliente basados en energía solar, así como la revisión periódica de los sistemas de calefacción domésticos, pueden contribuir a minimizar sus emisiones a la atmósfera.

En lo referente a la quema biomasa, hay que señalar que estudios recientes sugieren la necesidad de la regulación de los sistemas de combustión de biomasa para calefacción, industrial o doméstica. Por otro lado, la quema de residuos agrícolas al aire libre debe de regularse, prohibiéndose en condiciones atmosféricas de estabilidad, que puedan favorecer el estancamiento de estas emisiones en la capas bajas de la atmósfera.

## 9 Referencias

- 96/62/CE: DIRECTIVA 96/62/CE DEL CONSEJO de septiembre de 1996 sobre evaluación y gestión de la calidad del aire ambiente. Diario Oficial nº L296 de 21/11/1996.
- 1999/30/CE: DIRECTIVA 1999/30/CE DEL CONSEJO de 22 de abril de 1999 relativa a los valores límite de dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno y óxido de nitrógeno, partículas y plomo en el aire ambiente. DOCE nº 163.
- 2000/69/CE: DIRECTIVA 2000/69/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 16 de noviembre de 2000 sobre los valores límites para el benceno y el monóxido de carbono en el aire ambiente. Diario Oficial nº313 L de 13/12/2000.
- 2002/3/CE: DIRECTIVA 2002/3/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 12 de febrero de 2002, relativa al ozono en el aire ambiente. Diario Oficial 67 L de 9/3/2002.
- 2008/50/CE: DIRECTIVA 2008/50/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 21 de mayo de 2008, relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa.
- Arruti, A., Fernandez-Olmo, I., and Irabien, A.: Impact of the global economic crisis on metal levels in particulate matter (PM) at an urban area in the Cantabria Region (Northern Spain), *Environ Pollut*, 159, 1129-1135, 2011.
- Carslaw, D. C. and Ropkins, K.: openair - An R package for air quality data analysis, *Environ Modell Softw*, 27-28, 52-61, 2012.
- Del Águila, A.: Estudio de la calidad del aire en el ambiente urbano de la ciudad de Granada con técnicas In-Situ, Trabajo Fin de Grado, Universidad de Granada, 2015.
- Finlaysonpitts, B. J. and Pitts, J. N.: Atmospheric Chemistry of Tropospheric Ozone Formation - Scientific and Regulatory Implications, *J Air Waste Manage*, 43, 1091-1100, 1993.
- Forster, P., Ramaswamy, V., Artaxo, P., Berntsen, T., Betts, R., Fahey, D. W., Haywood, J., Lean, J., Lowe, D. C., Myhre, G., Nganga, J., Prinn, R., Raga, G., Schulz, M., and Van Dorland, R.: Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing, in: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis, Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, edited by: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K. B., Tignor, M., and Miller, H. L., Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2007.
- Granados-Munoz, M. J., Navas-Guzman, F., Bravo-Aranda, J. A., Guerrero-Rascado, J. L., Lyamani, H., Fernandez-Galvez, J., and Alados-Arboledas, L.: Automatic determination of the planetary boundary layer height using lidar: One-year analysis over southeastern Spain, *J Geophys Res-Atmos*, 117, 2012.
- Haywood, J. M. and Shine, K. P.: Multi-spectral calculations of the direct radiative forcing of tropospheric sulphate and soot aerosols using a column model, *Q J Roy Meteor Soc*, 123, 1907-1930, 1997.



- Horvath, H., Arboledas, L. A., Olmo, F. J., Jovanovic, O., Gangl, M., Kaller, W., Sanchez, C., Sauerzopf, H., and Seidl, S.: Optical characteristics of the aerosol in Spain and Austria and its effect on radiative forcing, *J Geophys Res-Atmos*, 107, 2002.
- Horvath, H., Catalan, L., and Trier, A.: A study of the aerosol of Santiago de Chile .3. Light absorption measurements, *Atmos Environ*, 31, 3737-3744, 1997.
- Inventario: Inventario De Focos Emisores De Contaminantes Atmosféricos Del Ayuntamiento De La Coruña,  
[http://www.coruna.es/infoambiental/uploads/File/calidad\\_del\\_aire/inventario\\_de\\_emisiones\\_trafico\\_domesticas\\_comerciales\\_institucionales.pdf](http://www.coruna.es/infoambiental/uploads/File/calidad_del_aire/inventario_de_emisiones_trafico_domesticas_comerciales_institucionales.pdf).
- Kaufman, Y. J., Koren, I., Remer, L. A., Rosenfeld, D., and Rudich, Y.: The effect of smoke, dust, and pollution aerosol on shallow cloud development over the Atlantic Ocean, *P Natl Acad Sci USA*, 102, 11207-11212, 2005.
- Khemani, L. T., Momin, G. A., Rao, P. S. P., Pillai, A. G., Safai, P. D., Mohan, K., and Rao, M. G.: Atmospheric Pollutants and Their Influence on Acidification of Rain Water at an Industrial-Location on the West-Coast of India, *Atmos Environ*, 28, 3145-3154, 1994.
- Lyamani, H., Olmo, F. J., and Alados-Arboledas, L.: Light scattering and absorption properties of aerosol particles in the urban environment of Granada, Spain, *Atmos Environ*, 42, 2630-2642, 2008.
- Lyamani, H., Olmo, F. J., and Alados-Arboledas, L.: Physical and optical properties of aerosols over an urban location in Spain: seasonal and diurnal variability, *Atmos Chem Phys*, 10, 239-254, 2010.
- Lyamani, H., Olmo, F. J., Foyo, I., and Alados-Arboledas, L.: Black carbon aerosols over an urban area in south-eastern Spain: Changes detected after the 2008 economic crisis, *Atmos Environ*, 45, 6423-6432, 2011.
- Morawska, L., Keogh, D. U., Thomas, S. B., and Mengersen, K.: Modality in ambient particle size distributions and its potential as a basis for developing air quality regulation, *Atmos Environ*, 42, 1617-1628, 2008.
- Pope, C. A. and Dockery, D. W.: Health effects of fine particulate air pollution: Lines that connect, *J Air Waste Manage*, 56, 709-742, 2006.
- Querol, X., Alastuey, A., Pandolfi, M., Reche, C., Perez, N., Minguillon, M. C., Moreno, T., Viana, M., Escudero, M., Orto, A., Pallares, M., and Reina, F.: 2001-2012 trends on air quality in Spain, *Sci Total Environ*, 490, 957-969, 2014.
- Querol, X., Alastuey, A., Rodriguez, S., Plana, F., Mantilla, E., and Ruiz, C. R.: Monitoring of PM10 and PM2.5 around primary particulate anthropogenic emission sources, *Atmos Environ*, 35, 845-858, 2001a.
- Querol, X., Alastuey, A., Rodriguez, S., Plana, F., Ruiz, C. R., Cots, N., Massague, G., and Puig, O.: PM 10 and PM2.5 source apportionment in the Barcelona Metropolitan area, Catalonia, Spain, *Atmos Environ*, 35, 6407-6419, 2001b.
- Reche, C., Querol, X., Alastuey, A., Viana, M., Pey, J., Moreno, T., Rodriguez, S., Gonzalez, Y., Fernandez-Camacho, R., de la Campa, A. M. S., de la Rosa, J., Dall'Osto, M., Prevot, A. S. H., Hueglin, C., Harrison, R. M., and Quincey, P.: New considerations

- for PM, Black Carbon and particle number concentration for air quality monitoring across different European cities, *Atmos Chem Phys*, 11, 6207-6227, 2011.
- Salvador, P., Artinano, B., Viana, M. M., Alastuey, A., and Querol, X.: Multicriteria approach to interpret the variability of the levels of particulate matter and gaseous pollutants in the Madrid metropolitan area, during the 1999-2012 period, *Atmos Environ*, 109, 205-216, 2015.
- Schwartz, S. E., Arnold, F., Blanchet, J. P., Durkee, P. A., Hofmann, D. J., Hoppel, W. A., King, M. D., Lacis, A. A., Nakajima, T., Ogren, J. A., Toon, O. B., and Wendisch, M.: Group report: Connections between aerosol properties and forcing of climate, *Dahl Ws Env*, 17, 251-280, 1995.
- Seinfeld, J. H. and Pandis, S. N.: *Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change*, Wiley, 1998.
- Sen, P. K.: Estimates of Regression Coefficient Based on Kendalls Tau, *J Am Stat Assoc*, 63, 1379-&, 1968.
- Theil, H.: A Rank-Invariant Method of Linear and Polynomial Regression Analysis. In: Henri Theil's Contributions to Economics and Econometrics, Raj, B. and Koerts, J. (Eds.), *Advanced Studies in Theoretical and Applied Econometrics*, Springer Netherlands, 1992.
- Titos, G., Cazorla, A., Lyamani, H., Colombi, C., Gianelle, V., Calvo, A., Alastuey, A., Močnik, G., Olmo, F. J., and Alados-Arboledas, L.: Effect of biomass burning and dust on the spectral dependency of aerosol light absorption, *European Aerosol Conference*, Milan, Italy, 2015a. 2015a.
- Titos, G., Foyo-Moreno, I., Lyamani, H., Querol, X., Alastuey, A., and Alados-Arboledas, L.: Optical properties and chemical composition of aerosol particles at an urban location: An estimation of the aerosol mass scattering and absorption efficiencies, *J Geophys Res-Atmos*, 117, 2012.
- Titos, G., Lyamani, H., Drinovec, L., Olmo, F. J., Mocnik, G., and Alados-Arboledas, L.: Evaluation of the impact of transportation changes on air quality, *Atmos Environ*, 114, 19-31, 2015b.
- Titos, G., Lyamani, H., Pandolfi, M., Alastuey, A., and Alados-Arboledas, L.: Identification of fine (PM<sub>1</sub>) and coarse (PM<sub>10-1</sub>) sources of particulate matter in an urban environment, *Atmos Environ*, 89, 593-602, 2014.
- Valenzuela, A., Olmo, F. J., Lyamani, H., Anton, M., Quirantes, A., and Alados-Arboledas, L.: Aerosol radiative forcing during African desert dust events (2005-2010) over Southeastern Spain, *Atmos Chem Phys*, 12, 10331-10351, 2012.

## 10 Anexos

### 10.1 Anexo I

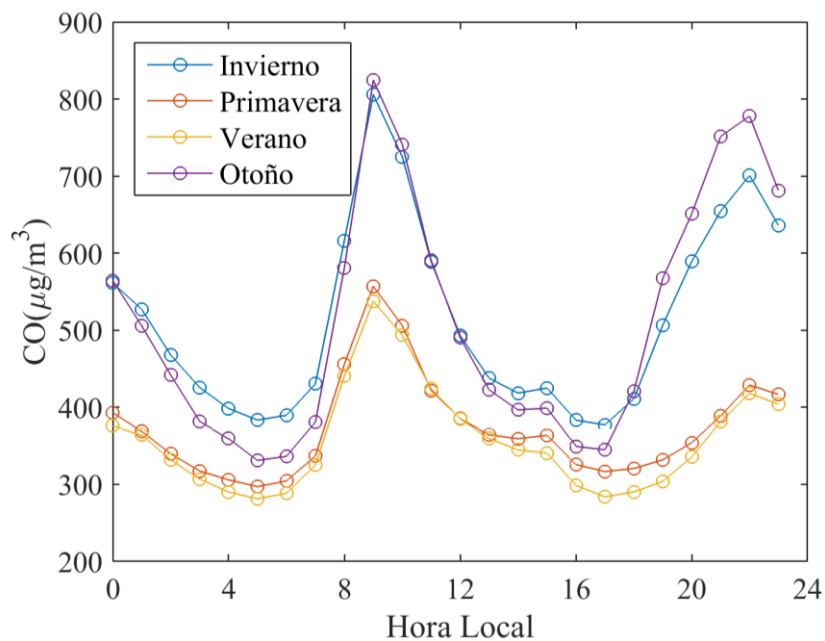


Figura A.1 - Concentración de CO: evolución diaria separada por estaciones del año en la estación de Granada Norte (periodo 2010-2015)

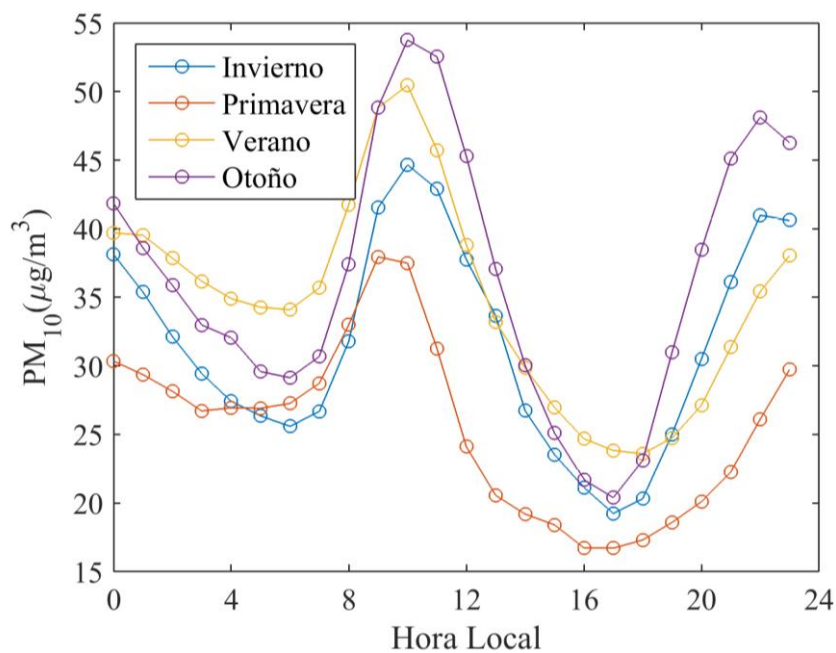


Figura A.2 - Concentración de PM<sub>10</sub>: evolución diaria separada por estaciones del año en la estación de Granada Norte (periodo 2010-2015)

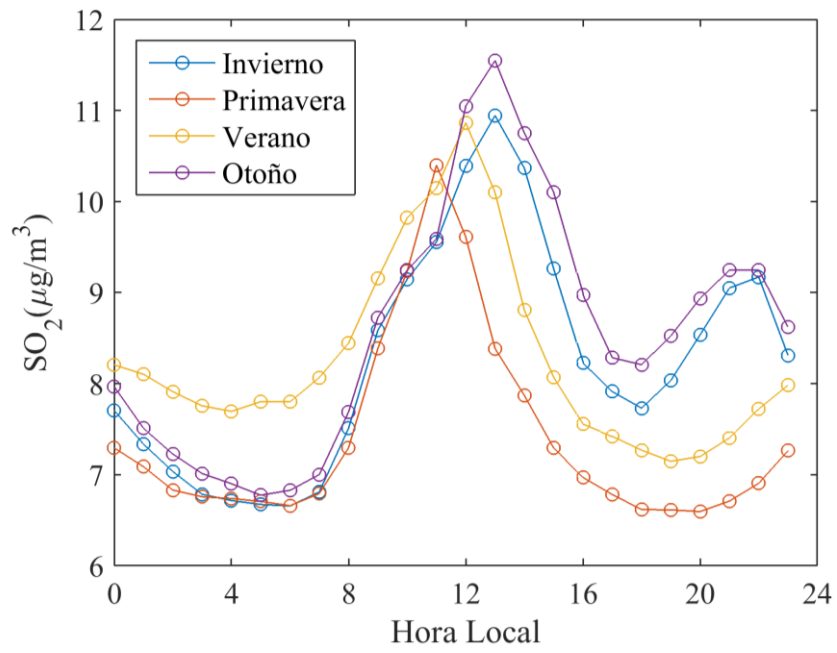


Figura A.3 - Concentración de  $SO_2$ : evolución diaria separada por estaciones del año en la estación de Granada Norte (periodo 2010-2015)

## 10.2 Anexo II

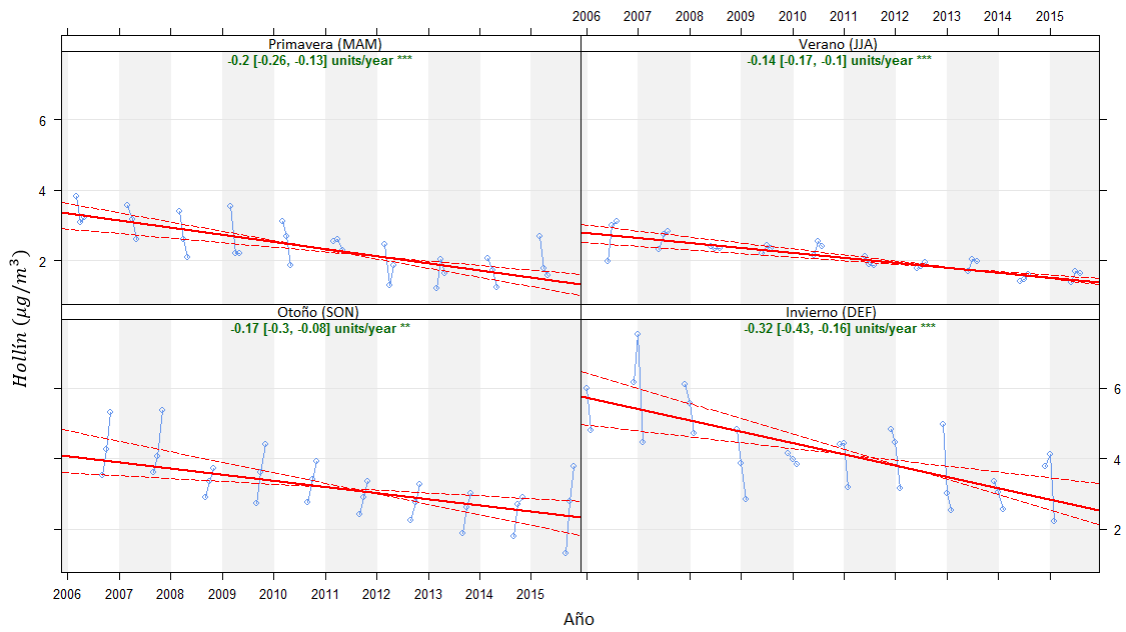


Figura A.4 - Tendencias Theil-Sen estacionales para el *Hollín* en el periodo 2000-2015

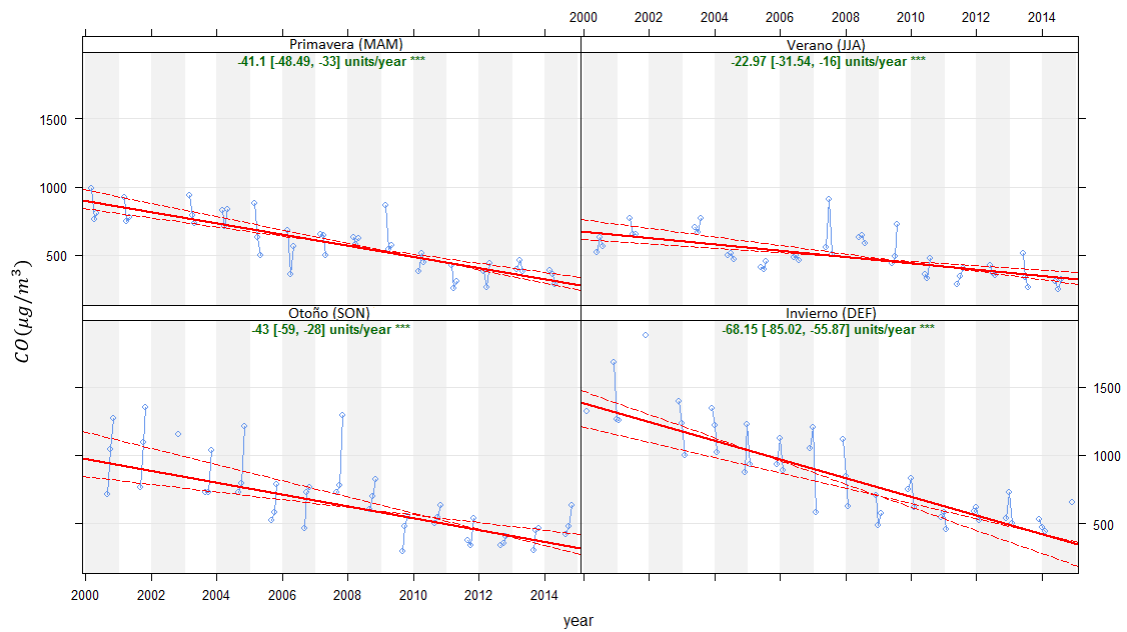


Figura A.5 - Tendencias Theil-Sen estacionales para el *CO* en el periodo 2000-2015