

GRADO EN INGENIERÍA AMBIENTAL
TRABAJO FIN DE GRADO

***IMPACTO DE LA PANDEMIA COVID-19 EN
LA CALIDAD DEL AIRE URBANO Y DE
FONDO DE LA CAPV***

Alumno/Alumna: Martínez Sagredo, Leire

Director/Directora: Gómez Navazo, Maria Carmen

Curso: 2019-2020

Fecha: Bilbao, 13 de julio de 2020

RESUMEN

La contaminación atmosférica es una de las principales preocupaciones de la sociedad, y entre los contaminantes que más preocupan se encuentran el dióxido de nitrógeno (NO_2) y el ozono troposférico (O_3). Las medidas restrictivas de movilidad desde marzo de 2020, unidas a periodos aún más restrictivos de actividades no esenciales, tomados para frenar la pandemia COVID-19, han sido una oportunidad para poder estudiar en detalle su impacto en la calidad el aire urbano y de fondo de la CAPV.

En este Trabajo de Fin de Grado se ha analizado el impacto de las medidas restrictivas por la pandemia COVID-19, en los niveles de NO_2 y O_3 registrados en el aire ambiente de las tres capitales de la CAPV (zonas urbanas), y en el parque natural de Valderejo (zona rural). El análisis se ha centrado en el periodo entre el 16 de marzo y el 21 de junio de 2020, el denominado periodo COVID 2020, y durante el periodo COVID equivalente promedio de los ocho años anteriores COVID (2012-2019).

El análisis del periodo COVID completo indica que se han reducido los niveles de NO_2 , tanto en zonas urbanas como de fondo de la CAPV, sin embargo la incidencia en los niveles de O_3 ha sido más desigual, ya que los niveles de O_3 se han incrementado en Bilbao y San Sebastián/Donostia, y se han reducido en Vitoria/Gasteiz y en el parque natural de Valderejo. Por meses, destacan los niveles registrados el mes de abril, y por semanas, se ha observado una importante disminución en los niveles de NO_2 en la semana del 06 al 12 abril de 2020, y una importante disminución en los niveles de O_3 en la semana del 27 de abril al 13 de mayo de 2020, incluso en Bilbao y San Sebastián/Donostia con tendencia general al aumento de los niveles de O_3 . El análisis de los máximos diarios octohorarios de O_3 han sido eficaces para detectar episodios de transporte de ozono, que han afectado a las tres capitales de la CAPV y al parque natural de Valderejo simultáneamente.

LABURPENA

Kutsadura atmosferikoa gizartearen kezka nagusietako bat da. Gehien kezkatzen duten kutsatzaileen artean nitrogeno dioxidoa (NO_2) eta ozono troposferikoa (O_3) daude. 2020ko martxoaz geroztik, COVID-19 pandemia geldiarazteko hartu diren mugikortasuna murrizten duten neurriak, funtsezkoak ez diren jardueren murrizketarekin batera, aukera bihurtu dira EAEko hiriko eta hondoko airearen kalitatean duten eragina zehatz-mehatz aztertu ahal izateko.

Gradu Amaierako Lan honetan, COVID-19 pandemiaren ondoriozko neurri murriztaileek EAEko hiru hiriburu-eremuetako (hiriguneak) ingurune-airean eta Valderejoko parke naturalean (landa-eremua) erregistratutako NO_2 eta O_3 mailetan duten eragina aztertu da. Ikerketa 2020ko martxoaren 16tik ekainaren 21era bitarteko aldirian (COVID 2020) eta aurreko zortzi urteetako batez besteko COVID aldi baliokidean (2012-2019) egin da.

COVID aldiaren analisiak NO_2 -aren mailak murriztu egin direla adierazten du, bai hiriguneetan, bai EAEko hondoretan. Hala ere, O_3 mailetan eragina desberdinagoa izan da; izan ere, O_3 mailak handitu egin dira Bilbon eta Donostian, eta Gasteizen eta Valderejoko parke naturalean murriztu egin dira. Azterketa hilabeteka burutuz, apirilean erregistratutako mailak nabarmentzen dira. Asteka, ikusi da NO_2 mailak nabarmen jaitsi direla 2020ko apirilaren 6tik 12ra bitarteko astean, eta O_3 mailak nabarmen murriztu direla 2020ko apirilaren 27tik maiatzaren 13ra bitarteko astean, baita Bilbon eta Donostian ere, O_3 mailak igotzeko joera orokorrarekin. O_3 ren zortzi orduko eguneko maximoen azterketa eraginkorra izan da ozonoaren garraio-gertaerak detektatzeko, eta horiek EAEko hiru hiriburu-eremuetan eta aldi berean Valderejoko parke naturalean izan dute eragina.

SUMMARY

Air pollution is one of society's main concerns. Among the pollutants of greatest concern are nitrogen dioxide (NO_2) and tropospheric ozone (O_3). The restrictive mobility measures applied since March 2020 and the even more restrictive periods of non-essential activities, taken to curb the COVID-19 pandemic, created an opportunity to study in detail their impact on urban and background air quality in the Basque Autonomous Community.

In this Final Project Degree, the impact of the restrictive measures taken during the COVID-19 pandemic on the levels of NO_2 and O_3 has been analyzed. The data has been taken from the recorded levels of those pollutants in the ambient air of the three capitals of the Basque Autonomous Community (urban areas) and the Valderejo Natural Park (rural area). The analysis has focused on the period between March 16 and June 21, 2020, the so-called COVID 2020 period, and the average of the COVID equivalent period of the previous eight years (2012-2019).

The analysis of the entire COVID period indicates that NO_2 levels have been reduced, both in urban and in the background areas of the Basque Autonomous Community. However, the impact on O_3 levels has been more uneven, as O_3 levels have increased in Bilbao and San Sebastián/Donostia, and have fallen in Vitoria/Gasteiz and the Valderejo Natural Park. Per month, the levels recorded in April are remarkable. Per week, a significant decrease in NO_2 levels has been observed in the week of the 06 to 12 April 2020, and a significant decrease in O_3 levels in the week of the 27 April to 13 May 2020, even in Bilbao and San Sebastián/Donostia with a general trend towards increasing O_3 levels. The analysis of the daily eight-hour maximums of O_3 has been effective in detecting episodes of ozone transport, which have affected the three capitals of the Basque Autonomous Community and the Valderejo Natural Park simultaneously.

5.1.2.4- Análisis de los niveles horarios de O ₃ en la estación de fondo rural del parque natural de Valderejo (Álava).....	86
5.1.2.5- Análisis de las concentraciones promedio mensuales de O ₃ en la estación de fondo rural del parque natural de Valderejo (Álava).....	87
5.1.2.6- Análisis de los máximos diarios octohorarios de O ₃ (8h) en la estación de fondo rural del parque natural de Valderejo (Alava).....	88
6.- DIAGRAMA DE GANTT.....	95
7.- PRESUPUESTO.....	98
7.1.- Horas internas.....	98
7.2.- Amortización.....	99
7.3.- Gastos.....	99
7.4.- Costes totales.....	100
8.- CONCLUSIONES.....	101
9.- REFERENCIAS.....	105

LISTA DE TABLAS

Tabla 1: Valores límite y recomendaciones para el NO₂.

Tabla 2: Valores límite para el CO.

Tabla 3: Valores límite para el benceno.

Tabla 4: Valores objetivo para el ozono.

Tabla 5: Valor objetivo a largo plazo para el ozono.

Tabla 6: Umbrales de información y alerta para el ozono.

Tabla 7: Niveles de calidad del aire para cada uno de los contaminantes empleados en el cálculo del índice de calidad del aire.

Tabla 8: Semanas COVID entre los años 2012 a 2019, equivalentes al periodo entre el 16 de marzo y 21 de junio de 2020. (14 semanas naturales, de lunes a domingo, 98 días).

Tabla 9: Semanas naturales de lunes a domingo, correspondientes al estado de alarma durante la pandemia COVID-19, y restricciones y /o fases correspondientes. Fuente: elaboración propia.

Tabla 10: Promedio de NO₂ en las tres capitales vascas, en una estación urbana seleccionada y en Valderejo, en 2020 y entre 2012-2019, durante el periodo COVID. Fuente: elaboración propia.

Tabla 11: Promedios semanales de NO₂ durante el periodo 16 de marzo al 21 de junio de 2020 y las semanas correspondientes de los cuatro años anteriores (2016-2019). Fuente: elaboración propia.

Tabla 12: Promedios semanales de NO₂ durante el periodo 16 de marzo al 21 de junio de 2020 y las semanas correspondientes de los cuatro años anteriores (2016-2019). Fuente: elaboración propia.



Tabla 13: Promedios semanales de NO₂ durante el periodo 16 de marzo al 21 de junio de 2020 y las semanas correspondientes de los cuatro años anteriores (2016-2019). Fuente: elaboración propia.

Tabla 14: Desglose anual del número de días con algún máximo de O₃ (8h) por encima de 120 µg O₃·m⁻³ y del número de superaciones promedio de tres años.

Tabla 15: Diagrama de Gantt.

Tabla 16: Horas invertidas por el alumno y el tutor en las diferentes tareas.

Tabla 17: Partida de las horas internas.

Tabla 18: Partida de las amortizaciones.

Tabla 19: Gastos totales.

Tabla 20: Desglose de los costes totales.



LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1: Promedio de NO₂ en las tres capitales vascas y en el parque natural de Valderejo en 2020 (amarillo) y entre 2012-2019 (azul), durante el periodo COVID.

Gráfico 2: Evolución de los niveles semanales de NO₂ en Bilbao durante las 14 semanas COVID y los niveles promedio semanales de NO₂ correspondientes los 4 años anteriores (2016-2019).

Gráfico 3: Evolución de los promedios diarios de NO₂ en Bilbao durante el periodo 14 de marzo al 19 de junio en la estación de la media de Bilbao.

Gráfico 4: Correlación entre la reducción de los niveles diarios de NO₂ y el descenso del tráfico diario, durante el periodo 16 de marzo al 21 de junio de 2020, en Bilbao, semanas COVID.

Gráfico 5: Evolución de los niveles semanales de NO₂ en San Sebastián/Donostia durante las 14 semanas COVID y los niveles promedio semanales de NO₂ correspondientes los 4 años anteriores (2016-2019).

Gráfico 6: Evolución de los promedios diarios de NO₂ durante el periodo 14 de marzo al 19 de junio de la media de San Sebastián/Donostia.

Gráfico 7: Evolución de los niveles semanales de NO₂ en Vitoria/Gasteiz durante las 14 semanas COVID y los niveles promedio semanales de NO₂ correspondientes los 4 años anteriores (2016-2019).

Gráfico 8: Evolución de los promedios diarios de NO₂ durante el periodo 14 de marzo al 19 de junio de la media de Vitoria/Gasteiz.

Gráfico 9: Niveles promedio de O₃ en función de la hora del día, en las tres capitales vascas en 2020, durante el periodo COVID.



Gráfico 10: Promedio de O_3 y NO (arriba) y O_3 y NO_2 (abajo), en función del día de la semana y de la hora del día, en las tres capitales vascas en 2020, durante el periodo COVID.

Gráfico 11: Niveles promedio de O_3 y NO_x en función del día de la semana y de la hora del día, en Bilbao durante el periodo COVID, los últimos 8 años 2012-2019.

Gráfico 12: Promedio de O_3 y NO (arriba) y O_3 y NO_2 (abajo), en función del día de la semana y de la hora del día, en Bilbao durante el periodo COVID en 2020 y durante las 14 semanas equivalentes (2012-2019).

Gráfico 13: Niveles promedio de O_3 y NO_x en función del día de la semana y de la hora del día, en San Sebastián/Donostia durante el periodo COVID, los últimos 8 años 2012-2019.

Gráfico 14: Promedio de O_3 y NO (arriba) y O_3 y NO_2 (abajo), en función del día de la semana y de la hora del día, en San Sebastián/Donostia durante el periodo COVID en 2020 y durante las 14 semanas equivalentes (2012-2019).

Gráfico 15: Niveles promedio de O_3 y NO_x en función del día de la semana y de la hora del día, en Vitoria/Gasteiz durante el periodo COVID, los últimos 8 años 2012-2019.

Gráfico 16: Promedio de O_3 y NO (arriba) y O_3 y NO_2 (abajo), en función del día de la semana y de la hora del día, en Vitoria/Gasteiz durante el periodo COVID en 2020 y durante las 14 semanas equivalentes (2012-2019).

Gráfico 17: Promedios mensuales de O_3 calculados a partir de los valores horarios durante los meses de marzo a junio en 2020, y el promedio durante los meses de marzo a junio entre 2012-2019, en Bilbao (arriba), San Sebastián/Donostia (en medio) y Vitoria/Gasteiz (abajo).



Gráfico 18: Promedios semanales de O_3 calculados a partir de los valores horarios durante el periodo COVID en 2020, y durante las 14 semanas equivalentes promedio de ocho años (2012-2019), en Bilbao (arriba), San Sebastián/Donostia (en medio) y Vitoria/Gasteiz (abajo).

Gráfico 19: Valores máximos diarios octohorarios de O_3 durante el periodo COVID del 16 de marzo al 21 de junio de 2020, y el periodo COVID equivalente 2012-2019 en Bilbao (arriba), San Sebastián/Donostia (en medio) y Vitoria/Gasteiz (abajo).

Gráfico 20: Valores horarios de O_3 , NO y NO_2 durante la semana S9 COVID, del 11 de mayo al 17 de mayo de 2020, lunes a domingo, en Bilbao (arriba), San Sebastián/Donostia (en medio) y Vitoria/Gasteiz (abajo).

Gráfico 21: Niveles promedio de O_3 en función de la hora del día, en las tres capitales vascas y en el parque natural de Valderejo, promedio 2012-2019 (izquierda) y en 2020, durante el periodo COVID.

Gráfico 22: Promedios mensuales de O_3 calculados a partir de los valores horarios durante los meses de marzo a junio en 2020, y el promedio durante los meses de marzo a junio entre 2012-2019, en la estación de vigilancia de O_3 , del parque natural de Valderejo (Álava).

Gráfico 23: Número de días cuyo valor máximo diario de las medias octohorarias $O_3(8h)$ superan el valor objetivo de $120 \mu g O_3 \cdot m^{-3}$, desde el año 2012 en el parque natural de Valderejo.

Gráfico 24: Número de días con valor máximo diario de las medias octohorarias $O_3(8h)$ que superan el valor objetivo de $120 \mu g O_3 \cdot m^{-3}$, desde el año 2012 en el parque natural de Valderejo y detalle del número de superaciones entre 2012 y 2020 los meses de marzo, abril, mayo y junio.

Gráfico 25: Valores máximos diarios octohorarios de O_3 entre marzo y junio de 2019, y el periodo equivalente 2012-2019 en el parque natural de Valderejo.



Gráfico 26: Valores máximos diarios octohorarios de O₃ entre marzo y junio de 2019, y el periodo equivalente 2012-2019 en el parque natural de Valderejo.

Gráfico 27: Valores horarios de O₃, NO y NO₂ durante la semana S9 COVID, del 11 de mayo al 17 de mayo de 2020, lunes a domingo, en el parque natural de Valderejo.



LISTA DE ILUSTRACIONES

Ilustración 1: Esquema de la química del ozono troposférico.

Ilustración 2: Normas de calidad del aire de la UE y directrices de la OMS.

Ilustración 3: Estaciones de la Red de Control de Calidad de Aire de Euskadi.

Ilustración 4: Método normalizado de medida de la concentración de ozono por fotometría ultravioleta.

Ilustración 5: Datos en la red de la estación de Valderejo.

Ilustración 6: Zonificación para la evaluación de la Calidad del Aire en la CAPV.

Ilustración 7: División climática de Euskadi.

Ilustración 8: Zonificación para la Evaluación de O₃.

Ilustración 9: Información del proyecto para mejorar los niveles de NO₂ en M^a Díaz de Haro.

Ilustración 10: Localización de las tres capitales vascas y el parque natural de Valderejo en la CAPV.

Ilustración 11: Concentración diaria de NO₂ en la CAPV.

Ilustración 12: Estaciones urbanas seleccionadas que componen la media de la red de Bilbao.

Ilustración 13: Estaciones urbanas seleccionadas que componen la media de la red de San Sebastián/Donostia.



Ilustración 14: Estaciones urbanas seleccionadas que componen la media de la red de Vitoria/Gasteiz.

Ilustración 15: Estación rural de fondo de Valderejo.

Ilustración 16: Promedio de O_3 y NO_2 en las tres capitales vascas y en el Parque Natural de Valderejo en 2020 y variación respecto al promedio 2012-2019 (%) durante el periodo COVID.



LISTA DE ACRÓNIMOS

AEMA: Agencia Europea de Medio Ambiente

BTEX: Benceno, Tolueno, Etilbenceno y Xilenos

CAPV: Comunidad Autónoma del País Vasco

CEAM: Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo

COV: Compuesto Orgánico Volátil

COVID-19: COrona Vlrus Disease 2019

EEA: European Environment Agency

EUSTAT: Instituto Vasco de Estadística

ICA: Índice de Calidad del Aire

MA-GV: Medio Ambiente – Gobierno Vasco

MARM: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino

MITECO: MInisterio para la Transición ECOLógica

NMHC: Non-Methane Hydrocarbons

OMS: Organización Mundial de la Salud

TCE: Tribunal de Cuentas Europeo

TFG: Trabajo de Fin de Grado

UNE-EN: Una Norma Española-European Norm

UV: Ultravioleta

WHO: World Health Organization



1.- INTRODUCCIÓN

La contaminación atmosférica es una de las principales preocupaciones sociales actuales, que se manifiesta a distintas escalas, desde *eventos locales* en zonas urbanas y/o industriales, que reciben el impacto directo de las emisiones que ellas mismas producen, a *fenómenos de mesoescala o escala media*, en los que los contaminantes viajan distancias considerables hasta las zonas que reciben el impacto, generalmente, a decenas o cientos de kilómetros de los focos emisores, e incluso fenómenos cuyos efectos tienen repercusión a *escala global*, pudiendo llegar a cambiar las condiciones de vida del ser humano y de los ecosistemas en todo el planeta ([Querol, X., 2018](#)).

Entre los contaminantes que más preocupan actualmente a nivel europeo, se encuentran las partículas (PM), el dióxido de nitrógeno (NO₂) y el ozono troposférico (O₃) ([AEMA, 2017](#)). En la CAPV desde julio del 2016 se está utilizando un método geoestadístico para estimar las concentraciones de estos tres contaminantes en todos los puntos de la CAPV donde no haya una medición real ([MA-GV, 2017](#)).

El ozono troposférico está considerado en la actualidad como uno de los **principales contaminantes atmosféricos en toda Europa**, debido a su amplia distribución geográfica y especialmente a los efectos que provoca sobre la salud humana, los materiales, la vegetación y sobre la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas, cuando su presencia sobrepasa unos determinados valores, ya que es el oxidante más importante de los niveles inferiores de la atmósfera, capaz de atacar (oxidar) materiales y tejidos vivos ([CEAM, 2010](#)). Así, por su impacto en la salud humana y los ecosistemas, los niveles de ozono están regulados actualmente en la normativa ambiental. Además, el ozono es un gas de efecto invernadero que contribuye al calentamiento global, y está directamente implicado en el cambio climático ([MARM, 2015](#)).



Uno de los problemas de la gestión de la contaminación por ozono es su naturaleza de contaminante secundario, ya que el ozono no es emitido por ninguna fuente de contaminación concreta, sino que se forma en la atmósfera, a sotavento de los penachos de contaminación urbana e industrial, a partir de reacciones fotoquímicas entre contaminantes de origen primario (precursores), principalmente óxidos de nitrógeno (NO_x, que incluye el óxido y el dióxido de nitrógeno, NO y NO₂) y Compuestos Orgánicos Volátiles (COV) ([Diéguez J.J., 2014](#)). La producción de ozono troposférico es máxima cuando coinciden concentraciones elevadas de precursores con unas condiciones meteorológicas que favorezcan las reacciones fotoquímicas entre ellos, como son la temperatura elevada, una alta radiación solar y ausencia de lluvias.

El ozono generado en la troposfera llega a alcanzar una vida media de semanas, pudiendo transportarse a grandes distancias (contaminación transfronteriza), dependiendo de las condiciones meteorológicas. De esta manera, las concentraciones de ozono troposférico pueden ser el resultado de la mezcla del ozono generado a partir de emisiones locales, del formado a partir de precursores emitidos en zonas lejanas, incluso procedentes de otro continente, y del ozono transportado desde zonas alejadas, dando lugar a contaminación por elevadas concentraciones de ozono en regiones muy alejadas del origen de las emisiones de sus precursores.

El problema de la contaminación atmosférica por ozono no es sencillo de describir y caracterizar. Además, la participación de procesos muy diferentes y complejos en la formación de ozono (emisiones, meteorología, reacciones fotoquímicas, etc.) hace que sea muy difícil conocer y prever individualizadamente cuál es la respuesta ante cada uno de los factores que intervienen. Todo ello contribuye a que el diagnóstico de cuándo y dónde sucederán episodios de elevadas concentraciones de ozono en una zona sea una cuestión complicada, así como lo es también elaborar estrategias efectivas de reducción y herramientas capaces de abordar su gestión.



A nivel estatal, la normativa vigente de calidad del aire es el Real Decreto 102/2011 del 28 de enero relativo a la mejora de la calidad del aire, que traspone la Directiva 2008/50/CE del 21 de mayo de 2008 relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa. El principal propósito de esta norma es reducir el impacto negativo que los contaminantes puedan generar sobre la salud humana y el medio ambiente, estableciendo unos valores objetivo y objetivos a largo plazo, en el caso del ozono. Así mismo, la Organización Mundial de la Salud (2005) establece valores guía para el ozono que son más estrictos que los de la Directiva 2008/50/CE.

La Península Ibérica presenta unas concentraciones de ozono en el aire que sobrepasan con frecuencia los valores objetivo establecidos en la legislación europea y nacional para la protección de la vegetación y la salud humana, sobre todo durante los meses de primavera y verano. **La costa mediterránea** es una de las zonas sometida a un problema crónico de contaminación por ozono. El análisis de la formación y dispersión de ozono en toda la cuenca del Mediterráneo indica que los altos niveles registrados en la costa Este peninsular se deben en gran parte al **transporte de ozono a escala regional** debido a la circulación de los vientos en la zona, **al que se suma el ozono generado** por la emisión de precursores procedentes de fuentes locales. Otras áreas que presentan generalmente concentraciones de ozono elevadas son **las que rodean las principales zonas urbanas e industriales** del país; en este caso asociadas principalmente a las emisiones locales de precursores ([MARM, 2015](#)).

El cumplimiento de la legislación europea y nacional referente a la calidad del aire requiere el mantenimiento de redes de medida de la contaminación atmosférica que registren la concentración de los contaminantes atmosféricos más importantes, entre los que se haya el ozono troposférico y sus precursores, junto con otros parámetros meteorológicos que ayudan a la interpretación de los valores recogidos.

Las redes de vigilancia de la calidad del aire se han desarrollado ampliamente en las últimas décadas por parte de ayuntamientos y comunidades autónomas. En la



CAPV la Red de Control de Calidad de Aire está integrada por estaciones que se disponen por todo el territorio vasco (53 estaciones), de esta forma se hace un control y vigilancia de la calidad del aire y contaminación.



1.1.- Precursores del ozono troposférico

1.1.1.- Óxidos de nitrógeno

Los óxidos de nitrógeno son un grupo de gases compuestos por óxido nítrico (NO) y dióxido de nitrógeno (NO₂). El término NO_x se refiere a la combinación de ambas sustancias. Los NO_x se producen de forma natural en cantidades muy superiores a las generadas por la actividad humana, pero al estar distribuidos sobre toda la superficie terrestre, las concentraciones atmosféricas resultantes son muy pequeñas ([Aránguez. E. et al., 1999](#)). Es decir, aunque el 66 % de los NO_x tiene un origen natural (emisión de los suelos, fenómenos tormentosos, emisiones desde el mar, etc.) en áreas urbanas los principales focos de emisión son de origen antropogénico, y provienen de la combustión de materiales orgánicos tanto de fuentes estacionarias (calefacciones, procesos industriales de alta temperatura y de generación eléctrica) como de fuentes móviles (sobre todo vehículos automóviles, y en especial de motores diésel) ([DKV, 2010](#)).

Por tanto, en atmósferas urbanas los NO_x son de origen fundamentalmente antropogénico, cuya mayor contribución proviene de los procesos de combustión del transporte y la industria ([Diéguez J.J., 2014](#)). Los focos emisores emiten generalmente NO (y NO₂ primarios), pero en la atmósfera rápidamente el NO se oxida y genera NO₂ secundario. De hecho, en ambiente urbano, se estima que más del 75% del NO₂ en aire ambiente es aportado por el tráfico rodado ([MITECO, 2020a](#)). Los niveles más altos de NO_x se alcanzan en las **grandes aglomeraciones urbanas y en sus zonas metropolitanas**, así como en el entorno de las vías de comunicación con tráfico más denso.

Los niveles elevados de NO_x tienen efectos negativos en la salud humana afectando especialmente al sistema respiratorio al dañar el tejido pulmonar, con inflamación de las vías aéreas, y afecciones de órganos, como hígado o bazo, o de sistemas, como el sistema circulatorio o el inmunitario, que propician a su vez infecciones pulmonares e insuficiencias respiratorias, causando muertes prematuras (González, P., 2019).



Los efectos adversos sobre el medio ambiente son muy diversos, principalmente **acidificación y eutrofización de ecosistemas**, con afecciones metabólicas y limitación del crecimiento vegetal, y también afección a las edificaciones. Por otra parte, los NO_x contribuyen a la formación de **partículas inorgánicas secundarias**, por ser precursores del ácido nítrico, HNO₃, y por tanto del nitrato, NO₃⁻ en partículas, y también actúan como **precursores del ozono troposférico y de otros contaminantes fotoquímicos**, lo que potencialmente agrava las consecuencias mencionadas sobre la salud y el medio ambiente y conlleva efectos sobre el clima ([MITECO, 2020a](#)).

Por todo ello, la normativa vigente establece valores límite respecto al dióxido de nitrógeno que se recogen en la Directiva 2008/50/CE y traspuesta por el citado RD 102/2011. Dicho Real Decreto establece un **valor límite anual de 40 µg·m⁻³ de NO₂** y un **valor límite horario de 200 µg·m⁻³ de NO₂** que no podrá superarse en más de **18 ocasiones por año civil**.

Por otro lado, la Organización Mundial de la Salud (OMS) estableció los siguientes valores guía para proteger la salud humana de los efectos del NO₂ gaseoso: **40 µg·m⁻³ para la media anual y 200 µg·m⁻³ para la media de una hora**. Estas directrices de la OMS no tienen poder legal, pero las utilizan muchos países para establecer los estándares nacionales de calidad del aire.

Tabla 1: Valores límite y recomendaciones para el NO₂. Fuente: elaboración propia a partir de ([MITECO, 2020a](#)).

Periodo	Valores límite según legislación en España	Valores guía establecidos por la OMS
Horario	200 µg·m ⁻³ Valor medio en 1 h No debe superarse en más de 18 ocasiones por año	200 µg·m ⁻³ Media de una hora
Anual	40 µg·m ⁻³	40 µg·m ⁻³ Media anual



En España, los niveles medios de NO_2 son elevados en numerosas estaciones urbanas de control y vigilancia de la calidad del aire con influencia de tráfico, con excepción de algunas zonas industriales concretas, y problemáticas en cuanto a calidad del aire, la principal causa de dichas superaciones es la emisión del tráfico rodado ([MITECO, 2018a](#)).

Entre las emisiones de contaminantes atmosféricos procedentes del tráfico rodado y de otros motores estacionarios es necesario destacar las emisiones de los motores diésel. El incentivo de la compra de vehículos con bajas emisiones de CO_2 puede dirigir a los ciudadanos a la compra de vehículos con motores diésel que tienen como consecuencia mayores emisiones de NO_2 . A esta sustitución e incremento de utilización de motores de diésel se le llama dieselización.

La dieselización constituye un verdadero problema, debido a que tanto las emisiones totales de NO_x por kilómetro, como la proporción de NO_2 respecto a las emisiones de NO_x de un vehículo diésel son muy superiores a la de un vehículo de gasolina convencional. Este incremento en volumen de emisión y en proporción relativa de NO_2/NO supone un problema grave a la hora de cumplir la legislación de calidad del aire. Actualmente, la gran proporción de **NO_2 primario** emitido en las vías de tráfico, hace que el problema de NO_2 se genere en las inmediaciones de su emisión, y por ello es parámetro regulado legislativamente en zonas urbanas.

Finalmente, cabe destacar que debido a las medidas de confinamiento y la reducción de la actividad económica durante la pandemia del COVID-19, la contaminación atmosférica en las ciudades de gran parte del mundo ha marcado mínimos históricos. La caída en los niveles de contaminación atmosférica comenzó pocos días después de que se pusieran en marcha las primeras medidas de confinamiento, adoptadas a partir del 14 de marzo de 2020 para frenar la expansión del coronavirus. La drástica reducción del tráfico así como la bajada del nivel de actividad en transporte e industria, supuso una importante disminución de los niveles de emisión de contaminantes como PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, NO_x , SO_2 y CO , entre otros, lo que tuvo un gran impacto en la calidad del aire, con un descenso acusado



de los niveles de contaminación atmosférica en grandes ciudades. Entre ellos, ha destacado el vertiginoso descenso de los niveles de dióxido de nitrógeno (NO_2), uno de los principales contaminantes relacionados con el tráfico en las ciudades.

La mejora en la calidad del aire probablemente no durará mucho más del tiempo que dure la pandemia, y por ello, a largo plazo no será muy relevante. Sin embargo, supone un pequeño experimento para demostrar los efectos inmediatos de detener las emisiones más contaminantes, como la industria y tráfico. La situación actual puede ser evaluada como un **experimento positivo en cuanto al ozono (O_3)**, ya que gran parte de la administración pública esgrime que no podemos actuar sobre él, y durante estos meses podríamos ver una reducción de sus niveles; así como para evaluar hasta donde es posible mejorar la calidad del aire en PM y NO_2 y el impacto de las fuentes de emisión sobre la misma ([Querol, X., 2020](#)).

1.1.2.- Compuestos Orgánicos Volátiles

Una fracción importante del carbono reactivo en la atmósfera entra en forma de Compuestos Orgánicos Volátiles (COV). Según la Directiva 2008/50/CE los COV son compuestos orgánicos capaces de producir oxidantes fotoquímicos por reacción con los óxidos de nitrógeno en presencia de la luz solar. Dentro del término COV se encuentran los Hidrocarburos No Metánicos (NMHC) que están compuestos exclusivamente por carbono e hidrógeno. Los COV se encuentran distribuidos en la troposfera y juegan un papel clave en la química atmosférica como el ozono y precursores de otros oxidantes (Monks et al., 2015).

Hay un gran número de COV en la atmósfera, con vidas atmosféricas que van desde unos pocos minutos hasta horas. Su distribución es el resultado de las emisiones de los fuentes, procesos de mezcla y transformaciones físico-químicas (Atkinson y Arey, 2003).



Su presencia en aire ambiente puede deberse tanto a fuentes antropogénicas como naturales. Las principales fuentes de emisión antropogénicas son: el combustible fósil y la combustión de biomasa, los procesos industriales y la evaporación de disolventes (Durana et al, 2006). En las zonas rurales y forestales, como es el caso de Valderejo, los COV biogénicos emitidos por las plantas y procesos naturales, principalmente isopreno y monoterpenos, pueden ser más importantes que los COV antropogénicos transportados en masas de aire de las zonas industriales y urbanas cercanas (Navazo et al, 2008; Zhu et al., 2017).

La determinación de compuestos orgánicos volátiles (COV) en el aire es importante porque estos compuestos participan en reacciones químicas que tienen lugar en la atmósfera junto con óxidos de nitrógeno (NO_x) y radiación solar, para producir ozono troposférico, otros oxidantes fotoquímicos y aerosoles orgánicos secundarios (Monks et al., 2015; Wang et al., 2017). Así, los COV pueden causar daños por un lado, en el medio ambiente, por su implicación en la generación de ozono, smog fotoquímico y calentamiento global. Por otro lado en la salud humana ya que contribuyen a incrementar las concentraciones de ozono troposférico y aerosoles orgánicos secundarios, dañando el sistema respiratorio y cardiovascular (WHO, 2008).

En cuanto al monóxido de carbono (CO) no se trata de un COV pero al ser un compuesto de carbono se explica en este apartado ya que es uno de los precursores de ozono troposférico. El CO se libera a la atmósfera como consecuencia de las combustiones incompletas. La fuente principal del CO son los humos procedentes del escape de los vehículos a motor ([DKV, 2010](#)), aunque sus potenciales consecuencias probablemente se han visto minoradas por la utilización de convertidores catalíticos. La vida media del CO en la atmósfera es de unos tres meses, lo que permite su lenta oxidación para formar CO₂, proceso durante el cual también se genera O₃ ([MITECO, 2020b](#)).

El valor límite establecido, según el Real Decreto RD 102/2011 de 28 de enero, para la protección de la salud es de 10 mg·m⁻³, máximo diario de las medias



móviles octohorarias. Además, es uno de los cinco contaminantes incluidos en el cálculo del Índice de Calidad del Aire (ICA) como se explicará más adelante.

Tabla 2: Valores límite para el CO. Fuente: elaboración propia a partir de ([MITECO, 2020b](#)).

Periodo	Valores límite según legislación en España
Horario	10 mg·m ⁻³ Máximo diario de los periodos octohorarios dentro de un año

El único COV para el que esté establecido un límite de calidad de aire a nivel de la Unión Europea es el benceno (C₆H₆). El benceno es un compuesto orgánico potencialmente carcinogénico que, tras ser inhalado y después de exposiciones prolongadas, puede ocasionar graves efectos sobre la salud humana. Afecta al sistema nervioso central y a la normal producción de células sanguíneas, puede deteriorar el sistema inmunitario y dañar el material genético celular, lo que a su vez puede originar determinados tipos de cáncer (leucemia) así como malformaciones congénitas.

El límite establecido para el benceno en la norma de referencia para calidad del aire, el Real Decreto RD 102/2011 de 28 de enero, es un valor límite anual establecido para la protección de salud de 5 µg·m⁻³.

Tabla 3: Valores límite para el benceno. Fuente: elaboración propia a partir de ([MITECO, 2020c](#)).

Periodo	Valores límite según legislación en España
Anual	5 µg·m ⁻³

En la Red de Control de Calidad del Aire de la CAPV, se determinan algunos COV relacionados con la vigilancia de los niveles atmosféricos de tóxicos urbanos denominados BTEX: benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos.

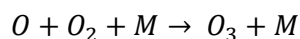
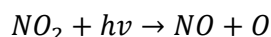
Por tanto, por su impacto sobre el medio ambiente y la salud humana, es necesario analizar la evolución y los procesos de dispersión de los COV por tratarse de precursores del ozono y garantizar la eficacia de los sistemas de reducción y control establecidos.



1.2.- Química del ozono en presencia y ausencia de COV

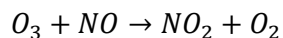
Los compuestos orgánicos volátiles y las reacciones fotoquímicas del NO_x dan lugar a ozono troposférico, gas presente en el aire que respiramos y que causa graves daños en el medio ambiente y la salud humana. Al tratarse de un compuesto secundario, es difícil identificar directamente sus fuentes y sus investigaciones se basan en sus precursores, la medida de COV y NO_x.

El ozono troposférico (O₃) es el resultado de la fotólisis del NO₂, ya que debido a la radiación de la luz solar disponible en la troposfera, la única producción significativa de oxígeno atómico proviene de ahí. El oxígeno resultante reacciona con moléculas de oxígeno produciendo ozono:



M es una tercera molécula que participa en la reacción, normalmente N₂ u O₂. Con ello se absorbe la energía sobrante y estabiliza la molécula de ozono.

Una vez creado el O₃, éste puede reaccionar con el NO regenerando la molécula de NO₂ y completando el ciclo, porque el NO actúa destruyendo el O₃ mientras que el NO₂ es responsable de su formación (Atkinson, R., 2000):



De esta manera, las moléculas de O₃ formadas se consumen en la oxidación del NO, sin que haya producción neta de ozono. Es por ello que en los núcleos urbanos, con elevadas concentraciones de NO_x habitualmente, se detectan pequeñas concentraciones de ozono, que se mantiene en un equilibrio dinámico. Los valores de concentración más altos de ozono se miden en las afueras de las grandes ciudades y en las zonas rurales (CEAM, 2009), como en el caso del Parque Natural de Valderejo.



La ilustración 1 resume la química del ozono en presencia de la luz solar con reacciones en las que participan NO_x y COV. En ausencia de COV el ozono se encuentra en equilibrio dinámico con los NO_x presentes en la mezcla. De esta manera, las moléculas de O₃ formadas se consumen en la oxidación del NO, sin que haya producción neta de ozono. Por el contrario, en presencia de COV, se obtiene una producción neta de ozono (Diéguez J.J., 2014).

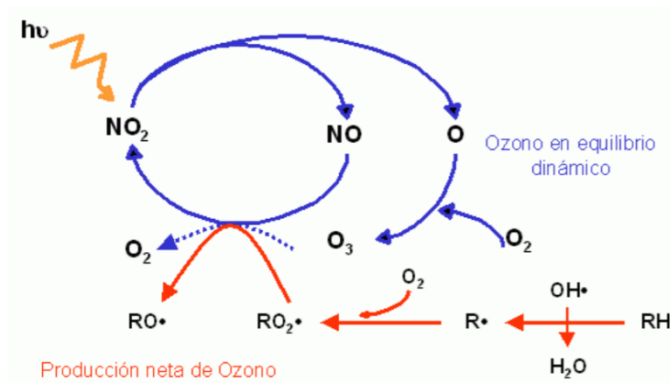


Ilustración 1: Esquema de la química del ozono troposférico (Diéguez J.J., 2014).

La conversión de NO a NO₂ se ve afectada de forma significativa en ausencia y en presencia de compuestos orgánicos volátiles. En ausencia de COV, el NO actúa destruyendo el O₃ mientras que el NO₂ es responsable de su formación. Sin embargo, en presencia de COV el NO se oxida a NO₂, y el NO₂ crea ozono como en el ciclo anterior. Concretamente, los radicales peroxi son los que toman parte en el proceso: hidroperoxilo (HO₂•) y alquilperoxilo (RO₂•).

El parque natural de Valderejo es un área de especial interés en la investigación del ozono. Esto se debe, por un lado, a la gran cantidad de compuestos orgánicos volátiles que tienen su fuente natural y, por otro, a que es un emplazamiento de fondo, con muy bajas concentraciones, en el que se detecta, sobre todo en verano, el transporte de masas de aire contaminado con ozono y otros contaminantes de los alrededores. Por tanto, en momentos en los que se da una radiación solar elevada y altas temperaturas, se intensifican las reacciones mencionadas, y se dan altas concentraciones de ozono local, a las que se suman las concentraciones de ozono transportado a larga distancia.

1.3.- Efectos del ozono sobre la salud humana y la vegetación

El ozono O_3 es un gas presente en la atmósfera de forma natural y compuesto por tres átomos de oxígeno. Su concentración es máxima a una altitud de entre 20 y 30 kilómetros, en la estratosfera. Se trata de la capa de ozono, que protege los seres vivos de las radiaciones ultravioleta (radiación UV) procedentes del sol y, por lo tanto, es beneficiosa.

Por otra parte, el ozono también se encuentra en la capa de la atmósfera más próxima a la superficie terrestre (la troposfera, que comprende el tramo de atmósfera entre el suelo y unos 10 km). El ozono troposférico es un contaminante atmosférico regulado por la normativa de calidad del aire, por ello, se hace un seguimiento en la Red de Vigilancia y Control de la Contaminación Atmosférica.

1.3.1.- Efectos en la salud humana

Los efectos desfavorables del ozono sobre la salud están relacionados con su carácter oxidante. Cuando la concentración de ozono troposférico supera los niveles habituales, puede causar daños, especialmente en niños, adultos o personas especialmente vulnerables al ozono.

A concentraciones elevadas a corto plazo, causa ligeras irritaciones en las mucosas oculares y del sistema respiratorio, malestar general, dolor de cabeza, disminución del rendimiento, fatiga, mareos, etc. Si los niveles siguen aumentando además de los síntomas anteriores se producen náuseas, dolores pectorales al inspirar profundamente y disminución temporal de la capacidad pulmonar. Finalmente, una exposición prolongada a altas concentraciones de O_3 puede alterar el sistema inmunológico del aparato respiratorio, creando en las personas más vulnerables infecciones del mismo.



1.3.2.- Efectos en la vegetación

La contaminación por ozono troposférico afecta también a la vegetación ya que las plantas sufren daños por la exposición a este contaminante. El ozono interfiere con los procesos fotosintéticos y metabólicos de la planta y al bajar la capacidad fotosintética, disminuye el crecimiento vegetal y la productividad de la planta.

Es decir, entra a las hojas de la planta por las aperturas estomáticas y produce subproductos que interfieren con la fotosíntesis. El ozono produce un descenso en la asimilación neta de CO_2 (Heath, 1994; Bortier et al., 2000). Hace que se cierren los estomas, y en consecuencia sucede una disminución en la fijación de CO_2 ; disminución de la concentración de la enzima rubisco (enzima encargada de fijar el CO_2) y de la actividad (Pell et al., 1992).

Asimismo, el ozono envejece las hojas por lo que se generan cambios en los procesos y tiempos de germinación de las semillas o de fructificación y floración. Además, el debilitamiento de la planta la hace más vulnerable a enfermedades y plagas. También puede causar cambios en la distribución de los productos asimilados, por lo general aumenta el flujo hacia las hojas jóvenes y se reduce a las hojas más viejas, raíces y órganos de reserva. La reducción de productos de reserva en las raíces hace que se absorban menos nutrientes, de forma que las plantas se debilitan aumentando su sensibilidad frente a otros factores de estrés (altas temperaturas, sequía, plagas...).

El impacto del ozono en la vegetación depende del tiempo de exposición y la concentración. La exposición a corto plazo pero con altas concentraciones de ozono puede causar daños visibles, generalmente dañando las hojas. Estos síntomas son causados por cambios a nivel bioquímico pero no siempre están relacionados con una disminución en el crecimiento de las plantas. La exposición prolongada a bajas concentraciones de ozono hará que disminuya el crecimiento y la productividad de las plantas, lo cual es difícil de apreciar ([MARM, 2015](#)).



1.4.- Legislación en materia de calidad del aire: valor objetivo del ozono

Actualmente la gestión de la calidad del aire está regulada a nivel estatal por el Real Decreto 102/2011 del 28 de enero relativo a la mejora de la calidad del aire, que traspone la Directiva 2008/50/CE del 21 de mayo de 2008 relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa a nivel europeo. El principal propósito de esta norma es reducir el impacto negativo que los contaminantes puedan generar sobre la salud humana y el medio ambiente, estableciendo unos valores objetivo y objetivos a largo plazo, en el caso del ozono.

A continuación, en las tablas 4 y 5 se muestran los valores objetivo y objetivo a largo plazo del ozono que marca el Real Decreto 102/2011, relativo a la mejora de la calidad del aire para la protección de la salud humana:

Tabla 4: Valores objetivo para el ozono.

Objetivo	Periodo de Promedio	Valor objetivo
Protección de la salud humana	Máximo diario de las medias móviles octohorarias del día	120 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ que no deberá superarse más de 25 días por año civil de promedio en un periodo de 3 años.

Se establecen además objetivos más estrictos para conseguir a largo plazo:

Tabla 5: Valor objetivo a largo plazo para el ozono.

Objetivo	Periodo de Promedio	Objetivo a largo plazo
Protección de la salud humana	Máximo diario de las medias móviles octohorarias en un año civil	120 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$



Valor objetivo: valor que deberá alcanzarse en un momento dado para evitar y/o reducir los posibles daños del contaminante sobre la salud humana y el medio ambiente.

Valor objetivo a largo plazo: grado de concentración del contaminante que debe alcanzarse a largo plazo para evitar daños para la salud humana y el medio ambiente.

El máximo diario de las medias móviles octohorarias del día deberá seleccionarse examinando promedios móviles de ocho horas, calculados a partir de datos horarios y actualizados cada hora. El primer periodo octohorario calculado para un día cualquiera será el periodo a partir de las 17:00 h del día anterior hasta la 1:00 h de dicho día; el último periodo de cálculo para un día cualquiera será el periodo a partir de las 16:00 h hasta las 24:00 h de dicho día. Así, entre las medias obtenidas al día habría que elegir el máximo y compararlo con el valor objetivo. Este valor objetivo no puede superarse más de 25 veces al año, como promedio de un periodo de 3 años.

Además para prevenir daños en situaciones episódicas se definen también Umbrales de alerta y de información recogidos en la siguiente tabla 6:

Tabla 6: Umbrales de información y alerta para el ozono.

Tipos de umbrales	Parámetro	Valor del umbral
Umbral de información	Promedio horario	180 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$
Umbral de alerta	Promedio horario	240 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$

Umbral de información: nivel a partir del cual una exposición de breve duración supone un riesgo para la salud de los sectores más vulnerables de la población y requiere el suministro de información inmediata y apropiada por parte de las Administraciones competentes.

Umbral de alerta: corresponde a un determinado nivel de concentración del contaminante, si éste se supera, la exposición a corto plazo puede causar daños en la salud humana y las Administraciones competentes deberán tomar medidas inmediatas.



1.5.- Guías de calidad de aire: valor guía del ozono

Las guías de calidad del aire ofrecen orientación sobre la manera de reducir los efectos de la contaminación del aire en la salud e informan y proporcionan objetivos apropiados en la gestión de la calidad del aire.

En el caso del ozono, la publicación de la segunda edición de las guías de calidad del aire de la OMS para Europa (WHO, 2000), estableció el valor guía de los niveles de ozono en $120 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ para un promedio diario de ocho horas.

Sin embargo, las evidencias científicas sobre los efectos sanitarios a largo plazo del ozono llevaron a la Organización Mundial de la Salud (OMS) a rebajar en 2005 su valor guía para el ozono pasando del nivel actual de $120 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a $100 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ como máximo promedio de ocho horas en un día. Los estudios de series cronológicas realizados indican un aumento de la mortalidad diaria alrededor del 0,3-0,5% por cada incremento de $10 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ en las concentraciones de ozono durante ocho horas por encima de un nivel de referencia estimado de $70 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (OMS, 2005).

Por lo tanto, los límites de calidad del aire ambiente de la UE son mucho menos estrictos en comparación con las directrices de la OMS en el caso del ozono. Según el Informe Especial del Tribunal de Cuentas Europeo (TCE, 2018), en la ilustración 2 presenta una comparación de las directrices de calidad del aire de la OMS y las normas de la UE.

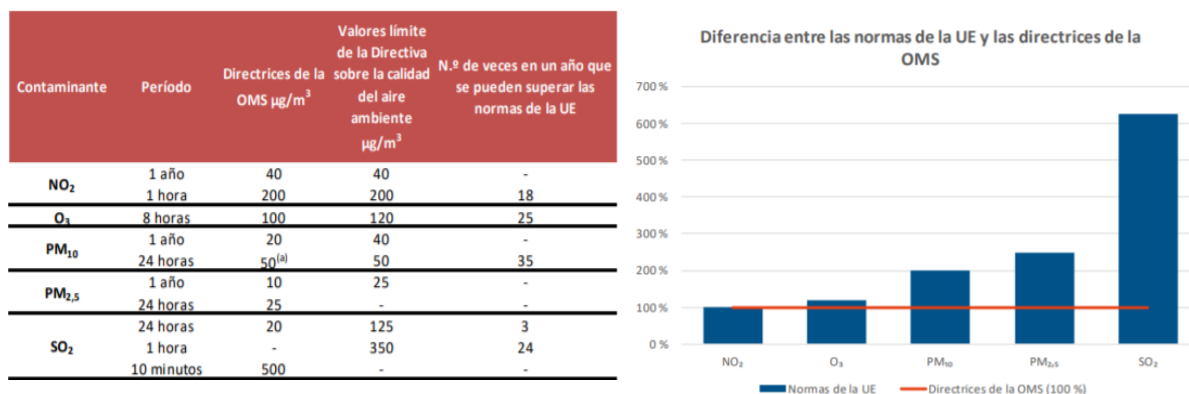


Ilustración 2: Normas de calidad del aire de la UE y directrices de la OMS (OMS, 2005 y Directiva 2008/50/CE).



1.6.- Red de Control de Calidad del Aire en la CAPV

El Departamento de Medio Ambiente, Planificación Territorial y Vivienda del Gobierno Vasco controla la situación atmosférica a través de la Red de Control de la Calidad del Aire. Esta Red cuenta con analizadores y sensores para medir los contaminantes que marca la normativa en materia de calidad del aire, principalmente: dióxido de azufre (SO_2), monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrógeno (NO_x), ozono troposférico (O_3), partículas en suspensión ($\text{PM}_{2,5}$ y PM_{10}) y benceno (C_6H_6). Así mismo, los analizadores y sensores miden también los siguientes parámetros meteorológicos: velocidad y dirección del viento, humedad relativa, temperatura, presión, radiación y precipitación ([MA-GV, 2020](#)).

La Red de Control de calidad del Aire está formada por estaciones distribuidas por todo el territorio vasco. Hoy en día cuenta con 53 estaciones y 14 de ellas pertenecen a actividades industriales. Las mediciones se realizan según el tipo de área en la que se localizan por criterios de ubicación, que diferencia entre zona urbana, suburbana y rural, y teniendo en cuenta la fuente de emisión: tráfico, industrial o fondo (mezcla de varias fuentes).

Dichas tipologías se pueden definir de la siguiente forma:

- Según el tipo de área en la que se localizan:

-Urbanas: las localizadas en zonas edificadas de forma continua.

-Suburbanas: las que se encuentran en zonas con presencia continuada de edificios, separadas por zonas no urbanizadas (tierras agrícolas, pequeños lagos, bosques...).

-Rurales: las situadas en aquellas zonas que no satisfacen los criterios de las dos categorías anteriores.



- Según la principal fuente de emisión:

- De tráfico: Estaciones en las que su nivel de contaminación está determinado fundamentalmente por emisiones procedentes de los vehículos de carreteras o calles próximas.

- Industriales: Estaciones en las que su nivel de contaminación se debe principalmente a la contribución de fuentes industriales.

- De fondo: Estaciones en las que no se manifiesta ninguna fuente de emisión como predominante.

En el mapa de la CAPV (Ilustración 3) se puede apreciar que en el Parque Natural de Valderejo existe una estación de medición de la Red de Control de Calidad del Aire. El Parque Natural de Valderejo está situado lo suficientemente lejos de los principales centros urbanos como para clasificarlo como una zona rural y de fondo. De esta manera, los datos obtenidos en la estación de la Red de Control y Calidad del Aire se utilizan para poder realizar estimaciones adecuadas de las conductas de COV y de la formación de ozono en ese emplazamiento.



Ilustración 3: Estaciones de la Red de Control de Calidad de Aire de Euskadi.

Además de las estaciones fijas la Red también cuenta con equipos móviles para poder realizar campañas en diferentes puntos del territorio. Aparte de los contaminantes

tradicionales también pueden medir compuestos orgánicos volátiles o metales pesados, entre otros.

Este equipamiento dispone de analizadores y sensores que miden en continuo, las 24 horas del día y los 365 días del año, las concentraciones de los contaminantes que establece la normativa en materia de calidad del aire. Toman una muestra del aire ambiente y después de ser acondicionada y homogeneizada la analizan, en periodos que van desde los 10 segundos hasta el cuarto de hora, dependiendo del contaminante a analizar.

Cada analizador está conectado en continuo a un terminal de adquisición de datos, que captura todos los resultados de cada análisis de cada analizador y recopila y almacena el valor promedio cada cuarto de hora. Estos datos se transmiten continuamente a la estación central de datos en Bilbao.

Después de recibir los datos se hace una validación automática y se publican en la web del Departamento de Medio Ambiente, Planificación Territorial y Vivienda del Gobierno Vasco ofreciendo de ésta manera información a la ciudadanía.

Los analizadores automáticos recolectan muestras de aire en tiempo real y se basan en métodos físicos o químicos para detectar el gas o las partículas a medir. La técnica de medición es específica para cada contaminante. En el caso del ozono se utiliza la absorción UV basado en la norma de referencia UNE-EN 14625:2013, método normalizado de medida de la concentración de ozono por fotometría ultravioleta.

Este método se basa en las características de absorción de la radiación ultravioleta de la molécula de ozono. Se mide el cambio de intensidad que sufre un haz de radiación ultravioleta al atravesar un determinado volumen de gas que contiene moléculas de ozono. Si la distancia entre la fuente de luz y el detector se mantiene constante, la intensidad que se reciba dependerá del coeficiente de absorción del ozono (conocido) y de la concentración del ozono.



La absorción se determina por la ley de Lambert-Beer, que se suele expresar como:

$$I_{\lambda} = I_{0\lambda} e^{-K_{\lambda} C L}$$

I_{λ} : Intensidad de radiación después de la absorción en la celda

$I_{0\lambda}$: Intensidad de radiación de la fuente original

K_{λ} : Coeficiente de absorción característico del O_3

C: Concentración del O_3

L: Longitud del camino óptico recorrido

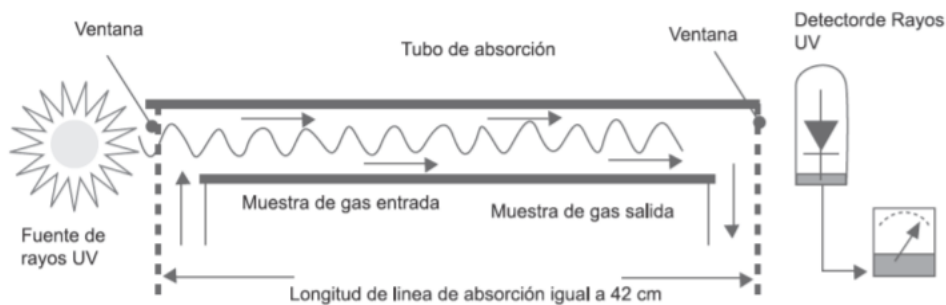


Ilustración 4: Método normalizado de medida de la concentración de ozono por fotometría ultravioleta.

El sistema electrónico resuelve la ecuación de Lambert-Beer y calcula la concentración de ozono.

En Euskadi, como se ha mencionado anteriormente se dispone de una red de control y vigilancia que mide en tiempo real una serie de parámetros para obtener el Índice de Calidad del Aire (ICA), entre los que se encuentran los cinco contaminantes se tienen en cuenta para el cálculo del ICA: partículas en suspensión ($PM_{2,5}$ y PM_{10}), ozono troposférico (O_3), dióxido de nitrógeno (NO_2) y dióxido de azufre (SO_2), en estaciones distribuidas en distintas zonas.

Para el cálculo del índice se utilizan los valores de concentraciones horarias en los contaminantes NO_2 , O_3 y SO_2 , y por lo que respecta a PM_{10} y $\text{PM}_{2,5}$, el cálculo se hace en base a la media móvil de la 24h anteriores. Así se establece un ICA por contaminante y por estación, este último definido por el peor de los ICAs de todos los contaminantes.

Los rangos establecidos en el Índice Nacional de Calidad del Aire (O. TEC/351/2019, de 18 de marzo) para cada nivel y para cada contaminante son los siguientes:

Tabla 7: Niveles de calidad del aire para cada uno de los contaminantes empleados en el cálculo del índice de calidad del aire.

Estado de calidad del aire	SO_2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	NO_2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	O_3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM_{10} $\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\text{PM}_{2,5}$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$
MUY BUENO	0-100	0-40	0-80	0-20	0-10
BUENO	101-200	41-100	81-120	21-35	11-20
REGULAR	201-350	101-200	121-180	36-50	21-25
MALO	351-500	201-400	181-240	51-100	26-50
MUY MALO	501-1250	401-1000	241-600	110-1200	51-800

Además del ICA, pinchando sobre cada estación se pueden obtener los datos de cada uno de los contaminantes registrados (Ilustración 5), así como los parámetros meteorológicos.



Ilustración 5: Datos en la red de la estación de Valderejo.

1.6.1.- Zonificación para el ozono

La zonificación consiste en dividir el territorio con el objetivo de gestionar la calidad del aire, en la actualidad la CAPV se divide en 8 zonas. En el caso de metales, Pb y Benceno, se considera como única zona todo el territorio del País Vasco ([MITECO, 2018b](#)).



Ilustración 6: Zonificación para la evaluación de la Calidad del Aire en la CAPV.

La evaluación del Ozono es compleja por tratarse de un contaminante secundario con un transporte a larga distancia y unos niveles de fondo con variaciones constantes. Por tanto, en el Informe Final del "Estudio y Evaluación de la Contaminación atmosférica por Ozono Troposférico en España" elaborado por el CEAM se recomendaba una zonificación separada para el ozono ([CEAM, 2009](#)).

El análisis estadístico de los niveles de ozono realizado del 2004 al 2013 en el País Vasco indica un comportamiento en la evolución anual unida a la climatología. Por tanto, el País Vasco se divide en las siguientes cuatro regiones climáticas en las cuales se basa la zonificación del ozono.

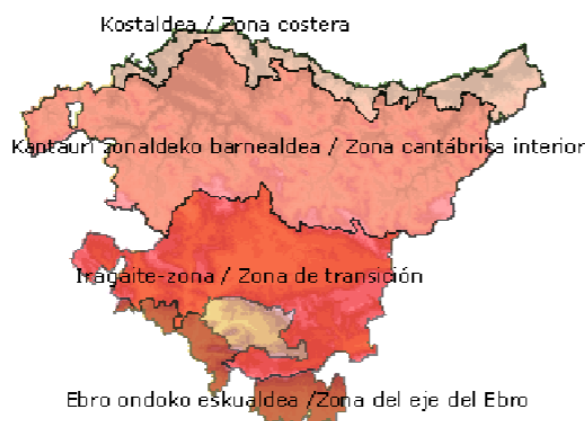


Ilustración 7: División climática de Euskadi.

Teniendo en cuenta la división climática, en la zona costera el nivel de concentración de ozono comienza a descender en abril siendo mínima entre julio y agosto y de nuevo empieza a subir ligeramente en septiembre. Esto podría deberse al desarrollo cada vez más intenso y duradero de las brisas de mar en los meses de verano. Además, en esta zona el ozono no se acumula, sino que se transporta al interior por efecto del viento. La masa aérea procedente de la zona costera puede traer precursores emitidos en ella que van reaccionando y generando ozono a medida que son transportados al interior.

En las zonas situadas más al Sur, el valor medio es similar entre abril y septiembre. La orografía de cada estación afecta a las concentraciones, ya que dificulta el transporte de masas de aire.

Así, se considera adecuado que la clasificación del O_3 se haga basándose en las distintas zonas climáticas, aunque debido a la alta densidad de la población de Bilbao y alrededores se identifica una Aglomeración dentro de la Zona denominada Valles Cantábricos quedando finalmente dividido en 5 zonas ([MA-GV, 2015](#)):

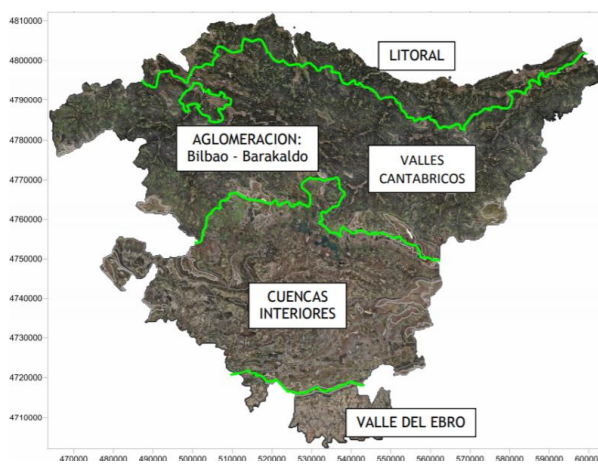


Ilustración 8: Zonificación para la Evaluación de O_3 .

Finalmente, se han establecido unos límites para las zonas, teniendo en cuenta en ocasiones los límites de los territorios históricos y en otras desplazándolos pero teniendo en cuenta las diferencias climatológicas, la topografía y las divisiones administrativas.

2.- CONTEXTO

La Agencia Europea del Medio Ambiente, en su último informe de análisis de la calidad del aire en Europa ([EEA, 2019](#)), afirma que entre el 7 – 55% de la población urbana europea ha estado expuesta a niveles superiores al valor objetivo de ozono para protección a la salud ($120 \mu\text{gO}_3 \cdot \text{m}^{-3}$ como máximo diario de las medias móviles octohorarias) desde el año 2000. El porcentaje de población urbana expuesta a niveles de ozono superiores a los valores guía de la OMS salud ($100 \mu\text{gO}_3 \cdot \text{m}^{-3}$ como máximo diario de las medias móviles octohorarias), es aún más alto, fluctuando entre el 94 – 99% desde el año 2000. Por otra parte, el porcentaje de población urbana expuesta a concentraciones superiores al valor límite anual para dióxido de nitrógeno ($40 \mu\text{gNO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$ promedio anual), que es el mismo valor guía de la OMS, ha disminuido gradualmente desde el máximo alcanzado en 31% en 2003, y se ha estabilizado entre 7% y 9% desde 2012.

A nivel de la CAPV, en la última evaluación de la calidad del aire realizada en el año 2018 ([MA-GV, 2019](#)), en el caso del NO_2 se cumplen los valores límites establecidos en la normativa de calidad del aire. En las estaciones de tráfico de las capitales: Ategorrieta (Donosti), Easo (Donosti), Av. Gasteiz (Vitoria), M^a Díaz de Haro (Bilbao) y Mazarredo (Bilbao) no se detectan valores horarios por encima de $200 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ en ningún caso. Las medias anuales de estas y otras estaciones de tráfico se situaron entre $22\text{-}30 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$.

En M^a Díaz de Haro (Bilbao) la estación de tráfico que el año 2017 superó el valor límite anual de $40 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, en 2018 el promedio fue de $39 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. Ha habido una reducción de 43 a 39 pero hay que considerar que meteorológicamente el año 2018 ha sido más favorable para la calidad del aire que el 2017. Con la superación del 2017, en el 2018 se puso en marcha un proyecto para disponer de un mapa de calidad del aire de la ciudad y tomar medidas concretas relacionadas con el tráfico tanto en la zona como en toda la ciudad.



Información del proyecto para mejorar los niveles de NO ₂ en M ^a Díaz de Haro:	
Fecha aprobación	<p>El 28 de mayo de 2018 se firmó el convenio entre el Departamento de Medio Ambiente, Planificación territorial y Vivienda y el Ayuntamiento de Bilbao para elaborar un plan de mejora de calidad del aire del municipio de Bilbao</p> <p>Se está finalizando el proyecto y la definición de medidas para su próxima publicación.</p>
Contaminante objeto de reducción	NO ₂ aunque se ha calculado también para PM10 y PM2,5

Ilustración 9: Información del proyecto para mejorar los niveles de NO₂ en M^a Díaz de Haro.

En cuanto al O₃, en la última evaluación de la calidad del aire realizada en el año 2018 (MA-GV, 2019), se registraron valores por encima de los 180 µg·m⁻³ (umbral de información a la población) únicamente en la estación de Valderejo el día 3 de agosto a las 17:00 h. Respecto al valor objetivo para la protección de la salud humana (un máximo de 25 veces por encima de 120 µg·m⁻³, como promedio en tres años) no ha habido superaciones. Las estaciones que más veces superaron el objetivo a largo plazo de 120 µg·m⁻³ fueron las estaciones de: Valderejo, Jaizkibel, Urkiola, Pagoeta y Elciego. Todas ellas estaciones situadas a más altura y en áreas rurales.

Desde marzo de 2020, las medidas de confinamiento ocasionadas por el COVID-19, han supuesto reducciones importantes de la movilidad y de la actividad económica que han hecho que la calidad del aire mejore, reduciéndose entre otros contaminantes los niveles de NO_x y cuya incidencia en los niveles de O₃ ha sido más desigual en la CAPV.

Fruto de la declaración del estado de alarma por Real Decreto 463/2020, de 14 de marzo, prorrogado varias veces hasta el final del estado de alarma, el 19 de junio de 2020, se han adoptado una serie de medidas restrictivas de movilidad de las personas que han supuesto una **reducción importante del transporte**



(restricciones generales) hasta el 4 de mayo de 2020 que empezó la Fase 0, y en menor medida, una **reducción de la actividad industrial y la generación de electricidad (restricciones actividades no esenciales)**, entre el 30 de marzo y 12 de abril de 2020, fuentes principales de la emisión de los contaminantes a la atmósfera.

Antes de finalizar este TFG se han conseguido los datos de movilidad de tráfico proporcionados por el ayuntamiento de Bilbao que indican un evidente descenso. Por tanto, teniendo en cuenta que el tráfico es el principal factor que influye en la calidad del aire urbano, es evidente que una reducción mejore la calidad del aire, aunque se deba a circunstancias tan excepcionales como las derivadas del estado de alarma.

En este TFG se analiza el impacto de la reducción de emisiones de NO_x en la calidad del aire de las tres capitales de la CAPV (zona urbana) y en el parque natural de Valderejo (zona rural de fondo), que debido al confinamiento y a las restricciones tanto de tráfico como de actividad económica para frenar la expansión del COVID-19, han tenido un claro impacto en el descenso de los niveles de NO_x y un impacto desigual en los niveles de ozono, del cual son precursores.



3.- OBJETIVOS Y ALCANCE DEL TRABAJO

El **objetivo principal** de este TFG es analizar el impacto de las medidas de confinamiento establecidas en la CAPV, con restricciones de actividades no esenciales y generales de movilidad, para frenar la pandemia COVID-19, en la calidad del aire de las tres capitales y en un parque natural de la CAPV, durante el estado de alarma, entre el 14 de marzo y el 19 de junio de 2020, periodo **COVID 2020**, y durante el periodo COVID equivalente **promedio de los ocho años anteriores COVID (2012-2019)**.

Los **objetivos específicos** del TFG son:

- Analizar la variación de los niveles de NO₂ y O₃ en las tres capitales de la CAPV y en el parque natural de Valderejo, **durante el periodo COVID**, eligiendo adecuadamente las estaciones urbanas de la red de control de calidad del aire representativas de la cada capital.
- Estudiar los niveles de NO₂ y O₃ de forma **mensual**, durante el periodo COVID 2020, del 16 de **marzo** al 21 de **junio** de 2020, y el periodo equivalente promedio de los ocho años anteriores COVID (2012-2019), para determinar el mes con mayores variaciones en los niveles de los dos contaminantes estudiados.
- Establecer la influencia de las diferentes restricciones semanales, **durante las 14 semanas COVID**, en la variación de los niveles de NO₂ y de O₃ en las zonas urbanas y de fondo de la CAPV.
- Examinar los **promedios diarios** de los dos contaminantes en estudio, durante los **98 días** comprendidos entre el 16 de marzo al 21 de junio de 2020, y el periodo equivalente promedio de los ocho años anteriores COVID (2012-2019).



- Estudiar la influencia de procesos meteorológicos favorables a la dispersión y/o acumulación de contaminantes durante el periodo COVID y su influencia en los niveles registrados en zonas urbanas y de fondo de la CAPV.

El **alcance** de este trabajo fin de grado es el análisis del impacto de la pandemia COVID-19 en los niveles de dióxido de nitrógeno y de ozono troposférico, en las tres capitales de la CAPV (zonas urbanas) y en un parque natural (zona de fondo rural), entre el 16 de marzo y el 21 de junio de 2020, 14 semanas naturales de lunes a viernes, durante los 98 días del denominado periodo **COVID 2020**, y durante el periodo COVID equivalente promedio de los ocho años anteriores COVID (2012-2019).

Para realizar este análisis, se ha establecido una metodología cuyo objetivo es examinar la variación de niveles durante el **periodo COVID completo**, mensual, entre los meses de **marzo a junio**, semana a semana, con estudio detallado de las **14 semanas COVID**, para establecer posibles relaciones con las diferentes restricciones en cada fase, y finalmente un análisis diario detallado durante los **98 días** del periodo **COVID 2020**, entre el 16 de marzo y el 21 de junio de 2020, y durante el periodo COVID equivalente **promedio de los ocho años anteriores COVID (2012-2019)**.

La paralización prácticamente total de actividades no esenciales y la abrupta caída en los niveles de tráfico en la CAPV, ha sido una oportunidad para poder estudiar en detalle su impacto en la calidad el aire urbano y de fondo de la CAPV. Este "experimento a gran escala" ha proporcionado una información fundamental, de difícil acceso bajo otras circunstancias, que permitirá a las administraciones tomar, con mayor precisión, medidas para mejorar la calidad del aire de la CAPV, facilitar información clara a la ciudadanía, y, como consecuencia, lograr una mayor implicación en la protección de la salud de los ciudadanos.



4.- BENEFICIOS QUE APORTA EL TRABAJO

La contaminación atmosférica es una de las principales preocupaciones de la sociedad, y entre los contaminantes que más preocupan se encuentran el dióxido de nitrógeno (NO₂) y el ozono troposférico (O₃). En principio, las medidas para reducir eficazmente la contaminación por NO₂ son relativamente sencillas de identificar; sin embargo, reducir la contaminación por O₃ es mucho más complejo porque se trata de un contaminante secundario que no se emite directamente sino que se genera a partir de reacciones químicas en la atmósfera ([Gómez M.C., 2020](#)).

Por ello, este trabajo Fin de Grado se centra en estos dos contaminantes clave, el NO₂ y el O₃, que inciden directamente en la calidad del aire, y cuyo impacto es importante no solo en la salud humana, sino también en la degradación de materiales y en los seres vivos y ecosistemas.

Desde marzo de 2020, las restrictivas medidas de movilidad, unidas a periodos aún más restrictivos de actividades no esenciales que fueron tomados para frenar la pandemia COVID-19, han hecho que la calidad del aire mejore, reduciéndose entre otros contaminantes los niveles de NO_x y cuya incidencia en los niveles de O₃ ha sido más desigual. Debido a estas medidas drásticas adoptadas por todos los países para limitar los efectos de la pandemia son evidentes los inesperados beneficios en el medio ambiente, la economía y en la salud de la ciudadanía.

• Beneficios ambientales:

Los NO_x son los principales precursores del ozono y debido a la pandemia del COVID-19 **se han reducido mucho los niveles NO_x en las tres capitales de la CAPV**, con repercusiones desiguales en los niveles de O₃ registrados en Bilbao, San Sebastián/Donostia y Vitoria/Gasteiz, y con una **clara disminución de los**



niveles de fondo de O₃ que se han registrado en zonas de fondo rural como Valderejo.

Aunque el alivio sea momentáneo y no resuelva, de fondo, la crisis climática actual, lo cierto es que el coronavirus está trayendo buenas noticias al medio ambiente. El efecto en la calidad del aire no durará más allá del tiempo que dure la pandemia, por lo que a largo plazo “no es muy relevante”, aunque supone un pequeño experimento para demostrar los efectos inmediatos de detener las emisiones más contaminantes, como la industria y tráfico ([Querol X., 2020](#)).

De este modo, el análisis realizado en las zonas urbanas de los NO_x y O₃ es imprescindible para valorar el comportamiento que se ha dado en las zonas urbanas ante la drástica disminución de los NO_x, y para valorar el impacto positivo en las zonas rurales, así como para identificar el posible impacto por transporte de contaminantes a larga distancia.

Por lo tanto, este proyecto ayudará a definir las **medidas a tomar para poder reducir los eventos de ozono de cara al futuro** en las tres capitales vascas, y conociendo el comportamiento de los NO_x y papel clave de estos en la formación de ozono, ayudará a predecir la influencia de la bajada de precursores como los NO_x en la formación de ozono en el parque natural de Valderejo. Además, podrá ayudar a elaborar estrategias efectivas de reducción y herramientas capaces de abordar la gestión de los eventos de ozono en zonas de fondo rural de la CAPV, y más concretamente en el parque natural de Valderejo en el que se superan puntualmente los límites legales establecidos para el ozono en los últimos años.

- **Beneficios sociales:**

Resulta esencial la concienciación e información de la población, en el ámbito del control de la contaminación atmosférica. No solamente es un beneficio medioambiental el hecho de que hayan disminuido los niveles de los NO_x y los niveles de fondo de O₃ durante la pandemia del COVID-19, mejorando la calidad del aire, sino que también es un beneficio social **informar a la población** sobre



cuestiones relacionadas con la mejora de la calidad del aire, con trabajos como este TFG que inciden en que **es posible mejorar la calidad del aire que respiramos, para lograr una mayor implicación de los ciudadanos.**

Según el informe especial de auditoría sobre contaminación atmosférica del Tribunal de Cuentas Europeo ([TCE, 2018](#)), **no se considera que la información facilitada a los ciudadanos sobre la calidad del aire sea clara ni suficiente.** Por lo tanto, resulta una barrera para el logro de una concienciación e información pública adecuadas, siendo ambas condiciones fundamentales para que los ciudadanos puedan participar en la política y tomar medidas e, incluso, adquirir una conducta más adecuada ([PNCCA, 2019](#)).

- **Beneficios económicos:**

Por último, garantizar una buena calidad el aire a la población traerá beneficios económicos, porque una **mala calidad del aire** tiene repercusiones económicas importantes, ya que **incrementa los costes médicos, reduce la productividad de los trabajadores y daña el suelo, las cosechas, los bosques, los lagos y los ríos** ([PNCCA, 2019](#)). La pandemia del COVID-19 ha ayudado a visualizar un mundo más sostenible.

Aunque la contaminación atmosférica suele estar asociada a episodios y a picos de contaminación, la exposición a largo plazo a dosis menores constituye una amenaza aun mayor para la salud humana ([EEA, 2018](#)). Se sabe que la exposición a largo plazo a la contaminación atmosférica contribuye al desarrollo de enfermedades crónicas pulmonares y cardíacas. Y además, entre los contaminantes ambientales más perjudiciales figuran los óxidos de nitrógeno (NOx) que son los que más muertes provocan en España (en torno a 6.000 al año), y el ozono troposférico (más de 500) ([SEPAR, 2019](#)).

Por tanto, es el momento de considerar cómo usar los estímulos económicos para apoyar un cambio que tenga en consideración la actual situación climática. Además, La necesidad de que los gobiernos apuesten por ejemplo, por sistemas de transporte más amigables con el ambiente (reduciéndose los NOx) debe ser



una prioridad ya que repercute en la salud de la población. Los planes de Ley Europea del Clima serán fundamentales para afrontar la reconstrucción de las economías europeas reconciliando el progreso con la salud del planeta. Representa una gran oportunidad, que además es absolutamente necesaria ([AEMA, 2020](#)).



5.- METODOLOGÍA SEGUIDA EN EL DESARROLLO DEL TRABAJO

Las redes de control de la calidad del aire son una herramienta fundamental para evaluar la calidad del aire, y en las últimas décadas se han desarrollado ampliamente por parte de ayuntamientos y comunidades autónomas, ya que según las competencias establecidas en la legislación (R.D. 102/2011), son las responsables de gestionar las redes de medición. En la CAPV la Red de Control de Calidad de Aire está integrada por estaciones que se disponen por todo el territorio vasco (53 estaciones), de esta forma se hace un control y vigilancia de la calidad del aire y contaminación.

En este TFG se ha trabajado con datos horarios de monóxido de nitrógeno (NO), dióxido de nitrógeno (NO₂) y ozono (O₃), entre los años 2012 a 2020, que se han obtenido de los datos oficiales de la Red de Control de Calidad del Aire de la CAPV, concretamente de [Open Data Euskadi](#) -calidad del aire, a los que se les ha hecho una primera validación, para depurar al menos los valores negativos, y componer la base de datos final con la que se ha trabajado en el TFG.

Open data Euskadi – calidad del aire, proporciona datos de concentración **horaria y diaria** de diversos contaminantes convencionales, entre ellos NO, NO₂ y O₃ en los que se centra este TFG, y que se miden de forma horaria, todos los días del año, en cada una de las 53 estaciones de la Red. Los archivos se pueden descargar en formato Excel horario, para cada una de las estaciones con la que se vaya a trabajar. Los Excel horarios se componen de 8760 datos de concentración horaria (365 días x 24 horas), de diversos contaminantes, cada año.

En el TFG se ha decidido trabajar con una **base de datos Excel para cada estación** de la Red seleccionada, que dispone en una pestaña con **182 datos con concentraciones horarias de NO, NO₂, O₃ y O₃ (8h) para el año 2020**, entre enero y junio, y en la misma hoja Excel, en otra pestaña, los **70.128 datos con concentraciones horarias de NO, NO₂, O₃ y O₃ (8h) de los años 2012 a 2019** (8760 horas x 8 años, promedio. 2012 y 2016 son bisiestos).



La razón de preparar así las bases de datos, es que el objetivo del TFG es analizar las concentraciones de NO₂ y O₃ entre el **16 de marzo y 21 de junio de 2020**, el denominado **periodo COVID**, y compararlo con el periodo COVID equivalente de los ocho años anteriores (**2012 a 2019**). Por eso, cada año se han seleccionado **98 días COVID**, pertenecientes a las **14 semanas naturales COVID de lunes a domingo**, entre mediados de marzo y mediados-finales de junio, cada año, tal como se detalla en la tabla 8, que sigue las directrices de la [Agencia de Medio Ambiente Europea](#) a la hora de seleccionar los periodos COVID equivalentes los años anteriores al 2020.

Tabla 8: Semanas COVID entre los años 2012 a 2019, equivalentes al periodo entre el 16 de marzo y 21 de junio de 2020. (14 semanas naturales, de lunes a domingo, 98 días).

AÑO	SEMANAS COVID (2012-2019)
2012	19 marzo – 17 junio
2013	18 marzo – 16 junio
2014	17 marzo – 22 junio
2015	16 marzo – 21 junio
2016	14 marzo – 19 junio
2017	13 marzo – 18 junio
2018	19 marzo – 21 junio
2019	18 marzo – 23 junio

Por ello, en la base de datos de cada estación, cada dato horario se ha etiquetado con la hora, día, mes y año y además se ha añadido, si es hora **COVID** o **NO COVID**, y en el caso de ser COVID, a qué **día del periodo COVID** pertenece entre 1-98 días COVID cada año, a qué **día de la semana** lunes-domingo, y qué **semana COVID** entre S1-S14. Estas etiquetas han permitido trabajar con tablas dinámicas que permiten filtrar los datos COVID y agrupar los datos horarios de NO_x y O₃, por hora del día, día de la semana, semanalmente o mensualmente, según el análisis que se vaya a realizar.

En el caso de las medias móviles octohorarias del día se ha realizado un paso previo para la obtención del promedio 2012-2019. Así, se han calculado en primer



lugar los promedios de O₃ (8h) de los últimos ocho años y se ha obtenido un promedio “ficticio” del periodo 2012-2019, y a continuación, se han seleccionado los máximos diarios de esos promedios O₃ (8h), siempre calculados para el periodo COVID 2012-2019.

Esta selección del periodo COVID es interesante hacerla así, para considerar el mismo número de lunes, martes... fines de semana, cada semana COVID de años anteriores, y poder ser comparables entre sí. Además, seleccionar semanas COVID naturales los años anteriores (2012-2019), permite reducir la influencia meteorológica y periodos vacacionales diferentes cada año. Por otro lado, la agrupación por semanas COVID en 2020 permite hacer un seguimiento a las reducciones de emisiones de NOx del tráfico e industriales, en cada fase del estado de alarma, y analizar si existe relación con alguna variación semanal en los niveles de calidad del aire de las tres capitales vascas y del parque natural de Valderejo desde el comienzo del estado de alarma, el 14 de marzo de 2020, hasta la finalización del mismo el 19 de junio de 2020, en el que entramos en la nueva normalidad. En la siguiente tabla se presenta en detalle las fechas de entrada de cada restricción y/o fase:

Tabla 9: Semanas naturales de lunes a domingo, correspondientes al estado de alarma durante la pandemia COVID-19, y restricciones y /o fases correspondientes. Fuente: elaboración propia.

Semana en el año 2020	Semana COVID	Restricciones por el estado de alarma pandemia COVID-19
16-22 marzo	S1	Restricciones generales
23-29 marzo	S2	Restricciones generales
30 marzo - 05 abril	S3	Restricciones actividades no esenciales
06-12 abril	S4	Restricciones actividades no esenciales
13-19 abril	S5	Restricciones generales
20-26 abril	S6	Restricciones generales
27 abril – 03 mayo	S7	Restricciones generales
04-10 mayo	S8	Fase 0. Preparación
11-17 mayo	S9	Fase 1 Vasca “plus de prudencia”
18-24 mayo	S10	Fase 1 Vasca “plus de prudencia”
25-31 mayo	S11	Fase 2
01-07 junio	S12	Fase 2
08-14 junio	S13	Fase 3
15-21 junio	S14	Fase 3



Como se ha comentado, en la CAPV la Red de Control de Calidad de Aire está integrada por estaciones que se disponen por todo el territorio vasco (53 estaciones), de esta forma se hace un control y vigilancia de la calidad del aire y contaminación. Las estaciones de control de la calidad del aire tienen medidores en continuo para registrar de forma horaria la concentración de contaminantes como los NO_x y el O₃, entre otros establecidos por la legislación (R.D. 102/2011).

Para la realización de este TFG se ha seleccionado varias estaciones pertenecientes a la Red de Control de Calidad del Aire de la CAPV en las tres capitales vascas, Bilbao, San Sebastián/Donostia y Vitoria/Gasteiz, y una estación rural de fondo situada en el parque natural de Valderejo en Álava (Ver ilustración 10).



Ilustración 10: Localización de las tres capitales vascas y el parque natural de Valderejo en la CAPV.

Las tres capitales evaluadas son representativas de la contaminación a la que está expuesta la población urbana en general, ya que suman un aproximadamente un 40 % de la población empadronada en la CAPV. Además, tal y como se aprecia en la siguiente ilustración 11 los niveles más elevados de NO₂ se registran alrededor de las tres capitales.



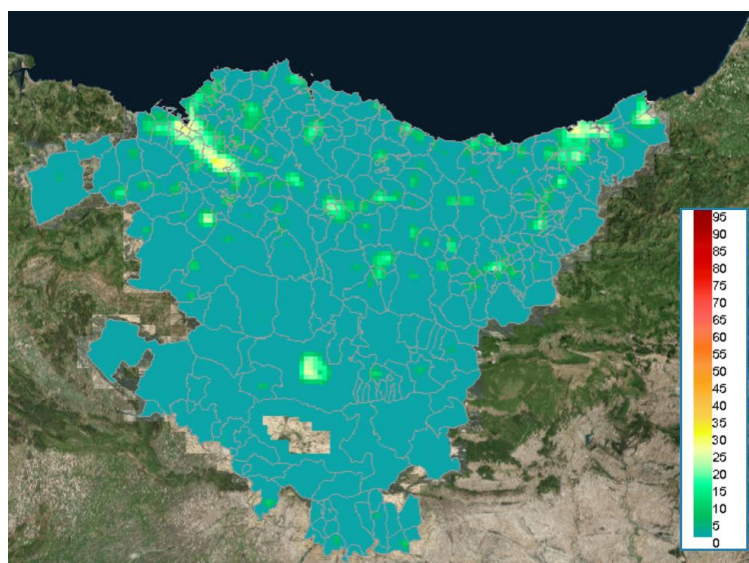


Ilustración 11: Concentración diaria de NO₂ en la CAPV. Fuente: (MA-GV, 2020).

Para calcular la media de la red de cada una de las capitales de la CAPV se han seguido las directrices de la Agencia de Medio Ambiente Europea a la hora de seleccionar las estaciones.

En el caso de Bilbao la AEMA recomienda seleccionar cinco estaciones que son las que se han seleccionado en este TFG: Parque Europa, Mazarredo, M^a Diaz de Haro, Erandio y Barakaldo (ver ilustración 12).



Ilustración 12: Estaciones urbanas seleccionadas que componen la media de la red de Bilbao.

En el caso de San Sebastián/Donostia la AEMA recomienda seleccionar cuatro estaciones que son las que se han seleccionado: Ategorrieta, Easo, Puyo y Avenida Tolosa (ver ilustración 13).



Ilustración 13: Estaciones urbanas seleccionadas que componen la media de la red de San Sebastián/Donostia.

Por último, para Vitoria/Gasteiz la AEMA recomienda seleccionar tres estaciones que son: Avenida Gasteiz, Los Herrán y Tres de Marzo (ver ilustración 14).



Ilustración 14: Estaciones urbanas seleccionadas que componen la media de la red de Vitoria/Gasteiz.

Por último, se ha elegido una estación de fondo rural destinada a la vigilancia de ozono. Concretamente la situada en el parque natural de Valderejo en Álava (ver ilustración 15).

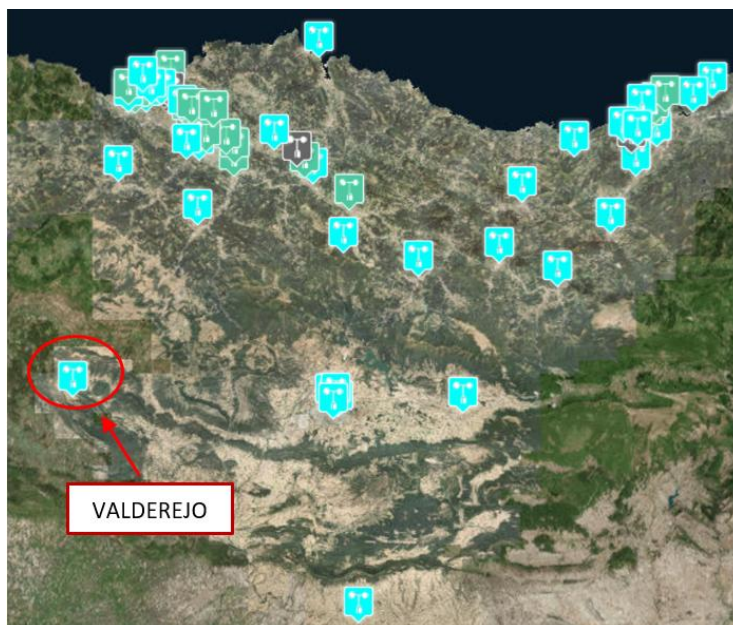


Ilustración 15: Estación rural de fondo de Valderejo.

Para el análisis de los niveles de ozono las estaciones de Control de Calidad del Aire de la CAPV seleccionadas son aquellas de las que se disponen datos de ozono en cada una de las capitales vascas: **M^a Díaz de Haro** en Bilbao y **Avenida Tolosa** en San Sebastián/Donostia, además de la estación de **Facultad de Farmacia** en Vitoria/Gasteiz, que mide exclusivamente ozono.

5.1- Descripción de los resultados

5.1.1.- Análisis de niveles de dióxido de nitrógeno, NO₂

Se han analizado las concentraciones horarias de NO₂ en las tres capitales vascas, y en la estación de fondo rural del parque natural de Valderejo (Álava), entre el **16 de marzo y 21 de junio de 2020**, las denominadas **semanas COVID**, y en las semanas COVID equivalentes de los ocho años anteriores (**2012 a 2019**) (Ver tabla 8).

Para el análisis de las tres capitales vascas se ha trabajado con las concentraciones horarias de NO₂ de un conjunto de estaciones urbanas de la red de control de calidad del aire de la CAPV, tal como se ha explicado en la metodología. Así, los datos de Bilbao se han obtenido de cinco estaciones urbanas de la red de control de la calidad del aire de la CAPV, en el área metropolitana de Bilbao: **Parque Europa, Mazarredo, M^a Díaz de Haro, Erandio y Barakaldo**. Por su parte, los datos de San Sebastián/Donostia se han obtenido en cuatro estaciones urbanas de la red control de la calidad del aire: **Ategorrieta, Easo, Puyo y Avenida Tolosa**. Finalmente, para el análisis de los niveles de NO₂ en Vitoria/Gasteiz se ha trabajado con los datos de tres estaciones urbanas de la red de control de la calidad del aire: **Avenida Gasteiz, Los Herrán y Tres de Marzo**.

Los resultados del análisis se recogen en la tabla 10, en la que se pueden observar los niveles promedio de NO₂ en las tres capitales vascas, en una estación urbana de tráfico en cada una de ellas, y además, en la estación de fondo rural de Valderejo, durante las semanas COVID, en 2020, y durante las 14 semanas COVID correspondientes entre 2012-2019.

La concentración promedio de NO₂ en las **tres capitales vascas** entre el 16 de marzo y el 21 de junio de 2020, en orden descendente, ha sido de **16 µg NO₂·m⁻³ en Bilbao, 13 µg NO₂·m⁻³ en Donostia y 9 µg NO₂·m⁻³ en Gasteiz** mientras el equivalente para el periodo 2012-2019 fue de **29 µg NO₂·m⁻³ en Bilbao, 23 µg**



$\text{NO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$ en Donostia y $22 \mu\text{g NO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$ en Gasteiz lo que supone un descenso del 47% en Bilbao y 45% en Donostia, llegando a un descenso del 60% en Gasteiz, igual al registrado en la estación de fondo rural del parque natural de Valderejo que registra un descenso del 60%, situándose en tan solo $2 \mu\text{g NO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$ entre el 16 de marzo y el 21 de junio de 2020.

Tabla 10: Promedio de NO_2 en las tres capitales vascas, en una estación urbana seleccionada y en Valderejo, en 2020 y entre 2012-2019, durante el periodo COVID. Fuente: elaboración propia.

	NIVELES PROMEDIO DE NO_2 ($\mu\text{g NO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$) PERIODO COVID (2012-2019)		NIVELES PROMEDIO DE NO_2 ($\mu\text{g NO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$) PERIODO COVID 16 marzo-21 junio (2020)		Reducción de los niveles de NO_2 (%)	
BILBAO	MAZARREDO $29,1 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$	$29,4 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$	MAZARREDO $15,2 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$	$15,7 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$	MAZARREDO 48%	47%
SAN SEBASTIÁN/ DONOSTIA	EASO $29,0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$	$23,2 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$	EASO $19,1 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$	$12,6 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$	EASO 34%	45%
VITORIA/ GASTEIZ	AVD. GASTEIZ $23,3 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$	$21,6 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$	AVD. GASTEIZ $11,7 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$	$8,7 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$	AVD. GASTEIZ 50%	60%
	VALDEREJO $5,0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$		VALDEREJO $2,0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$		VALDEREJO 60%	

En el caso de las estaciones de tráfico seleccionadas en cada capital, la concentración promedio de NO_2 entre el 16 de marzo y el 21 de junio de 2020 ha sido de $15 \mu\text{g NO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$, mientras el equivalente para el periodo 2012-2019 fue de $27 \mu\text{g NO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$, lo que supone un descenso del 48% en Mazarredo (Bilbao), del 34% en Easo (Donostia), y un descenso del 50% en Avenida Gasteiz (Gasteiz). Los descensos tan dispares entre estaciones, confirman el hecho de que no se pueda analizar las concentraciones de NO_2 en una única ubicación en cada capital, sino que es necesario tomar datos de un conjunto de estaciones urbanas de la red de control de calidad del aire de la CAPV, y realizar el promedio de todas ellas, para calcular el descenso de los niveles de NO_2 en cada una de las capitales vascas (ver gráfico 1).



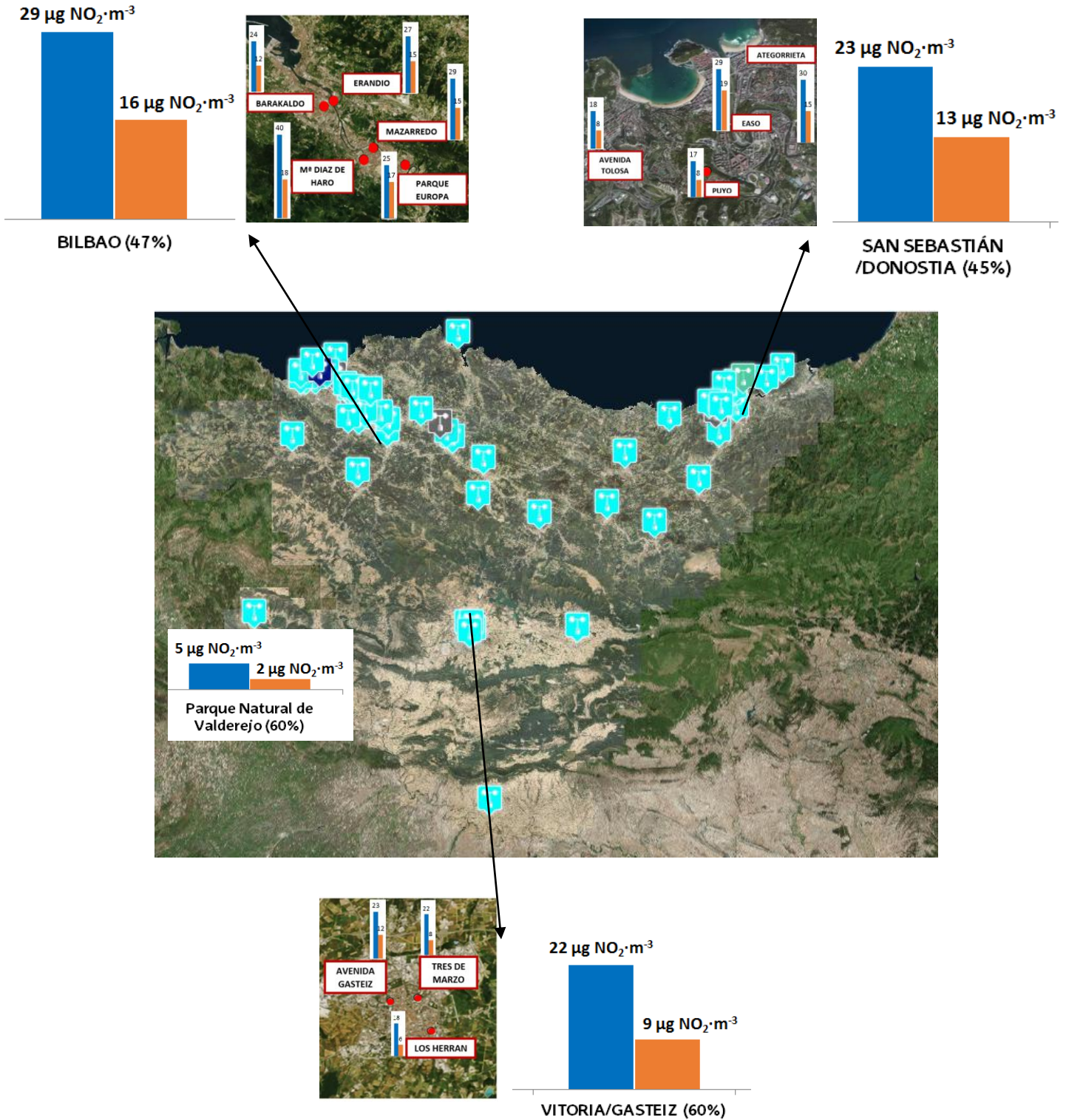


Gráfico 1: Promedio de NO₂ en las tres capitales vascas y en el parque natural de Valderejo en 2020 (amarillo) y entre 2012-2019 (azul), durante el periodo COVID.

Este mismo esquema de toma de datos de un conjunto de estaciones urbanas en cada capital, es el que se ha seguido para analizar cuál ha sido la/s semana/s con mayor/es reducción/es de los niveles de NO₂, durante el periodo de confinamiento por la COVID-19 (ver tabla 9). Así, se han analizado los niveles semanales de NO₂ entre el **16 de marzo y el 21 de junio de 2020, 14 semanas naturales completas**, correspondientes al periodo que se ha denominado COVID, y los niveles semanales promedio de NO₂ de las semanas correspondientes a los cuatro años anteriores (2016-2019).

5.1.1.1- Análisis de los niveles de NO₂ en Bilbao

Para analizar cuál ha sido la/s semana/s con mayor/es reducción/es de los niveles de NO₂ en Bilbao, durante el periodo de confinamiento por la COVID-19, se analizan a continuación, los niveles semanales de NO₂ entre el **16 de marzo y el 21 de junio de 2020, 14 semanas naturales completas**, correspondientes al periodo que se ha denominado COVID, y los niveles semanales promedio de NO₂ de las semanas correspondientes a los cuatro años anteriores (2016-2019), en la ciudad de Bilbao (ver tabla 11).

Tabla 11: Promedios semanales de NO₂ durante el periodo 16 de marzo al 21 de junio de 2020 y las semanas correspondientes de los cuatro años anteriores (2016-2019). Fuente: elaboración propia.

Semana en el año 2020	2020 BILBAO	2016-2019 BILBAO	Semana	Reducción de los niveles de NO ₂ (%)
	Promedio semanal NO ₂ (µg·m ⁻³)	Promedio semanal NO ₂ (µg·m ⁻³)		
16-22 marzo	21,8	34,2	S1	36
23-29 marzo	19,8	28,6	S2	31
30 marzo - 05 abril	14,1	28,0	S3	50
06-12 abril	11,8	32,8	S4	64
13-19 abril	12,8	27,2	S5	53
20-26 abril	14,7	26,6	S6	45
27 abril – 03 mayo	11,2	25,2	S7	56
04-10 mayo	15,5	27,1	S8	43
11-17 mayo	12,4	25,1	S9	51
18-24 mayo	17,7	26,5	S10	33
25-31 mayo	20,5	26,3	S11	22
01-07 junio	12,6	21,9	S12	42
08-14 junio	17,7	21,1	S13	16
15-21 junio	17,8	21,5	S14	17



Se puede observar una **clara disminución de los niveles de NO₂ en Bilbao en el año 2020**, en el periodo COVID, de entre **16-64%**, cuando se compara con el promedio (2016-2019) del mismo periodo COVID. Entre las 14 semanas COVID en estudio, destaca la importante disminución de los niveles de NO₂ en Bilbao en el periodo **semanas S3-S9** (semana del 30 marzo – 17 mayo), desde la entrada de la **fase de restricciones actividades no esenciales – hasta la fase 1**, con los **porcentajes de reducción más altos, entre el 43-64%**, que sitúan los niveles de NO₂ en tan sólo 15,5-11,2 µg NO₂·m⁻³.

Como se puede apreciar, la mayor reducción de los niveles de NO₂ en Bilbao se produce la **S4** (S4, semana del 06-12 abril), **semana final de la fase de restricciones actividades no esenciales**, con una reducción del **64%**, la máxima reducción observada, seguido de la **S7** (S7, 23 abril – 03 mayo), **semana final de la fase de restricciones generales**, con una reducción del **56%** y la **S5** (S5, 13-19 abril), primera semana de la **fase de restricciones generales**, con una reducción del **53%**.

En el gráfico 2 se han representado gráficamente los datos de la tabla 11, para observar la evolución semanal de los niveles de NO₂ en Bilbao, durante las **14 semanas COVID en estudio**, entre el 16 de marzo y el 21 de junio de 2020, y los niveles correspondientes los **4 años anteriores (2016-2019)**, esas mismas semanas. Además se ha incluido el número de vehículos que entraron a Bilbao durante el periodo COVID.

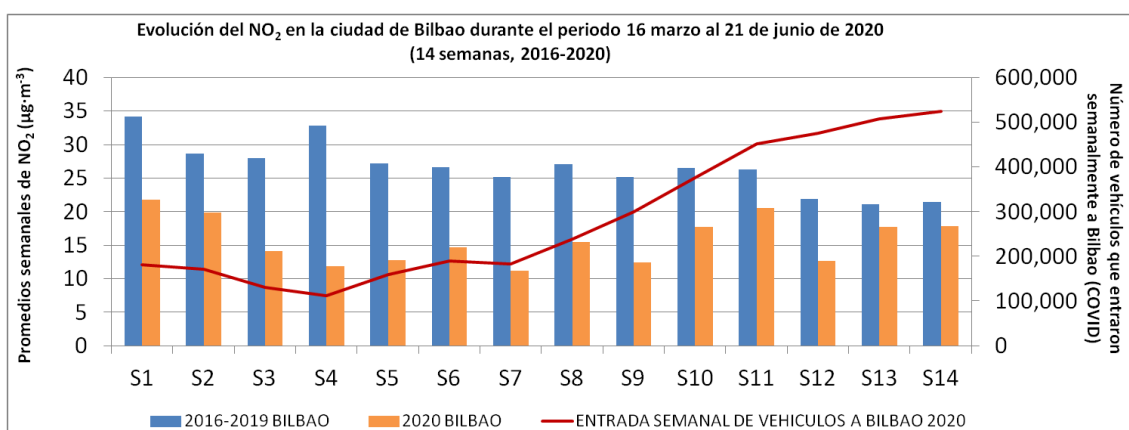


Gráfico 2: Evolución de los niveles semanales de NO₂ en Bilbao durante las 14 semanas COVID y los niveles promedio semanales de NO₂ correspondientes los 4 años anteriores (2016-2019).



Como se puede comprobar, la semana con el **menor número de vehículos de entrada a Bilbao** (112,377 vehículos, promedio semanal), es la semana 4 (S4), y se corresponde con la **mayor reducción de los niveles de NO₂ en Bilbao**, un **64%**, que sitúa los niveles semanales de NO₂ en **11,8 µg NO₂·m⁻³**. Por su parte, la semana 7 (S7), presenta el **menor promedio semanal de NO₂** de todo el periodo COVID en Bilbao, con **11,2 µg NO₂·m⁻³**, coincide con un ligero descenso de entrada semanal de vehículos a Bilbao (183,631 vehículos, promedio semanal) respecto a la semana anterior. Finalmente, destaca la semana 9 (S9), que a pesar de estar en plena **fase de aumento sustancial del tráfico** (300,234 vehículos, promedio semanal), presenta aún una **reducción del 51% de los niveles de NO₂ en Bilbao** en 2020, respecto al mismo periodo 2012-2019, y sitúan los niveles semanales de NO₂ en **12,4 µg NO₂·m⁻³**.

A continuación se ha calculado el promedio diario de los niveles de NO₂ durante los 98 días del periodo COVID de los últimos años (2012-2019) para compararlos con el periodo COVID, del 16 de marzo al 21 de junio 2020 (98 días). Los descensos más acusados en los niveles de NO₂ en Bilbao coinciden en el periodo **semanas S3-S9** (ver gráfico 3), correspondientes al periodo **6 abril-17 mayo de 2020**, desde la entrada de la **fase de restricciones actividades no esenciales** – hasta la **Fase 1**, es decir, coinciden en las semanas comentadas anteriormente.

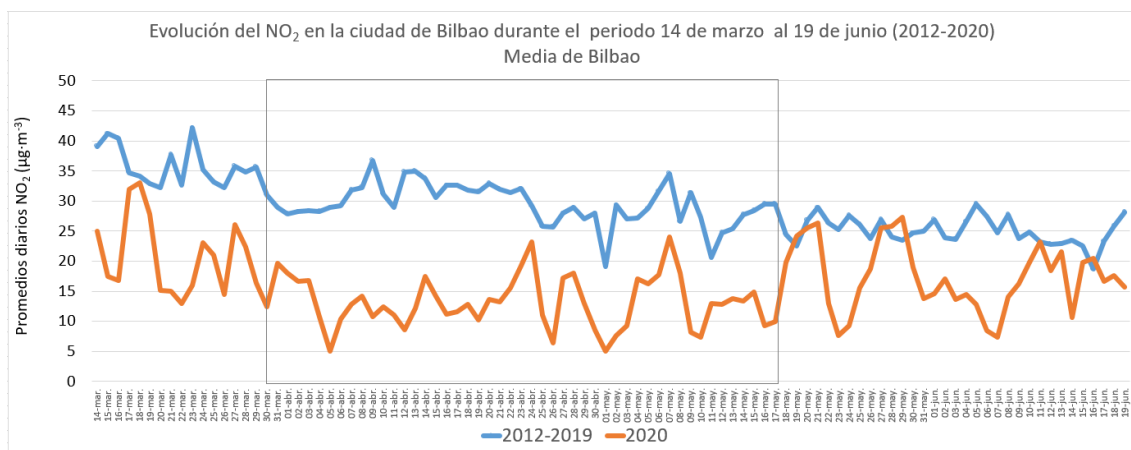


Gráfico 3: Evolución de los promedios diarios de NO₂ en Bilbao durante el periodo 14 de marzo al 19 de junio en la estación de la media de Bilbao.

Para comprobar la correlación entre el descenso del **tráfico diario en Bilbao** y la reducción de los **niveles diarios de NO₂**, se han representado gráficamente el número de vehículos que entra diariamente a Bilbao frente a los promedios diarios de NO₂ durante el periodo 16 de marzo al 21 de junio de 2020, 98 días COVID (ver gráfico 4).

Se puede observar que, de nuevo, los descensos más acusados en los niveles de NO₂ en Bilbao coinciden en la semana 4 (S4), que presenta el **menor número de entrada de vehículos a Bilbao** (entre 8,225 y 25,205 vehículos, promedio diario), y sitúan los promedios diarios de NO₂ entre **8,6 y 14,2 µg NO₂·m⁻³**, destacando de nuevo la semana 9 (S9, semana del 11-17 mayo), **comienzo de la fase 1**, en la que a pesar de estar en plena **fase de aumento sustancial del tráfico** (entre 16,849 y 52,687 vehículos, promedio diario), presenta aún bajos promedios diarios de NO₂ entre **9,2 y 14,8 µg NO₂·m⁻³**,

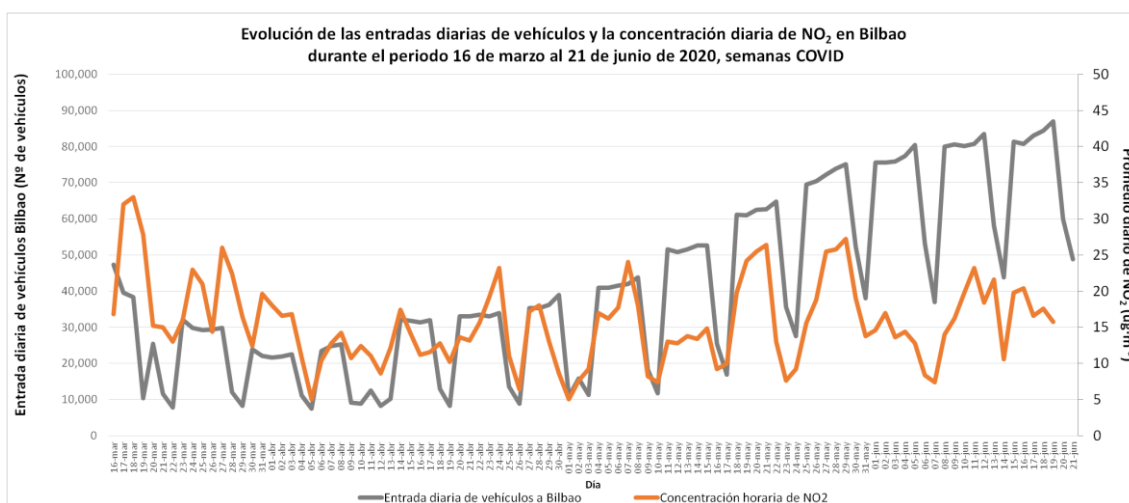


Gráfico 4: Correlación entre la reducción de los niveles diarios de NO₂ y el descenso del tráfico diario, durante el periodo 16 de marzo al 21 de junio de 2020, en Bilbao, semanas COVID.

5.1.1.2- Análisis de los niveles de NO₂ en San Sebastián/Donostia.

En cuanto a San Sebastián/Donostia en el gráfico 5 se puede observar la evolución de los niveles de NO₂ durante las **14 semanas COVID en estudio**, entre el 16 de



marzo y el 21 de junio de 2020, y los niveles correspondientes los **4 años anteriores (2016-2019)**, esas mismas semanas.

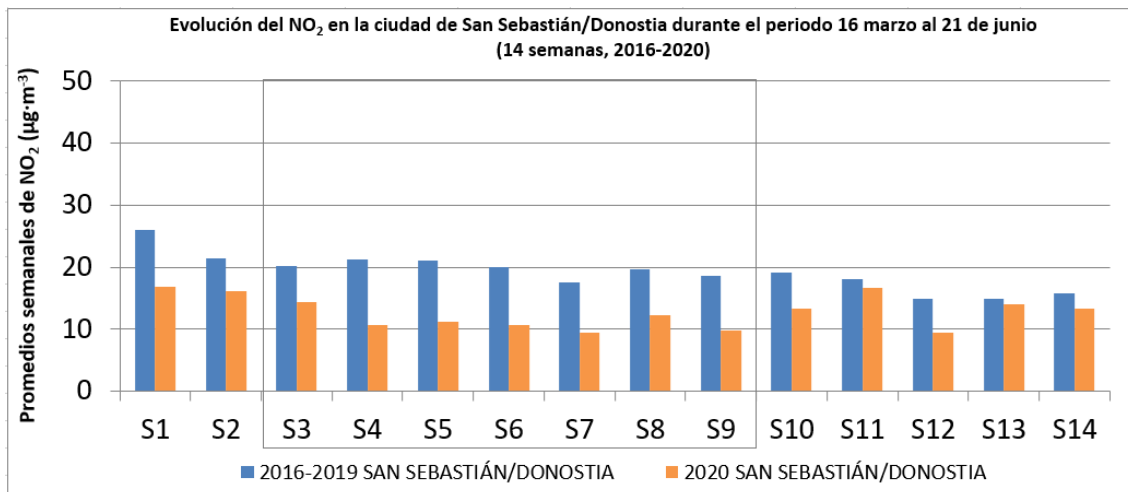


Gráfico 5: Evolución de los niveles semanales de NO₂ en San Sebastián/Donostia durante las 14 semanas COVID y los niveles promedio semanales de NO₂ correspondientes los 4 años anteriores (2016-2019).

En este caso, como se puede observar en la tabla 12, se produce una clara disminución de los niveles de NO₂ en San Sebastián/Donostia en el año 2020, en el periodo COVID, de entre 6-50%, cuando se compara con el promedio (2016-2019) del mismo periodo COVID.

Entre las 14 semanas COVID en estudio, destaca la importante disminución de los niveles de NO₂ en San Sebastián/Donostia en el periodo **semanas S3-S9** (semana del 30 marzo – 17 mayo), desde la entrada de la **fase de restricciones actividades no esenciales** – hasta la **fase 1**, con los **porcentajes de reducción más altos, entre el 38-50%**, que sitúan los niveles de NO₂ en tan sólo 9,4-14,4 µg NO₂·m⁻³. En general, los porcentajes de reducción son menores que los de Bilbao pero coincide en las mismas semanas, entre la semana tres (S3) y nueve (S9).

Como se puede apreciar, la mayor reducción de los niveles de NO₂ en San Sebastián/ se produce la **S4** (S4, semana del 06-12 abril), **semana final de la fase de restricciones actividades no esenciales**, con 10,7 µg NO₂·m⁻³ que supone la

máxima reducción observada, **50%**, seguido de la **S5** (S5, 13-19 abril) primera semana de la **fase de restricciones generales**, con $11,2 \mu\text{g NO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$, la **S6** (S6, 20-26 abril) segunda semana de la **fase de restricciones generales** con $10,7 \mu\text{g NO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$ y la semana **S7** (S7, 23 abril – 03 mayo), **semana final de la fase de restricciones generales**, con $9,4 \mu\text{g NO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$, estas tres semanas (S5,S6,S7) suponen por igual una reducción del 47%.

Tabla 12: Promedios semanales de NO_2 durante el periodo 16 de marzo al 21 de junio de 2020 y las semanas correspondientes de los cuatro años anteriores (2016-2019). Fuente: elaboración propia.

	2020 SAN SEBASTIÁN/DONOSTIA	2016-2019 SAN SEBASTIÁN/DONOSTIA		
Semana en el año 2020	Promedio semanal NO_2 ($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)	Promedio semanal NO_2 ($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)	Semana	Reducción de los niveles de NO_2 (%)
16-22 marzo	16,8	26,1	S1	36
23-29 marzo	16,1	21,5	S2	25
30 marzo - 05 abril	14,4	20,3	S3	29
06-12 abril	10,7	21,2	S4	50
13-19 abril	11,2	21,0	S5	47
20-26 abril	10,7	20,1	S6	47
27 abril - 03 mayo	9,4	17,6	S7	47
04-10 mayo	12,2	19,8	S8	38
11-17 mayo	9,8	18,6	S9	47
18-24 mayo	13,3	19,2	S10	31
25-31 mayo	16,6	18,0	S11	8
01-07 junio	9,5	14,9	S12	36
08-14 junio	14,1	15,0	S13	6
15-21 junio	13,4	15,9	S14	16

Representando el promedio diario de NO_2 durante periodo 16 de marzo al 21 de junio del promedio de los últimos años (2012-2019) para compararlos con 2020, se ve que la disminución coincide en las semanas comentadas anteriormente.

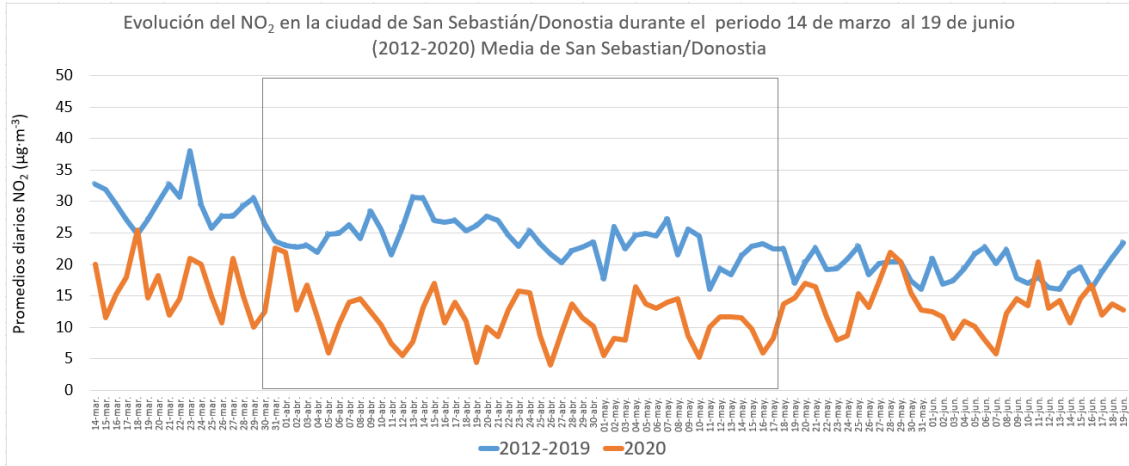


Gráfico 6: Evolución de los promedios diarios de NO₂ durante el periodo 14 de marzo al 19 de junio de la media de San Sebastián/Donostia.

5.1.1.3- Análisis de los niveles de NO₂ en Vitoria/Gasteiz

Analizando los resultados obtenidos de Vitoria/Gasteiz, en el gráfico 7 se puede observar la evolución de los niveles de NO₂ durante las **14 semanas COVID en estudio**, entre el 16 de marzo y el 21 de junio de 2020, y los niveles correspondientes los **4 años anteriores (2016-2019)**, esas mismas semanas.

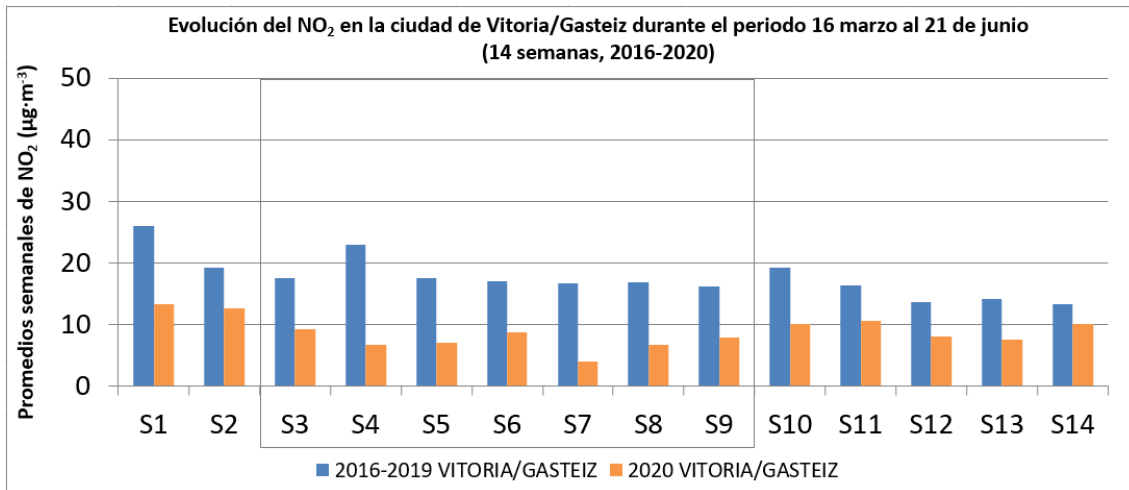


Gráfico 7: Evolución de los niveles semanales de NO₂ en Vitoria/Gasteiz durante las 14 semanas COVID y los niveles promedio semanales de NO₂ correspondientes los 4 años anteriores (2016-2019).



Al igual que en los casos anteriores se puede observar en la tabla 13, se produce una clara disminución de los niveles de NO₂ en Vitoria/Gasteiz en el año 2020, en el periodo COVID, de entre 24-76%, cuando se compara con el promedio (2016-2019) del mismo periodo COVID.

Entre las 14 semanas COVID en estudio, destaca la importante disminución de los niveles de NO₂ en Vitoria/Gasteiz en el periodo **semanas S3-S9** (semana del 30 marzo – 17 mayo), desde la entrada de la **fase de restricciones actividades no esenciales** – hasta la **fase 1**, con los **porcentajes de reducción más altos, entre el 48-76%**, que sitúan los niveles de NO₂ en tan sólo 4-9,2 µg NO₂·m⁻³. En este caso, se aprecia que de las tres ciudades es la que menores concentraciones semanales de NO₂ presenta, aunque la disminución coincide en las mismas semanas entre la semana tres (S3) y nueve (S9).

Tabla 13: Promedios semanales de NO₂ durante el periodo 16 de marzo al 21 de junio de 2020 y las semanas correspondientes de los cuatro años anteriores (2016-2019). Fuente: elaboración propia.

	2020 VITORIA/GASTEIZ	2016-2019 VITORIA/GASTEIZ		
Semana en el año 2020	Promedio semanal NO ₂ (µg·m ⁻³)	Promedio semanal NO ₂ (µg·m ⁻³)	Semana	Reducción de los niveles de NO ₂ (%)
16-22 marzo	13,3	26,1	S1	49
23-29 marzo	12,6	19,3	S2	35
30 marzo - 05 abril	9,2	17,6	S3	48
06-12 abril	6,7	23,0	S4	71
13-19 abril	7,1	17,6	S5	60
20-26 abril	8,7	17,1	S6	49
27 abril - 03 mayo	4	16,7	S7	76
04-10 mayo	6,7	16,9	S8	60
11-17 mayo	8	16,2	S9	51
18-24 mayo	10,1	19,4	S10	48
25-31 mayo	10,7	16,4	S11	35
01-07 junio	8,1	13,7	S12	41
08-14 junio	7,5	14,2	S13	47
15-21 junio	10,1	13,4	S14	24

Como se puede apreciar a diferencia de Bilbao y Donostia, la mayor reducción de los niveles de NO₂ en Vitoria/Gasteiz se produce la **S7** (S7, semana del 23 abril – 03 mayo), **semana final de la fase de restricciones generales**, con 4 µg NO₂·m⁻³ que supone la máxima reducción observada, **76%**, seguido de la **S4** (S4, 6-12 abril), **semana final de la fase de restricciones actividades no esenciales**, con 6,7 µg NO₂·m⁻³ que supone una reducción del **71%** y la semana S5 (S5, 13-19 abril), primera semana de la **fase de restricciones generales**, con 7,1 µg NO₂·m⁻³ que supone una reducción del **60%**.

Representando el promedio diario de NO₂ durante periodo 16 de marzo al 21 de junio del promedio de los últimos años (2012-2019) para compararlos con 2020, se ve que la disminución coincide en las semanas comentadas anteriormente tanto en la estación de Avenida Gasteiz como en la media de la red de Vitoria/Gasteiz.

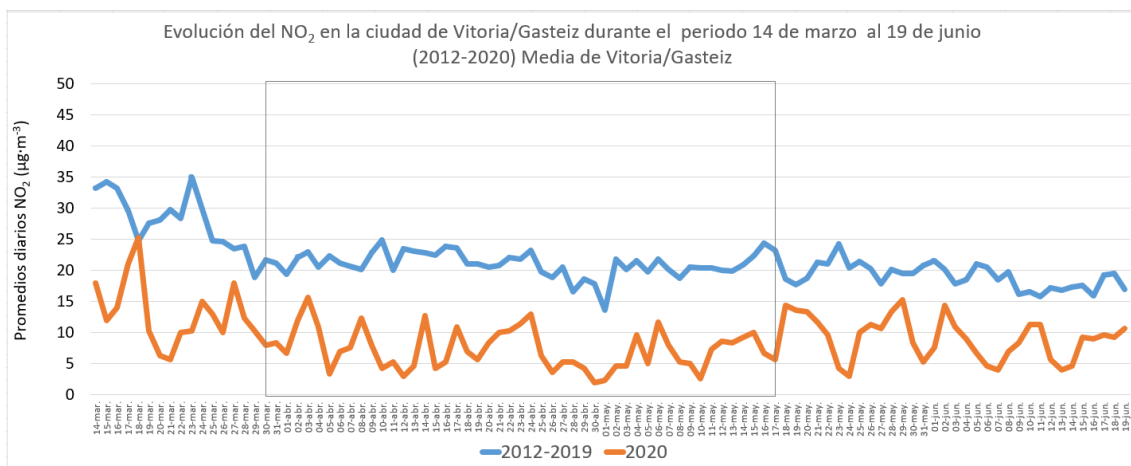


Gráfico 8: Evolución de los promedios diarios de NO₂ durante el periodo 14 de marzo al 19 de junio de la media de Vitoria/Gasteiz.

Por tanto, como se ha comentado anteriormente, la drástica reducción de las concentraciones de NO₂ coincide en las tres ciudades entre la semana tres y la nueve (S3-S9). Esto podría ser debido a las medidas de hibernación económica tomadas en la fase de **restricciones actividades no esenciales**, que paralizaron toda la actividad no esencial coincidiendo además con la Semana Santa, y

tardando en recuperar en las semanas posteriores la normalidad, que unidas a las restricciones **hasta la fase 1 de la desescalada**, han provocado un **brusco descenso en la emisiones de NO_x**, que se ha traducido en una **drástica reducción de las concentraciones de NO₂ en el aire ambiente de las tres capitales de la CAPV**.

La semana cuatro (S4, 6-12 abril) en Bilbao y San Sebastián/Donostia muestran los promedios diarios y semanales de NO₂ más bajos respecto a la media coincidiendo, con la Semana Santa y la **semana final de la fase de restricciones actividades no esenciales**. Además, en el caso de Vitoria/Gasteiz sus semanas son algo diferentes, destacando la semana cuatro (S4, 6-12 abril) y la siete (S7, semana del 23 abril – 03 mayo). Se ve que en la semana siete (S7, semana del 23 abril – 03 mayo) es donde más han disminuido los niveles de NO₂ de 2020 respecto a la media de los años anteriores. Esto podría ser debido a que en Álava el día 27 de abril es festivo (San Prudencio) además de la festividad del 1 de mayo (Día del trabajador) estando ambos días incluidos en esa semana.

Por último, se puede apreciar como diferencia entre las tres ciudades analizadas que Vitoria/Gasteiz tiene los promedios de NO₂ 2012-2019 más bajos de las tres capitales de la CAPV.

5.1.2.- Análisis de niveles de ozono, O₃

Se han analizado las concentraciones promedio horarias y octohorarias de O₃ en las tres capitales de la CAPV, y en la estación de fondo rural del parque natural de Valderejo (Álava), entre el **16 de marzo y 21 de junio de 2020**, las denominadas **semanas COVID**, y en las mismas semanas de los ocho años anteriores (**2012 a 2019**) (Ver tabla 8).

Para el análisis de las tres capitales vascas se ha trabajado con las concentraciones promedio horarias de O₃ de las siguientes estaciones urbanas de la red de control de la calidad del aire de la CAPV, que miden ozono y otros contaminantes convencionales: **M^a Díaz de Haro** en Bilbao y **Avenida Tolosa** en



San Sebastián/Donostia, además de la estación de **Facultad de Farmacia** en Vitoria/Gasteiz, que mide exclusivamente ozono.

Los resultados del primer análisis se recogen en la tabla 14, en la que se pueden observar los niveles promedio de O_3 en las tres capitales vascas, y además, en la estación de fondo rural de Valderejo, durante las semanas COVID, en 2020, y durante las 14 semanas COVID correspondientes entre 2012-2019.

La concentración promedio de O_3 en las tres capitales vascas entre el 16 de marzo y el 21 de junio de 2020, en orden descendente, han sido de $63 \mu\text{g } O_3 \cdot \text{m}^{-3}$ en Donostia, $62 \mu\text{g } O_3 \cdot \text{m}^{-3}$ en Gasteiz y $57 \mu\text{g } O_3 \cdot \text{m}^{-3}$ en Bilbao mientras el equivalente para el periodo 2012-2019 fue de $62 \mu\text{g } O_3 \cdot \text{m}^{-3}$ en Donostia, $66 \mu\text{g } O_3 \cdot \text{m}^{-3}$ en Gasteiz y $48 \mu\text{g } O_3 \cdot \text{m}^{-3}$ en Bilbao, lo que supone un **aumento de $8,6 \mu\text{g } O_3 \cdot \text{m}^{-3}$ (15%) en Bilbao y de $1,2 \mu\text{g } O_3 \cdot \text{m}^{-3}$ (2%) en Donostia, mientras que Gasteiz presenta un descenso de $4,7 \mu\text{g } O_3 \cdot \text{m}^{-3}$ (-8%), llegando a un descenso de $11,9 \mu\text{g } O_3 \cdot \text{m}^{-3}$ (-14%) en Valderejo**, que se sitúa entre las estaciones con mayor valor promedio de ozono, $73 \mu\text{g } O_3 \cdot \text{m}^{-3}$, entre el 16 de marzo y el 21 de junio de 2020.

Tabla 14: Promedio de O_3 en las tres capitales vascas y en el parque natural de Valderejo, en 2020 y entre 2012-2019, durante el periodo COVID. Fuente: elaboración propia.

	NIVELES PROMEDIO DE OZONO ($\mu\text{g } O_3 \cdot \text{m}^{-3}$) PERIODO COVID (2012-2019)	NIVELES PROMEDIO DE OZONO ($\mu\text{g } O_3 \cdot \text{m}^{-3}$) PERIODO COVID 16 marzo-21 junio (2020)	Variación de los niveles de ozono (% O_3)
BILBAO – María Díaz de Haro	$47,9 \mu\text{g } O_3 \cdot \text{m}^{-3}$	$56,5 \mu\text{g } O_3 \cdot \text{m}^{-3}$	15%
SAN SEBASTIÁN/DONOSTIA- Avenida Tolosa	$61,6 \mu\text{g } O_3 \cdot \text{m}^{-3}$	$62,8 \mu\text{g } O_3 \cdot \text{m}^{-3}$	2%
VITORIA/GASTEIZ- Facultad de Farmacia	$66,3 \mu\text{g } O_3 \cdot \text{m}^{-3}$	$61,6 \mu\text{g } O_3 \cdot \text{m}^{-3}$	-8%
PARQUE NATURAL DE VALDEREJO- Valderejo	$84,9 \mu\text{g } O_3 \cdot \text{m}^{-3}$	$73,0 \mu\text{g } O_3 \cdot \text{m}^{-3}$	-14%

En una primera aproximación, destacan los $73 \mu\text{g } O_3 \cdot \text{m}^{-3}$ en el **parque natural de Valderejo**, el promedio más alto de las zonas estudiadas en la CAPV en el año 2020, a pesar de haber sufrido un descenso del 14% respecto a altos niveles del



periodo 2012-2019. Para entender este comportamiento es necesario recordar que, al contrario de lo que sucede con el NO_2 y otros contaminantes primarios, que presentan sus mayores concentraciones en áreas urbanas debido a las emisiones del tráfico, industriales, de calefacciones domésticas, ..., **el ozono registra sus niveles más elevados en zonas rurales y suburbanas** (ver ilustración 16).

Esto es debido a que *en entornos alejados de la influencia directa* de emisiones de NO_x , el tiempo de residencia del ozono en la atmósfera aumenta, y **alcanza concentraciones más elevadas**, como las observadas en la estación de fondo rural del Parque Natural de Valderejo. Por el contrario, **cerca de las emisiones de tráfico**, los niveles de ozono tienden a reducirse por el carácter oxidante del ozono, que provoca que con altas concentraciones de monóxido de nitrógeno (NO), el O_3 se consuma rápidamente para oxidar NO a NO_2 .

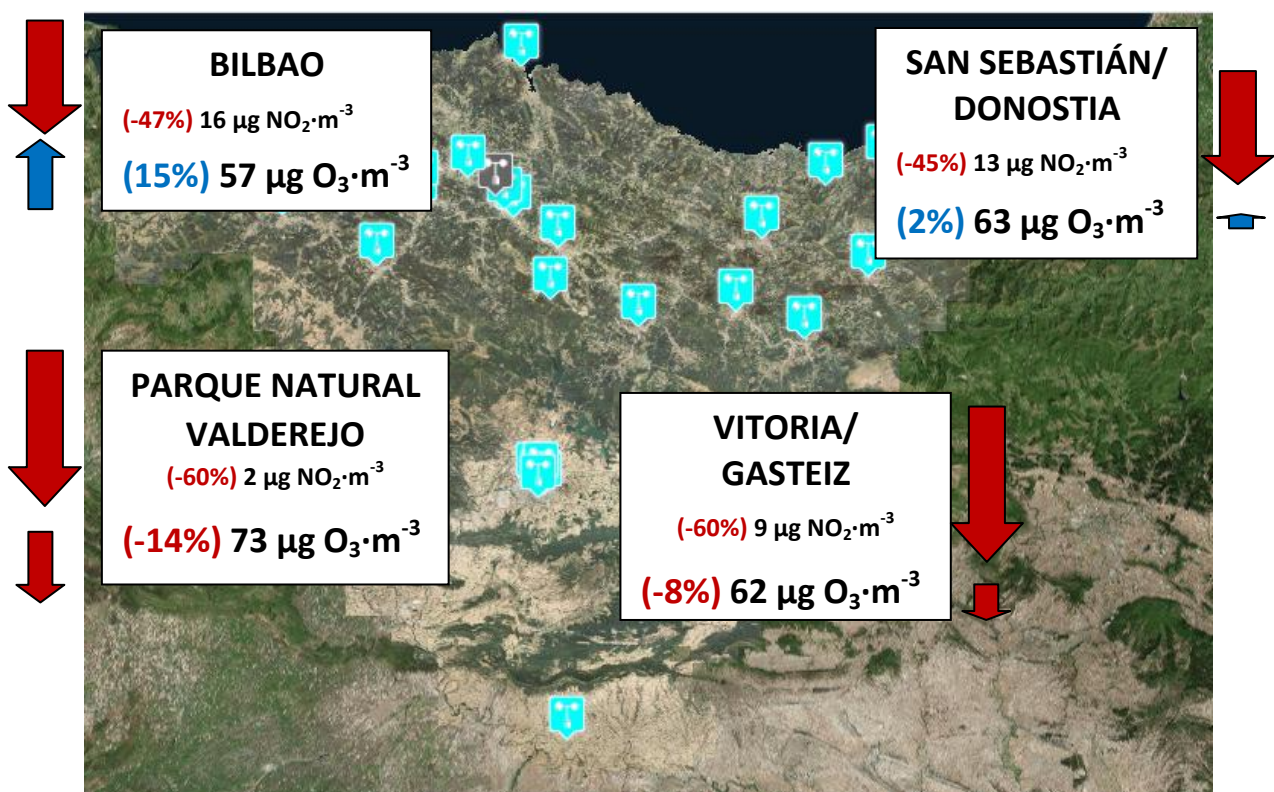


Ilustración 16: Promedio de O_3 y NO_2 en las tres capitales vascas y en el Parque Natural de Valderejo en 2020 y variación respecto al promedio 2012-2019 (%) durante el periodo COVID.

Por otro lado, el **descenso en los niveles de fondo registrados en el Parque Natural de Valderejo en 2020**, es lo esperable en el periodo COVID, ya que, en general, **las emisiones de NOx en un área determinan la cantidad total de ozono** que se forma a medida que la masa de aire contaminado reacciona mientras se mueve viento abajo. Por tanto, **si bajan los niveles globales de NO₂, si no hay precursores, no hay ozono local ni transportado.**

Ahora bien, es necesario conocer la dinámica de formación de ozono en el centro de las grandes ciudades, en zonas urbanas de tráfico, para entender lo que ha sucedido en las tres capitales vascas durante las semanas COVID, ya que algunas como Vitoria/Gasteiz presentan un descenso de los niveles de ozono respecto al registrado los ocho años anteriores 2012-2019, y otras como Bilbao, un claro ascenso.

Los niveles de ozono registrados en las tres capitales son resultado de un equilibrio dinámico entre procesos de formación local, y procesos de transporte, depósito y destrucción de ozono, que vienen determinados por una combinación de factores meteorológicos, fotoquímicos, factores relacionados con la cubierta del suelo, y por la distancia a los focos emisores de los compuestos precursores, entre otros.

Dado que para la formación de ozono es necesaria la presencia de luz solar, las concentraciones de ozono presentan variaciones según la hora del día. Para estudiar cómo se comportan los niveles de ozono en las tres capitales vascas en función de la hora del día se ha representado el día promedio de O₃ en 2020, durante el periodo (ver gráfico 9).



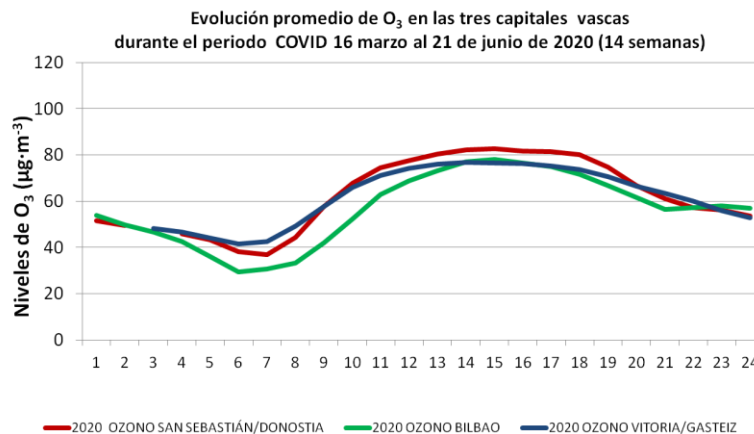


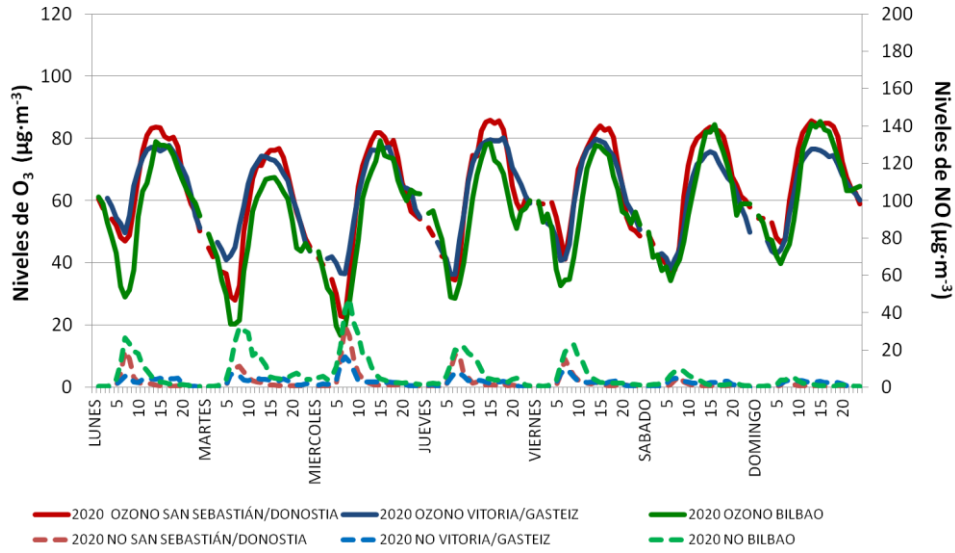
Gráfico 9: Niveles promedio de O₃ en función de la hora del día, en las tres capitales vascas en 2020, durante el periodo COVID.

La necesidad de luz solar hace que a escala temporal de un día el proceso se inicie a primera hora de la mañana, con valores máximos a partir de mediodía, sobre todo en las primeras horas de la tarde, cuando la radiación solar es más intensa y la temperatura es más elevada. Así, el ozono se forma de manera local en las tres capitales vascas a partir de sus precursores, principalmente NO_x y COV, que reaccionan fotoquímicamente bajo la acción de la luz solar. La formación de ozono proviene básicamente de la fotólisis del NO₂, y la posterior recombinación del átomo de oxígeno con una molécula de O₂.

Los niveles de ozono descienden al caer la tarde, siendo mínimos durante las horas nocturnas, debido principalmente a dos procesos: durante la noche por falta de radiación solar no hay formación de ozono, y el ozono existente se destruye reaccionando con otros compuestos emitidos y se deposita al entrar en contacto con diversas superficies terrestres como son la vegetación, las aguas, los materiales o los suelos.

Este mismo ciclo diario se observa de lunes a domingo, pero es interesante estudiar el comportamiento del ozono en las tres capitales vascas los días laborables y los fines de semana.

Evolución de O₃ y NO en las tres capitales vascas, por día de la semana, durante el periodo 16 marzo al 21 de junio de 2020, periodo COVID



Evolución del O₃ y NO₂ en las tres capitales vascas, por día de la semana, durante el periodo 16 marzo al 21 de junio de 2020, periodo COVID

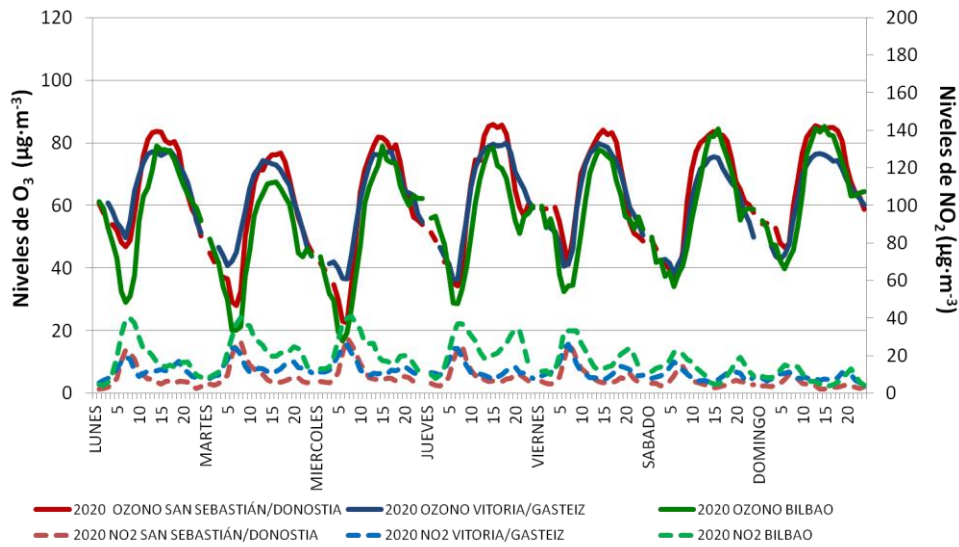


Gráfico 10: Promedio de O₃ y NO (arriba) y O₃ y NO₂ (abajo), en función del día de la semana y de la hora del día, en las tres capitales vascas en 2020, durante el periodo COVID.



En principio, todos los días de la semana se observa que a primeras horas de la mañana, debido a las altas concentraciones de monóxido de nitrógeno (NO) emitido por el tráfico de entrada a la ciudad, los niveles de ozono tienden a reducirse rápidamente consumido en la oxidación de NO a NO₂ que se da en cuestión de minutos. Por ello, **a primeras horas de la mañana**, en las tres capitales vascas se puede observar una **bajada acusada en los niveles de ozono, tanto mayor cuanto mayor sea el nivel de NO**, que prácticamente “se come el ozono” para formar NO₂. Los fines de semana, al disminuir los niveles de NO, disminuye la destrucción de ozono, y asimismo, disminuye la bajada de los niveles de ozono a primeras horas de la mañana, y no es tan acusada. De hecho, los niveles mínimos de ozono son mayores los fines de semana en las tres capitales.

Sin embargo, el sábado y el domingo, además de la bajada de NO que destruye ozono, también se observa la bajada de NO₂ que forma ozono, afectando a la cantidad de ozono que se formará a partir de mediodía en cada una de las capitales vascas. Como se puede observar en el gráfico 10, la disminución de NO_x los fines de semana, influye de forma diferente en la formación de ozono en cada capital.

Este interesante análisis da una pista de cuál ha sido la respuesta a la importante bajada en los niveles de NO_x durante el periodo COVID, en cada capital, ya que por tratarse de una química no lineal, la reducción de los niveles de precursores (NO_x), no implica necesariamente la reducción en la cantidad de ozono formado. El diferente comportamiento del ozono en cada capital, ante la reducción de precursores, precisa del análisis pormenorizado que se realiza a continuación.

Comenzando por Bilbao, se ha analizado la influencia de la bajada de los niveles de NO_x los fines de semana, en los **últimos 8 años, 2012-2019**, que como se puede observar en el gráfico 11, provoca un aumento en los niveles de ozono en Bilbao.



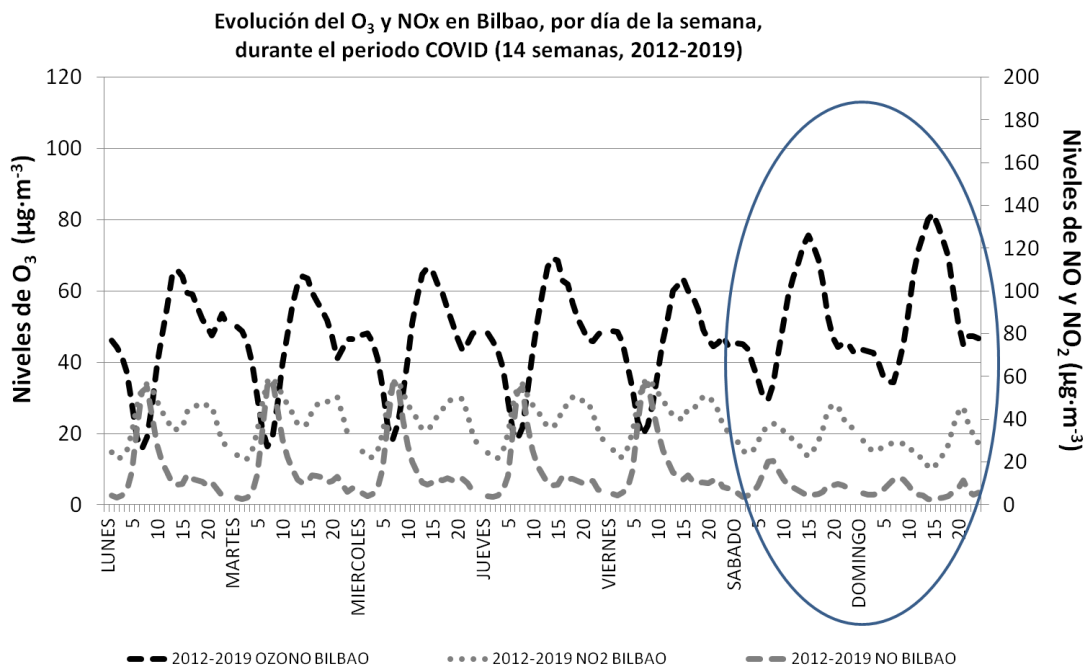


Gráfico 11: Niveles promedio de O₃ y NOx en función del día de la semana y de la hora del día, en Bilbao durante el periodo COVID, los últimos 8 años 2012-2019.

Trasladando este "efecto fin de semana" al periodo COVID del año 2020, se observa como una reducción en los niveles de NO₂ en 2020, respecto al promedio 2012-2019, provocan un importante aumento de la cantidad de ozono formado en Bilbao, todos los días de la semana del periodo COVID (ver gráfico 12). Por tanto, ***el descenso de NOx aumenta la producción de ozono en Bilbao***, y explica, en parte, el aumento medio de **8,6 µg O₃·m⁻³ (15%)** en los niveles promedio de O₃ durante el periodo COVID del año 2020, que sitúan los niveles COVID en **57 µg O₃·m⁻³** en Bilbao. A pesar del aumento registrado, **los niveles de O₃ en Bilbao siguen siendo los más bajos de las tres capitales vascas.**

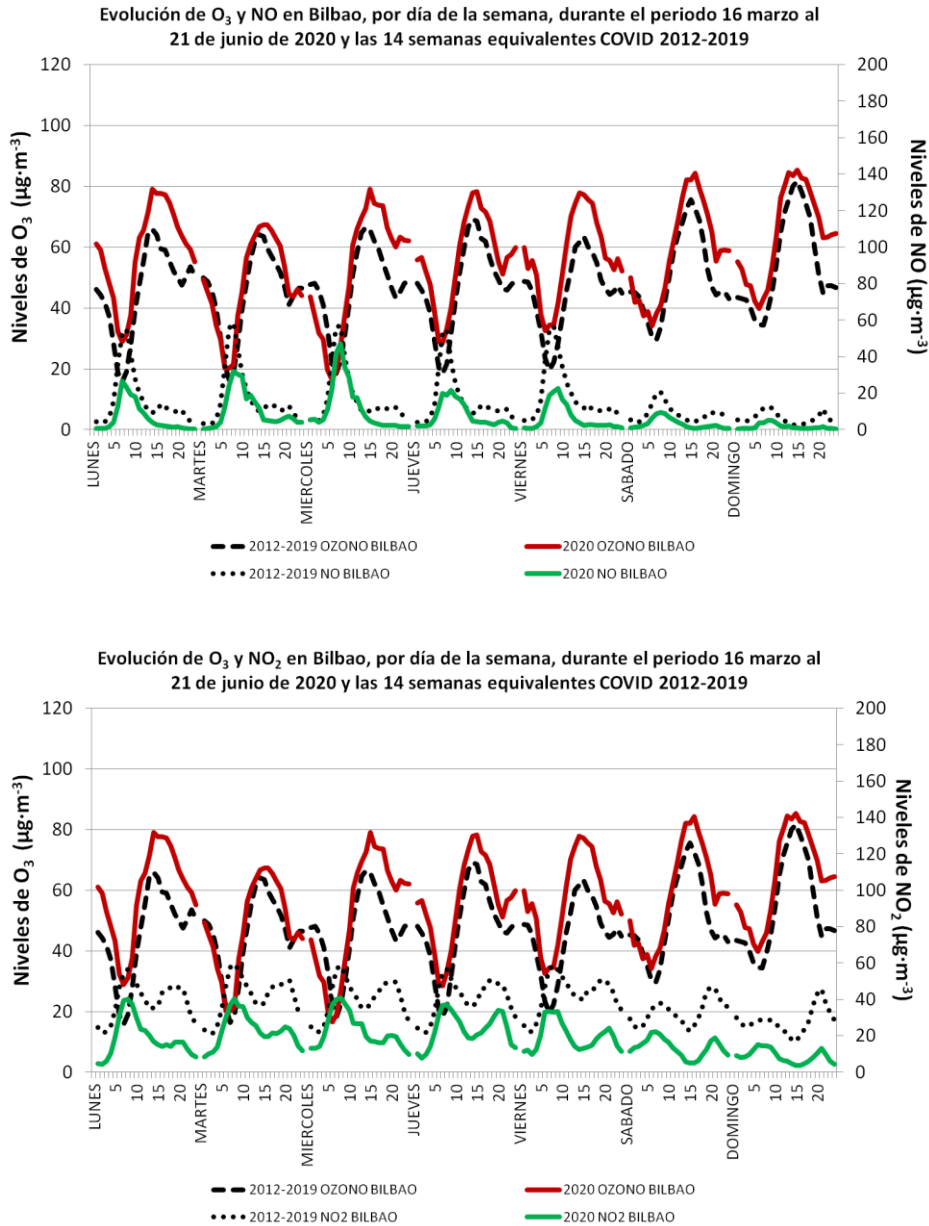


Gráfico 12: Promedio de O₃ y NO (arriba) y O₃ y NO₂ (abajo), en función del día de la semana y de la hora del día, en Bilbao durante el periodo COVID en 2020 y durante las 14 semanas equivalentes (2012-2019).

Por su parte, en San Sebastián/Donostia, la bajada de los niveles de NO_x los fines de semana, en los últimos 8 años 2012-2019, provoca un ligero aumento en los

niveles de ozono, por tanto, una respuesta similar a la de Bilbao, aunque un aumento menor.

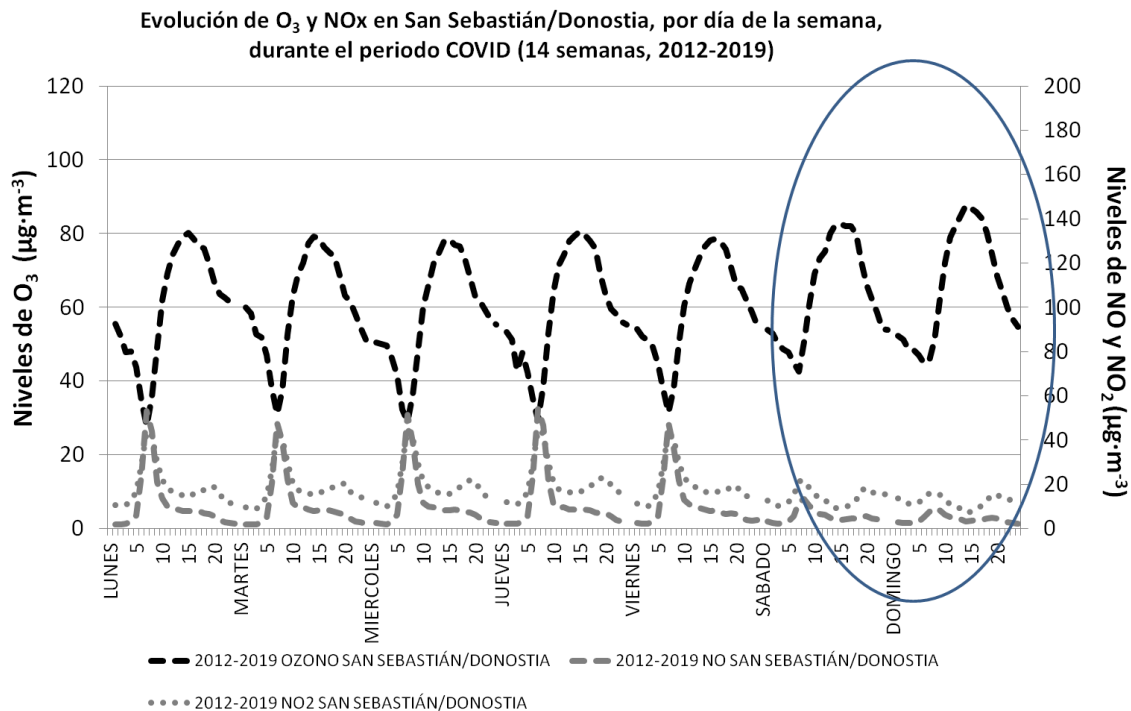
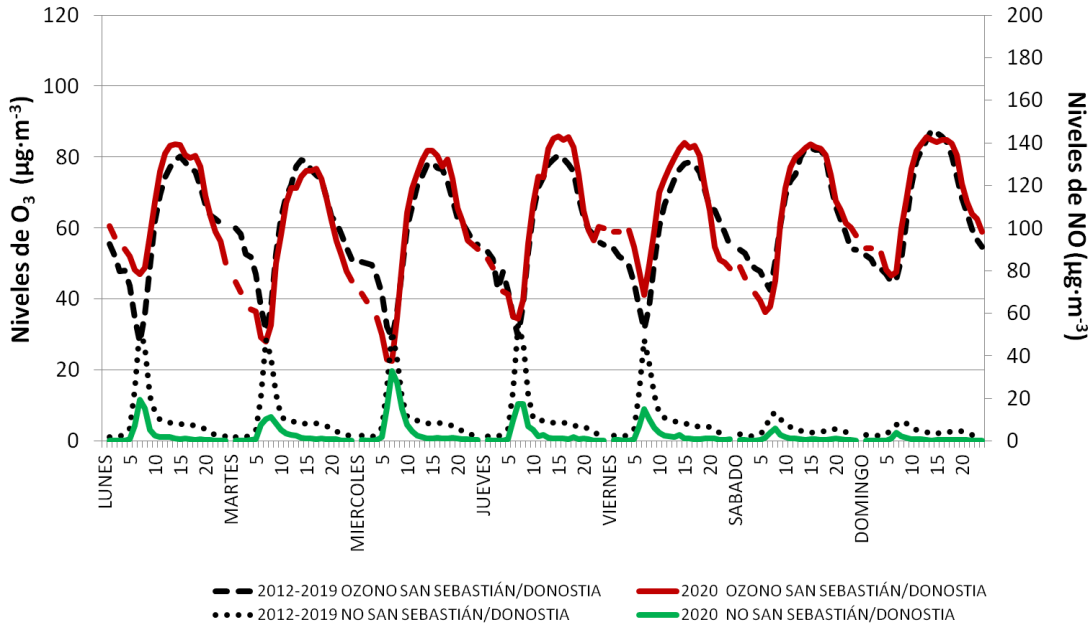


Gráfico 13: Niveles promedio de O₃ y NOx en función del día de la semana y de la hora del día, en San Sebastián/Donostia durante el periodo COVID, los últimos 8 años 2012-2019.

De nuevo, trasladando este resultado del "efecto fin de semana" al periodo COVID del año 2020, se observa como una reducción en los niveles de NO₂, en 2020, respecto al promedio 2012-2019, provocan un ligero aumento de la cantidad de ozono formado en San Sebastián/Donostia (ver gráfico 14). Por tanto, el descenso de NOx aumenta la producción de ozono en San Sebastián/Donostia, y explica en parte, el **aumento medio de 1,2 µg O₃·m⁻³ (2%)** durante el periodo COVID del año 2020, que sitúan los niveles COVID en **63 µg O₃·m⁻³ en Donostia**, los más altos de las tres capitales vascas.

Evolución de O₃ y NO en San Sebastián/Donostia, por día de la semana, durante el periodo 16 marzo al 21 de junio de 2020 y las 14 semanas equivalentes COVID 2012-2019



Evolución de O₃ y NO₂ en San Sebastián/Donostia, por día de la semana, durante el periodo 16 marzo al 21 de junio de 2020 y las 14 semanas equivalentes COVID 2012-2019

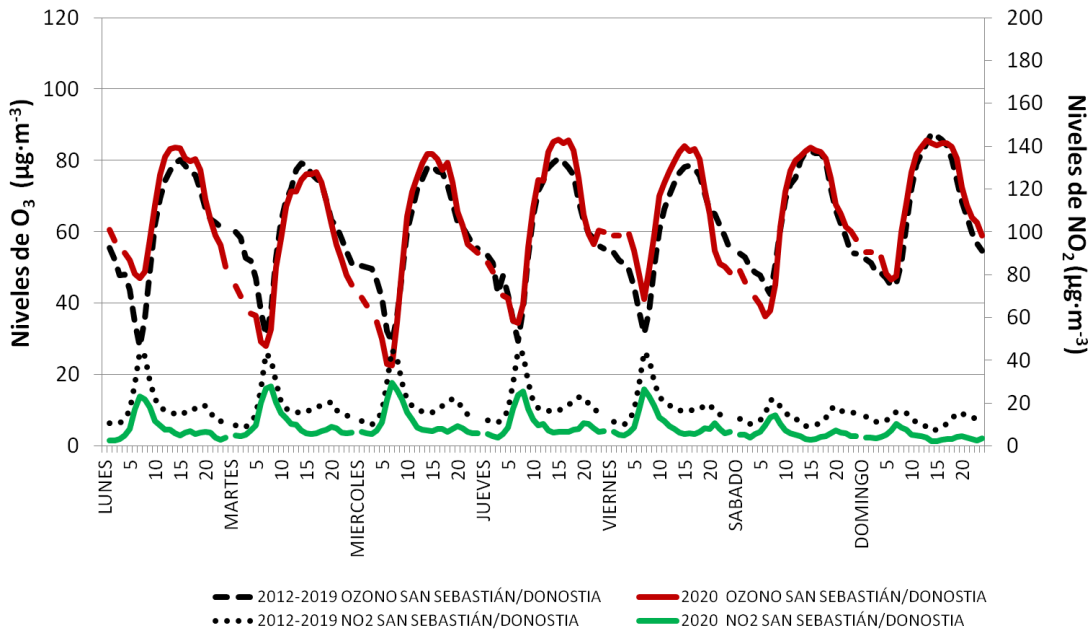


Gráfico 14: Promedio de O₃ y NO (arriba) y O₃ y NO₂ (abajo), en función del día de la semana y de la hora del día, en San Sebastián/Donostia durante el periodo COVID en 2020 y durante las 14 semanas equivalentes (2012-2019).



Finalmente, en Vitoria/Gasteiz, la bajada de los niveles de NO_x los fines de semana, en los últimos 8 años, 2012-2019 provoca una disminución en los niveles máximos de O₃ alcanzados los fines de semana. **En Vitoria/Gasteiz, los niveles de NO_x son los más bajos de las tres capitales, y una bajada en el nivel de precursores, NO_x, provoca una bajada en los niveles de O₃.**

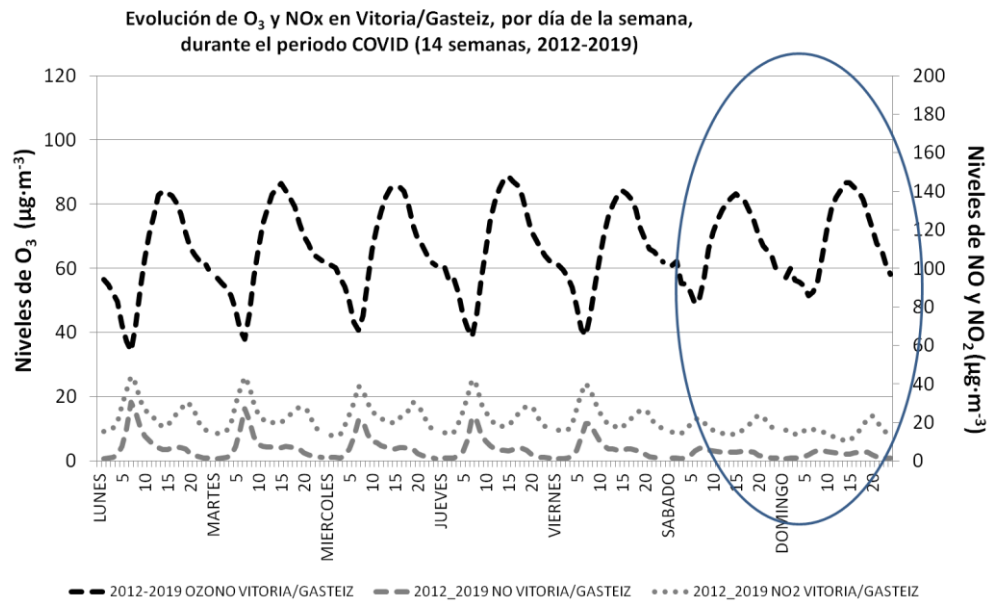


Gráfico 15: Niveles promedio de O₃ y NO_x en función del día de la semana y de la hora del día, en Vitoria/Gasteiz durante el periodo COVID, los últimos 8 años 2012-2019.

Para tratar de buscar una explicación, de nuevo, se traslada el resultado del “efecto fin de semana” observado los últimos años en Gasteiz, al periodo COVID del año 2020, se observa como una reducción en los niveles de NO₂, en 2020, respecto al promedio 2012-2019, provocan un descenso de la cantidad de ozono formado en Vitoria Gasteiz (ver gráfico 16). Por tanto, el descenso de NO_x disminuye la producción de ozono en Vitoria/Gasteiz, y explica, en parte, el descenso medio $4,7 \mu\text{g O}_3 \cdot \text{m}^{-3}$ (-8%) en los niveles promedio de ozono, y los sitúa en $62 \mu\text{g O}_3 \cdot \text{m}^{-3}$ en el periodo COVID del año 2020 en Vitoria/Gasteiz.

A pesar de la disminución de O₃ registrada en 2020, como los niveles en Vitoria/Gasteiz en periodo 2012-2019 eran los más altos de las tres capitales,

siguen siendo relativamente altos en 2020 ($62 \mu\text{g O}_3 \cdot \text{m}^{-3}$), del orden a los registrados en Donostia ($63 \mu\text{g O}_3 \cdot \text{m}^{-3}$).

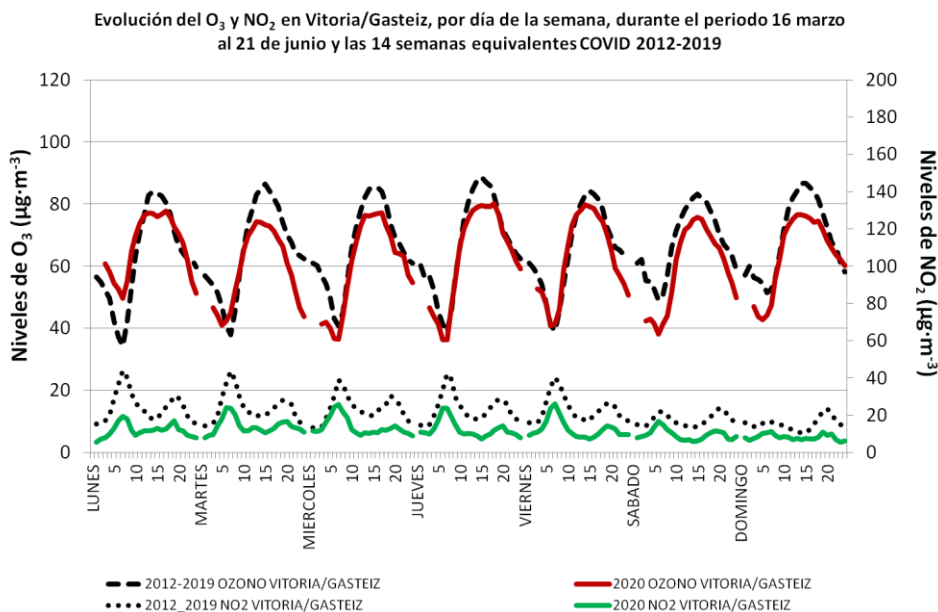
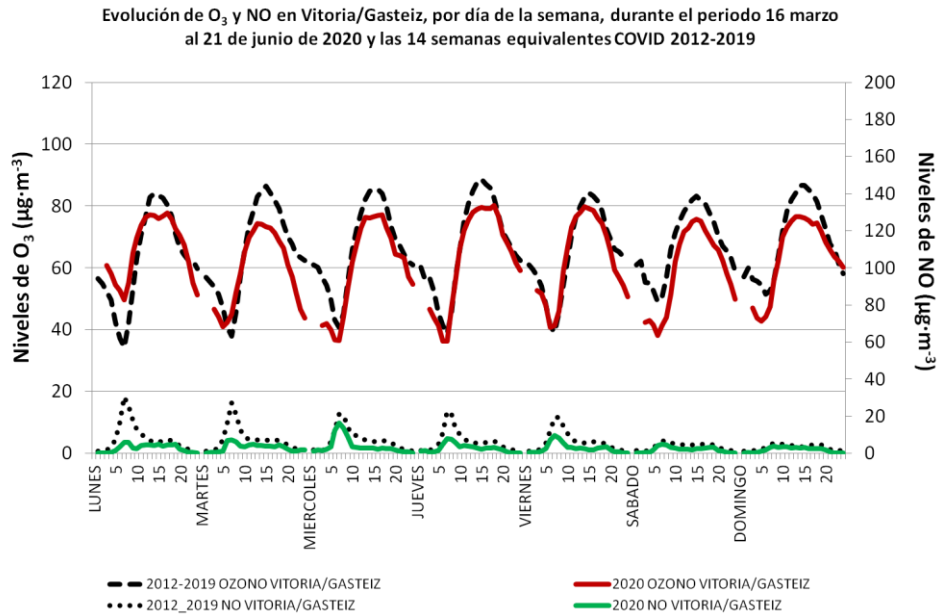


Gráfico 16: Promedio de O_3 y NO (arriba) y O_3 y NO_2 (abajo), en función del día de la semana y de la hora del día, en Vitoria/Gasteiz durante el periodo COVID en 2020 y durante las 14 semanas equivalentes (2012-2019).



Por tanto, el “efecto fin de semana” de los últimos ocho años (2012-2019) en cada capital, ha explicado, en parte, la diferente respuesta ante la bajada de los NO_x en las semanas COVID, en los niveles de ozono. Así, en Bilbao, con los niveles promedio 2012-2019 de NO₂ más altos (29,4 µg NO₂·m⁻³) (ver tabla 10), que parecen mantener controlados los niveles de ozono en los más bajos de las tres capitales, la bajada del 47% de NO₂ registrada durante la COVID provoca que aumenten los niveles de O₃. Por otro lado, en las otras dos capitales vascas, con niveles promedio 2012-2019 de NO₂ más bajos que los de Bilbao, en Donostia (23,2 µg NO₂·m⁻³) y en Gasteiz (21,6 µg NO₂·m⁻³) (ver tabla 10), la respuesta es diferente. Así mientras una bajada promedio del 45% de NO₂ en Donostia, aumenta ligeramente la producción de O₃, una bajada promedio del 60% de NO₂, en Gasteiz provoca el efecto contrario, es decir, la disminuye la producción de O₃.

Por tanto, se comprueba que por tratarse de una química no lineal, la reducción de los niveles de precursores (NO_x), no implica necesariamente la reducción en la cantidad de ozono formado. Tan solo se cumple en Vitoria/Gasteiz, que parece estar limitada por NO_x, por lo que en respuesta a la reducción de estos precursores durante el periodo COVID, se reduce la cantidad de ozono formado, mientras en Bilbao rico en NO_x, la respuesta a la reducción de estos precursores durante el periodo COVID, es justamente el efecto contrario.

5.1.2.1- Análisis de las concentraciones promedio mensuales de O₃ en las tres capitales de la CAPV

Para analizar la evolución de los niveles mensuales de ozono en las tres capitales vascas, durante el periodo de confinamiento por la COVID-19, se analizan a continuación, los niveles mensuales de O₃ entre marzo y junio de 2020, y los niveles mensuales de O₃ correspondientes al promedio de los meses de marzo a junio los ocho años anteriores (2012-2019), en cada una de las capitales.

En general, los promedios mensuales de ozono reproducen el análisis anual horario y por día de la semana realizado hasta ahora en cada capital, mostrando un aumento generalizado de ozono en Bilbao, algo menos acusado en Donostia, y un descenso generalizado de ozono en Gasteiz entre marzo y junio



de 2020, respecto al promedio de estos mismos meses los ocho años anteriores 2012-2019.

En las tres capitales vascas destacan los niveles de **ozono del mes de abril de 2020**, que fue el mes con las medidas más restrictivas de movilidad y la hibernación económica. Así en **Bilbao**, con un aumento medio de ozono del 15% entre el 16 de marzo y el 21 de junio de 2020, en el mes de abril llega a ser un **aumento en los niveles de O₃ de hasta el 17%**, en las horas centrales del día, con **mayor producción de ozono**. Por su parte, en **San Sebastián/Donostia** que registró un aumento medio de ozono del 2% entre el 16 de marzo y el 21 de junio de 2020, en el mes de abril llega a ser un **aumento en los niveles de O₃ de hasta el 4%** en las horas centrales del día, con **mayor producción de ozono**. Finalmente en **Vitoria/Gasteiz** que presenta un descenso medio de ozono del 8% entre el 16 de marzo y el 21 de junio de 2020, llega a ser un **descenso en los niveles de O₃ más acusado, de hasta el 11%**, en las horas centrales del día, del mes de abril de 2020.

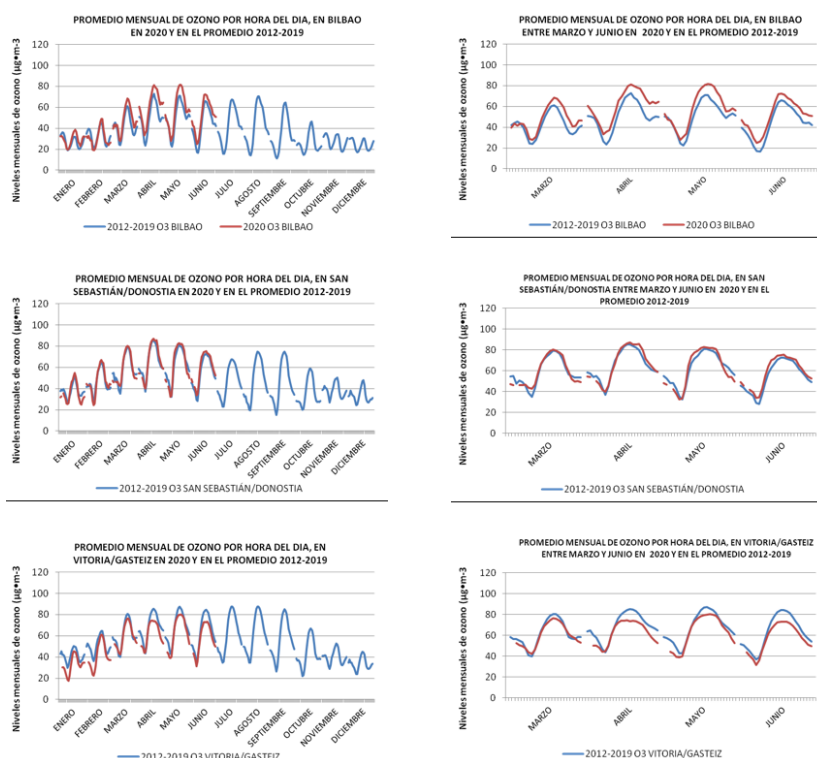


Gráfico 17: Promedios mensuales de O₃ calculados a partir de los valores horarios durante los meses de marzo a junio en 2020, y el promedio durante los meses de marzo a junio entre 2012-2019, en Bilbao (arriba), San Sebastián/Donostia (en medio) y Vitoria/Gasteiz (abajo).



5.1.2.2- Análisis de las concentraciones promedio semanales de O₃ en las tres capitales de la CAPV

Para analizar si ha habido alguna semana/s con mayor reducción o aumento en los niveles de O₃ en cada una de las capitales, durante el periodo de confinamiento por la COVID-19, se analizan a continuación, los niveles semanales de O₃ entre el **16 de marzo y el 21 de junio de 2020, 14 semanas naturales completas**, correspondientes al periodo que se ha denominado COVID, y los niveles semanales promedio de NO₂ de las semanas correspondientes a los **ocho años anteriores (2012-2019)**, en cada una de las capitales.

En general, los promedios semanales de ozono reproducen el análisis anual horario, por día de la semana y mensual realizado hasta ahora en cada capital, mostrando un **aumento generalizado de ozono en Bilbao y Donostia, y un descenso de ozono generalizado en Gasteiz** durante las semanas COVID 2020, respecto al promedio de las semanas COVID equivalentes los ocho años anteriores.

Es de destacar la semana S7 COVID, del 27 de abril al 03 de mayo de 2020, última semana de restricciones generales antes de entrar en fase 0, ya que presenta promedios semanales de ozono bajos o muy bajos en todas las estaciones. De hecho, en **Bilbao** la semana S7 es la **única que presenta un descenso en los niveles semanales de ozono en 2020**, respecto al promedio semanal de los años 2012-2019, ya que el resto de semanas la tendencia general es el aumento de ozono en Bilbao. Por su parte, en **Donostia** hay otras dos semanas que presentan descensos en los niveles de ozono, a pesar de la tendencia general de ligero aumento en los niveles de ozono, pero la **semana S7 en Donostia presenta el mayor descenso** en los niveles semanales de ozono en 2020, respecto al promedio semanal de los años 2012-2019. Finalmente en Gasteiz, que presenta una tendencia general al descenso en los niveles de ozono, registra un descenso importante de los niveles semanales de ozono en las semanas S4-S9 siendo la **semana S7 en Gasteiz la que presenta el mayor descenso** en los niveles semanales de ozono en 2020, respecto al promedio semanal de los años 2012-2019.



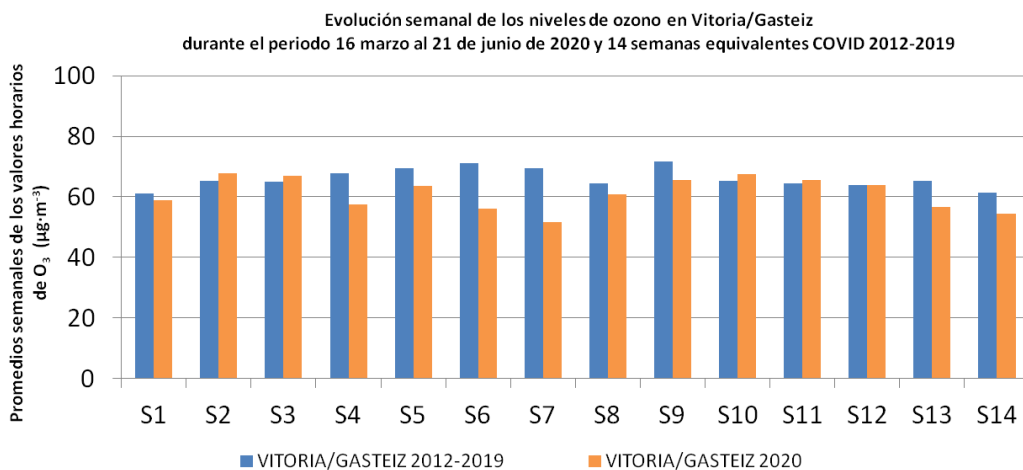
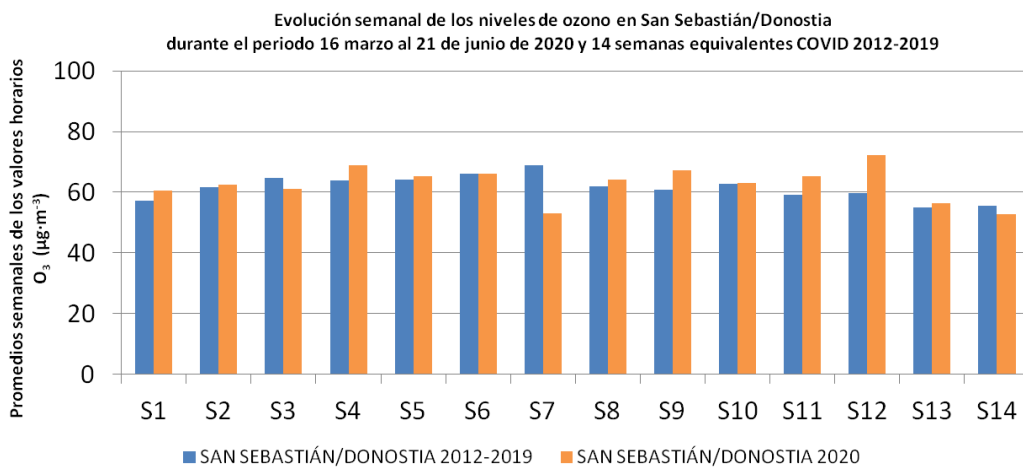
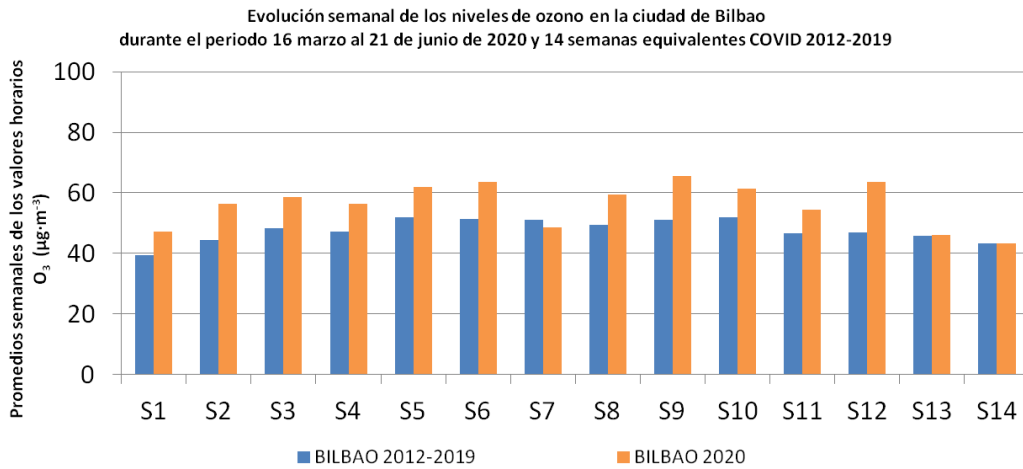


Gráfico 18: Promedios semanales de O₃ calculados a partir de los valores horarios durante el periodo COVID en 2020, y durante las 14 semanas equivalentes promedio de ocho años (2012-2019), en Bilbao (arriba), San Sebastián/Donostia (en medio) y Vitoria/Gasteiz (abajo).



Este descenso generalizado de ozono en las tres capitales vascas, **pone de relieve la influencia de los factores meteorológicos “benignos”** en los niveles registrados de ozono en aire ambiente, ya que los vientos regionales fuertes registrados la semana S7, provocan una bajada acusada y generalizada en la concentración de ozono en las tres capitales, y pasa a ser el factor predominante en el descenso generalizado de ozono en la semana S7 en las tres capitales vascas, bajada que no se puede explicar únicamente con la bajada generalizada de precursores durante las semanas COVID, sobre todo en Bilbao y San Sebastián/Donostia con tendencia general al aumento de los niveles de ozono durante la COVID.

Ahora bien, estos factores meteorológicos “benignos”, que provocan un descenso de los niveles de ozono esta semana S7, pueden cambiar radicalmente a otros factores meteorológicos “adversos”, y ser determinantes para explicar aumentos en la concentración de ozono, incluso episodios de ozono, a pesar de que durante las semanas COVID haya descenso generalizado de precursores.

5.1.2.3- Análisis de los máximos diarios octohorarios de $O_3(8h)$ en las tres capitales de la CAPV

Para comenzar el análisis del **valor máximo diario de las medias octohorarias $O_3(8h)$** no hay que olvidar que, los niveles de ozono registrados en las tres capitales, son resultado principalmente de procesos de formación a partir de **emisiones locales**, pero también hay que tener en cuenta el ozono formado a partir de **precursores emitidos en zonas alejadas**, que se mezclan con el ozono **aportado desde zonas alejadas** y el transfronterizo de **transporte regional**, que dependen de condiciones meteorológicas y fotoquímicas favorables. De hecho, el ozono una vez formado, puede alcanzar una vida media de semanas, y por tanto, puede llegar a transportarse a largas distancias de donde se genera, dependiendo de las condiciones meteorológicas.

El análisis de los máximos diarios de O_3 de las medias móviles octohorarias, obtenidos a partir de los datos horarios de promedios octohorarios ($O_3(8h)$) en



2020, ha permitido identificar periodos con altos niveles sostenidos de ozono, que se alejarían de los promedios de ozono registrados años anteriores 2012-2019, por lo que puede ser una primera aproximación en la identificación de masas de aire contaminadas con ozono, que hayan podido impactar en 2020, en las tres capitales vascas durante el periodo COVID .

Concretamente, se va analizar el valor objetivo para la protección de la salud, **120 $\mu\text{g O}_3 \cdot \text{m}^{-3}$ como máximo diario de las media móviles octohorarias** (que no deben superarse en más de los 25 días por cada año civil de promedio en un periodo de 3 años), tal como se hace para comprobar el cumplimiento del valor objetivo que marca la legislación en materia de calidad de aire para ozono.

Así, se han calculado en primer lugar los promedios de O_3 (8h) de los últimos ocho años 2012-2019, y a continuación, se han seleccionado los máximos diarios de esos promedios O_3 (8h) calculados para el periodo COVID 2012-2019. La idea es compararlos con los máximos diarios de O_3 (8h) del periodo COVID 2020 (ver gráfico 19).

En las tres capitales vascas, durante el periodo COVID, no se supera ningún día el valor objetivo para la protección de la salud que marca la legislación, de **120 $\mu\text{g O}_3 \cdot \text{m}^{-3}$ como máximo diario de las media móviles octohorarias**, pero sí se superan varios días el valor recomendado por la OMS: **100 $\mu\text{g O}_3 \cdot \text{m}^{-3}$ como máximo diario de las media móviles octohorarias, durante el periodo COVID del 16 de marzo al 21 de junio de 2020 (ver gráfico 19).**

San Sebastián/Donostia, es la capital que más veces supera el valor recomendado por la OMS ($100 \mu\text{g O}_3 \cdot \text{m}^{-3}$), concretamente **11 superaciones** entre marzo y junio de 2020, los días 21, 26, 27 y 28 de **marzo**, 3 de **abril**, 16, 19, 27, 28, 29 y 30 de **mayo** y 3 de **junio** de 2020. Por su parte **Vitoria/Gasteiz** presenta **7 superaciones** los días 26 de **marzo**, 3 de **abril**, 16, 20, 28 y 31 de **mayo** y 1 de **junio** de 2020, y finalmente en **Bilbao** se **registran 5 superaciones** los días 26 de **marzo**, 15, 16 y 27 de **mayo** y 3 de **junio** de 2020.



Destacan las superaciones simultáneas en las tres capitales vascas, los días **26 de marzo, en la semana S2**, que coincide con la segunda semana de confinamiento por la COVID, y el **16 de mayo, en la semana S9**, que coincide con el comienzo de la fase 1: "plus de prudencia" en Euskadi por la COVID. Las superaciones suceden de forma simultánea en las tres capitales, por lo que estaría indicando un proceso a escala más global, de llegada de **masas de aire con ozono que impactan de forma simultánea en las tres capitales vascas durante el periodo COVID**.

Estos días en los que se registran altos valores de ozono durante el periodo COVID, refuerzan el hecho de que **además del control de emisiones de precursores de ozono como los NO_x, haya que prestar mucha atención a los procesos meteorológicos favorables al transporte transfronterizo de ozono**, que impacta simultáneamente en las tres capitales vascas, y explica el aumento simultáneo en los niveles de ozono registrados.

Para finalizar el análisis, se han representado los valores horarios de O₃, NO y NO₂ durante la semana S9 COVID, en la que se observa el posible impacto simultaneo de una masa con altos niveles de ozono en las tres capitales, sobre todo en Bilbao que presenta los mayores valores promedio de ozono del 2020 en Bilbao, **a partir del 15 de mayo de 2020** en la semana S9 (ver gráfico 20).



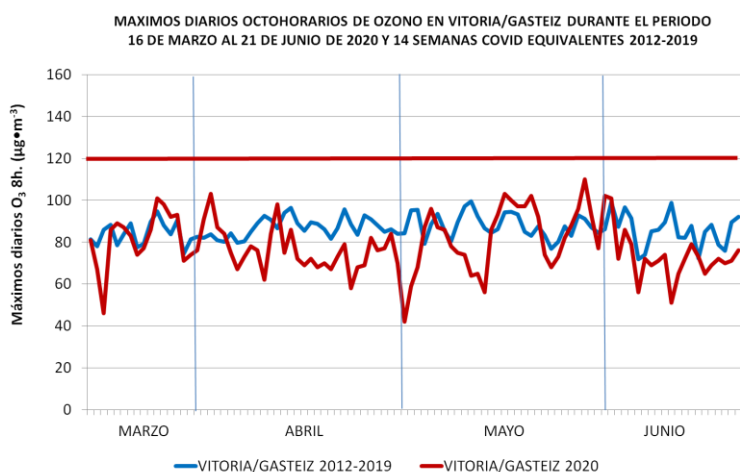
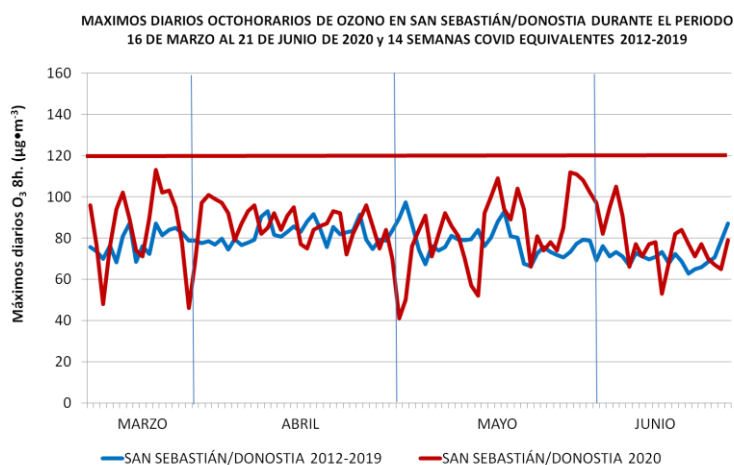
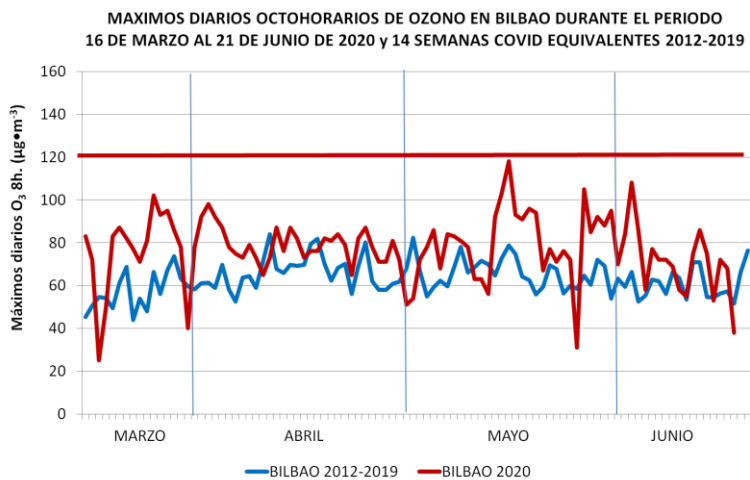


Gráfico 19: Valores máximos diarios octohorarios de O₃ durante el periodo COVID del 16 de marzo al 21 de junio de 2020, y el periodo COVID equivalente 2012-2019 en Bilbao (arriba), San Sebastián/Donostia (en medio) y Vitoria/Gasteiz (abajo).



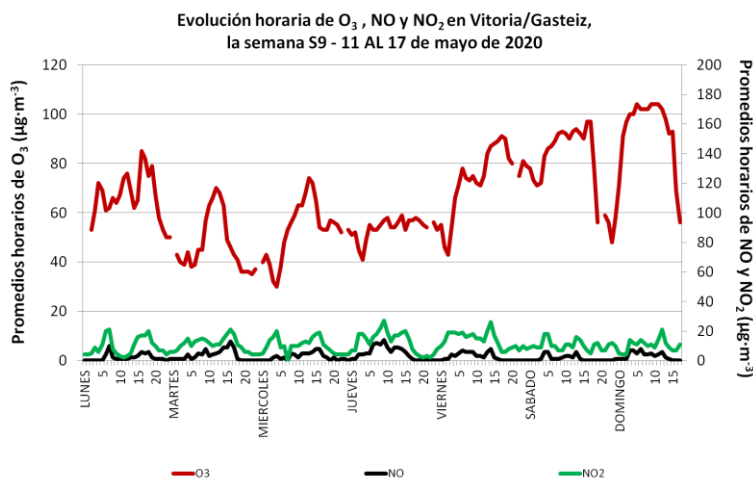
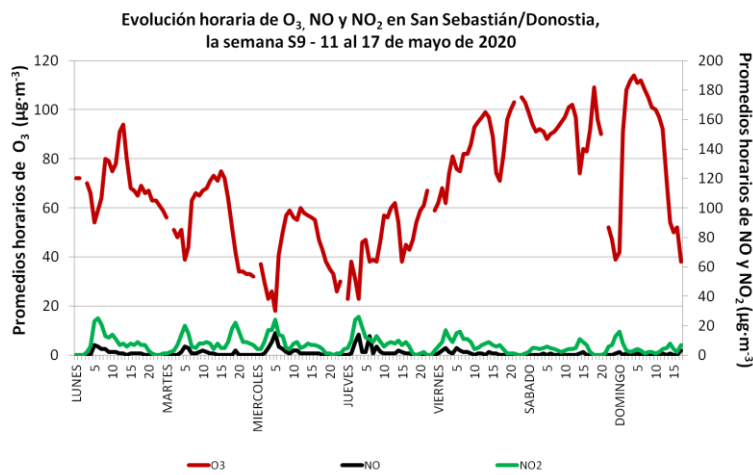
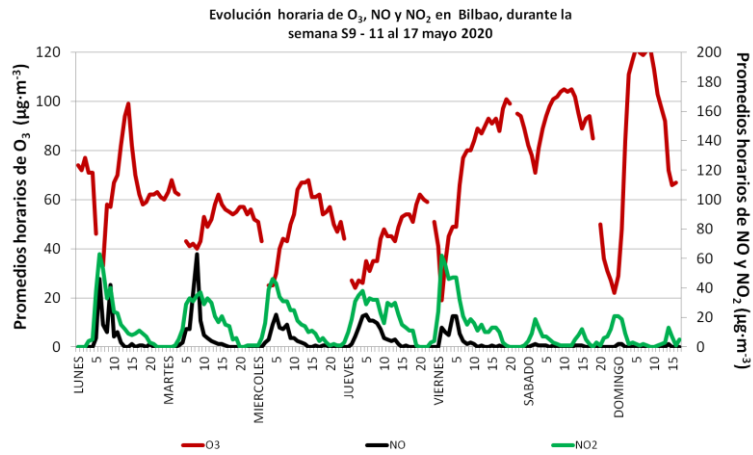


Gráfico 20: Valores horarios de O₃, NO y NO₂ durante la semana S9 COVID, del 11 de mayo al 17 de mayo de 2020, lunes a domingo, en Bilbao (arriba), San Sebastián/Donostia (en medio) y Vitoria/Gasteiz (abajo).



5.1.2.4- Análisis de los niveles horarios de O₃ en la estación de fondo rural del parque natural de Valderejo (Álava)

Los niveles más altos de ozono en la CAPV se registran en estaciones alejadas de los principales focos de emisión de precursores, como es la estación de fondo rural de Valderejo y otras estaciones de interés para la vigilancia de O₃. Como ya se ha comentado, **esto es debido a que en entornos alejados de la influencia directa** de emisiones de NO_x, el tiempo de residencia del ozono en la atmósfera aumenta, y **alcanza concentraciones más elevadas (ver gráfico 21)**. Además, Valderejo se encuentra a más de 1000 de altitud, y es habitual el aumento de los niveles de ozono con la altitud. Por un lado, llega mayor intensidad de radiación solar que favorece las reacciones fotoquímicas de producción de ozono, y por otro lado, a mayor altitud existe mayor intercambio con capas más altas, en las que el ozono suele acumularse y transportarse, por lo que podría llegar fácilmente ozono transportado desde zonas alejadas al parque natural.

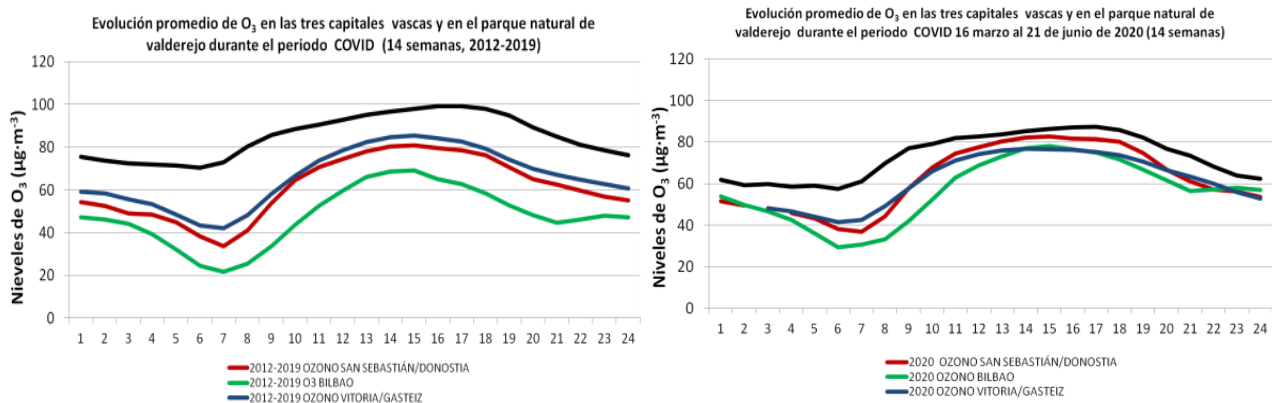


Gráfico 21: Niveles promedio de O₃ en función de la hora del día, en las tres capitales vascas y en el parque natural de Valderejo, promedio 2012-2019 (izquierda) y en 2020, durante el periodo COVID.

Comparando los niveles promedio de O₃ entre 2012-2019 en esta estación de vigilancia de O₃ durante el periodo COVID (que alcanza 85 µg O₃·m⁻³ promedio del



periodo), frente a los ($73 \mu\text{g O}_3 \cdot \text{m}^{-3}$) de 2020, se observa lo esperado, un descenso en los niveles de O_3 consecuencia directa del descenso generalizado de los niveles de precursores (ver gráfico 21).

Respecto al perfil por horas, en Valderejo, no existe una bajada generalizada de concentración **a primeras horas de la mañana**, y su perfil horario es “más plano”. Esto es debido a las bajas concentraciones de NO_x en esta zona de fondo rural, mientras que en las tres capitales vascas las altas emisiones de NO_x participan en procesos de destrucción de ozono a primeras horas de la mañana. Ahora bien, como en el resto de estaciones urbanas, la producción de ozono también es máxima a partir de las primeras horas de la tarde, cuando las condiciones meteorológicas favorecen las reacciones fotoquímicas entre los precursores, como son temperaturas elevadas y alta radiación solar.

5.1.2.5- Análisis de las concentraciones promedio mensuales de O_3 en la estación de fondo rural del parque natural de Valderejo (Álava)

Para analizar la evolución de los niveles mensuales de ozono en el parque natural de Valderejo, se analizan a continuación, los niveles mensuales de O_3 entre marzo y junio de 2020 durante el periodo de confinamiento por la COVID, y los niveles mensuales de O_3 correspondientes al promedio de los meses de marzo a junio en el periodo COVID equivalente los **ocho años anteriores (2012-2019)**.

En general, los promedios mensuales de ozono reproducen el análisis anual horario, mostrando un **descenso generalizado de O_3 entre marzo y junio de 2020, respecto al promedio de estos mismos meses los ocho años anteriores 2012-2019 (ver gráfico 22)**. Destaca el descenso acusado en los niveles de **ozono del mes de abril de 2020**, que fue el mes con las medidas más restrictivas de movilidad y la hibernación económica, que registra un descenso en torno a $17 \mu\text{g O}_3 \cdot \text{m}^{-3}$, lo que supone una reducción del 24%, mucho mayor que la reducción promedio del 14 % en el parque natural de Valderejo.



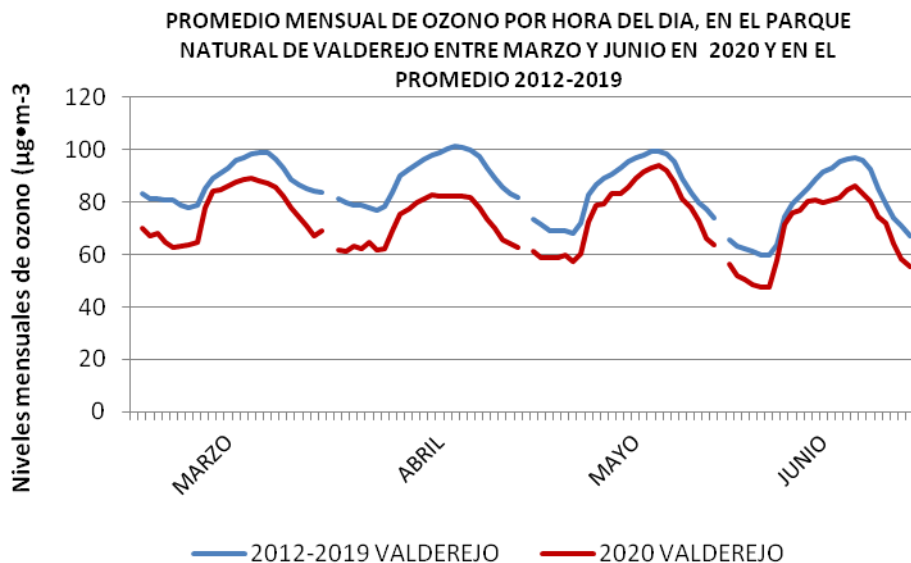


Gráfico 22: Promedios mensuales de O_3 calculados a partir de los valores horarios durante los meses de marzo a junio en 2020, y el promedio durante los meses de marzo a junio entre 2012-2019, en la estación de vigilancia de O_3 , del parque natural de Valderejo (Álava).

5.1.2.6- Análisis de los máximos diarios octohorarios de $O_3(8h)$ en la estación de fondo rural del parque natural de Valderejo (Alava)

Para finalizar, se ha realizado el análisis de los máximos de las medias móviles octohorarias del día, que se han contabilizado examinando promedios móviles de ocho horas $O_3(8h)$, calculados a partir de datos horarios de O_3 , entre los años 2012 y 2020 (ver gráfico 23). El año 2019 fue excepcional en la estación de fondo rural de Valderejo, ya que hubo **48 días** en los que el valor máximo diario de las medias octohorarias $O_3(8h)$ **superaron el valor objetivo de $120 \mu\text{g } O_3 \cdot \text{m}^{-3}$** . Se trata de un número de superaciones excepcionalmente alto, por encima de años como 2012, 2014 y 2015 que presentaban **más de 30 superaciones**, o de años como 2013, 2016 y 2018 con **más de 20 superaciones**. Por el contrario, el año 2020, aunque aún no ha terminado (enero-junio), presenta un **número de superaciones excepcionalmente bajo**, confirmando tendencia general de descenso en los niveles de ozono observada en esta estación de fondo rural en el año 2020.

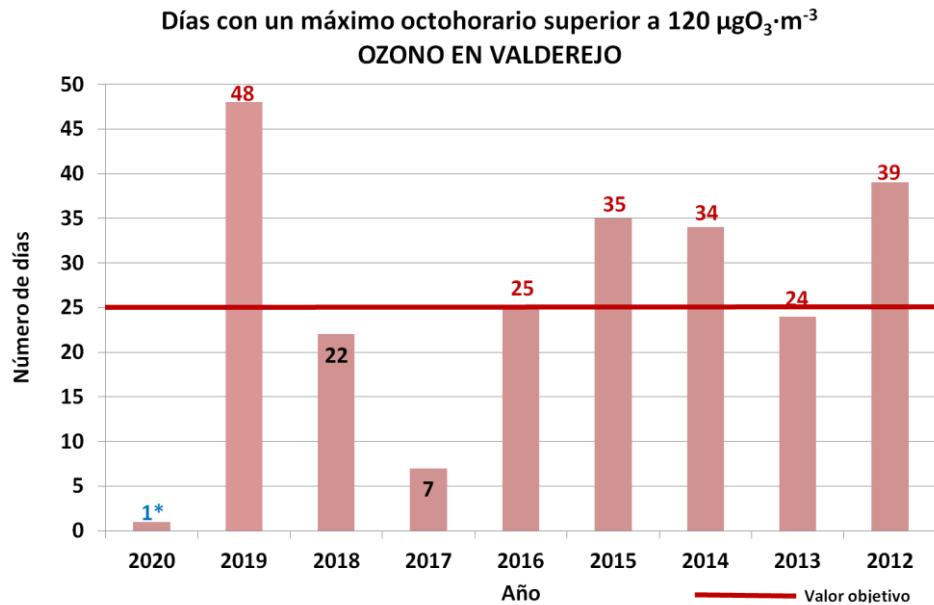


Gráfico 23: Número de días cuyo valor máximo diario de las medias octohorarias $\text{O}_3(8\text{h})$ superan el valor objetivo de $120 \mu\text{g O}_3\cdot\text{m}^{-3}$, desde el año 2012 en el parque natural de Valderejo.

Un análisis más detallado de superaciones de máximos diarios $\text{O}_3(8\text{h})$ se ha centrado en el periodo COVID, entre el 16 de marzo y el 21 de junio de 2020, durante el que se ha registrado **1 superación, el día 29 de mayo de 2020**, y se ha comparado con el periodo equivalente de los 8 años anteriores 2012-2019, que registran entre **4 superaciones el año 2013**, con el menor número de superaciones hasta este año, y **23 superaciones el año 2019**, el mayor número de superaciones hasta este año, y **23 superaciones el año 2019**, el mayor número de superaciones entre marzo y junio jamás registrado (ver gráfico 24). Por tanto, el año 2019 y el año 2020 aparecen como **años extremos y totalmente opuestos**, siendo el año 2019 extremadamente adverso con 23 superaciones y el año 2020 extremadamente benigno con tan solo 1 superación, resultando ambos valores extremos nunca vistos anteriormente en el parque natural de Valderejo.

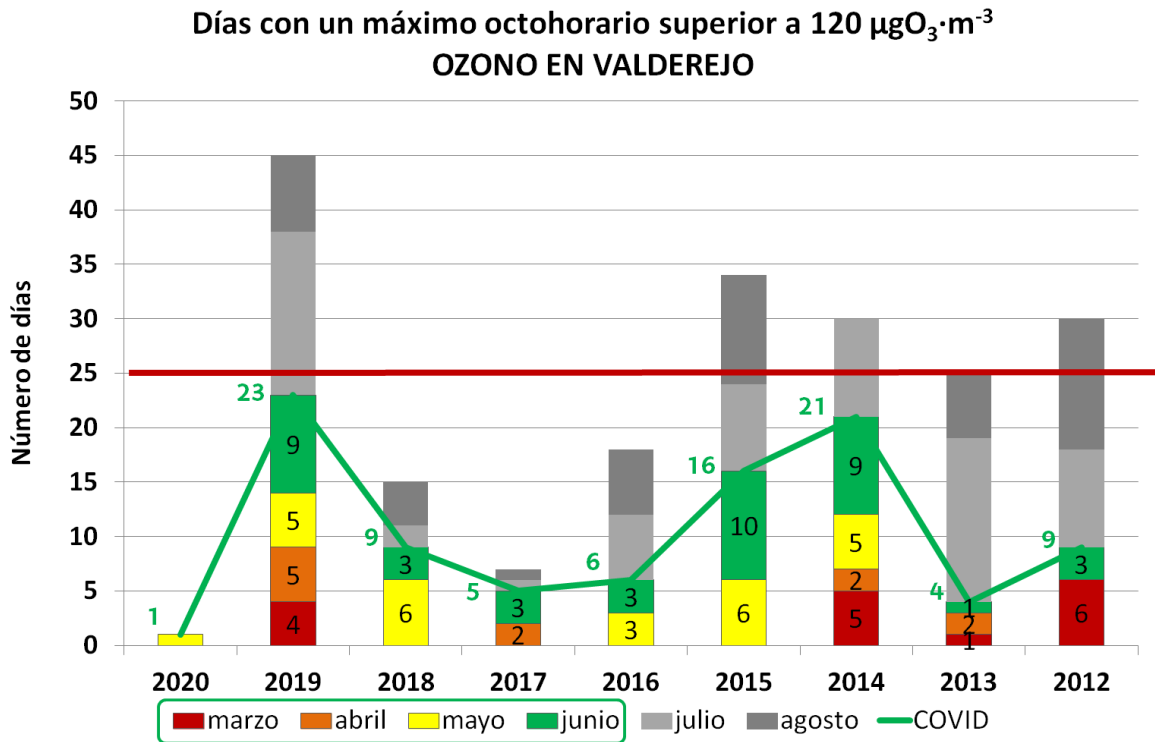


Gráfico 24. Número de días con valor máximo diario de las medias octohorarias $\text{O}_3(8\text{h})$ que superan el valor objetivo de $120 \mu\text{g O}_3\cdot\text{m}^{-3}$ desde el año 2012 en el parque natural de Valderejo y detalle del número de superaciones entre 2012 y 2020 los meses de marzo, abril, mayo y junio.

En el siguiente gráfico se representan los máximos diarios de $\text{O}_3(8\text{h})$ en 2019, y se detalla, a modo de ejemplo, los valores que alcanzan los máximos diarios de $\text{O}_3(8\text{h})$ los 23 días de superaciones entre marzo y junio de 2019, y se compara con el promedio de los máximos diarios de $\text{O}_3(8\text{h})$ durante los últimos años 2012-2019. Como se puede comprobar, el año 2019 además de presentar un número extremadamente alto de superaciones, los valores de los máximos diarios de $\text{O}_3(8\text{h})$ son bastante altos, la mayoría por encima del promedio de los últimos años 2012-2019.

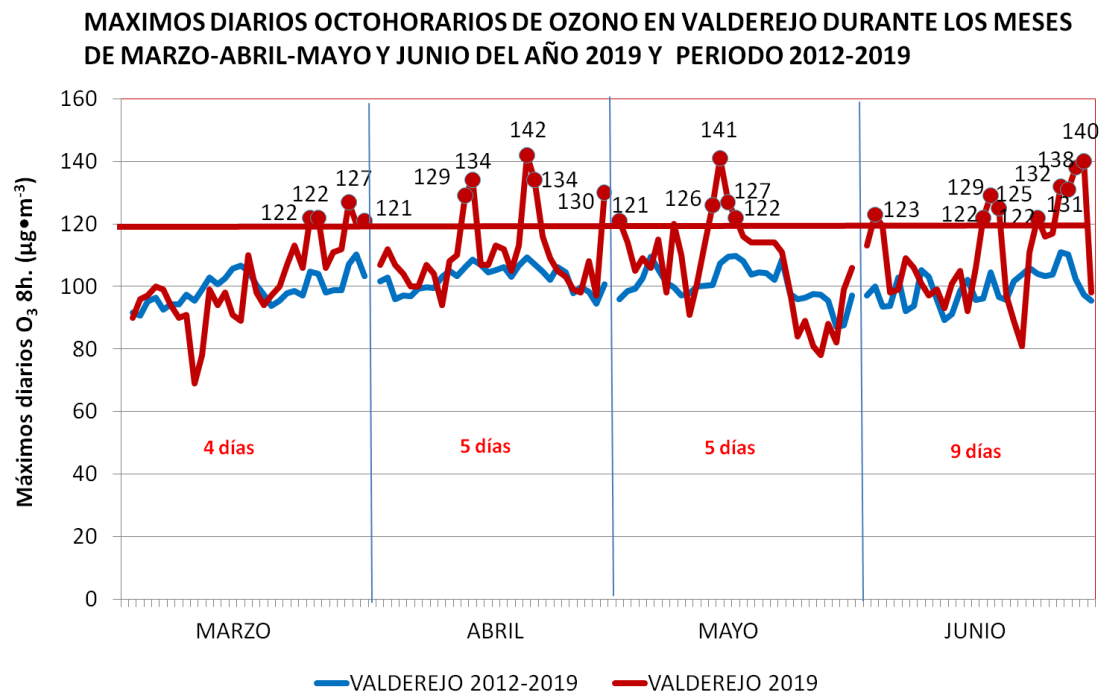


Gráfico 25: Valores máximos diarios octohorarios de O₃ entre marzo y junio de 2019, y el periodo equivalente 2012-2019 en el parque natural de Valderejo.

Para completar este análisis se representan los máximos diarios de O₃(8h) en 2020, se detalla el valor de la única superación entre marzo y junio de 2020, y se compara con el promedio de los máximos diarios de O₃(8h) durante los últimos años 2012-2019. Como se puede comprobar, el año 2020 presenta valores de los máximos diarios de O₃(8h) son bastante bajos, la mayoría por debajo del promedio de los últimos años 2012-2019.

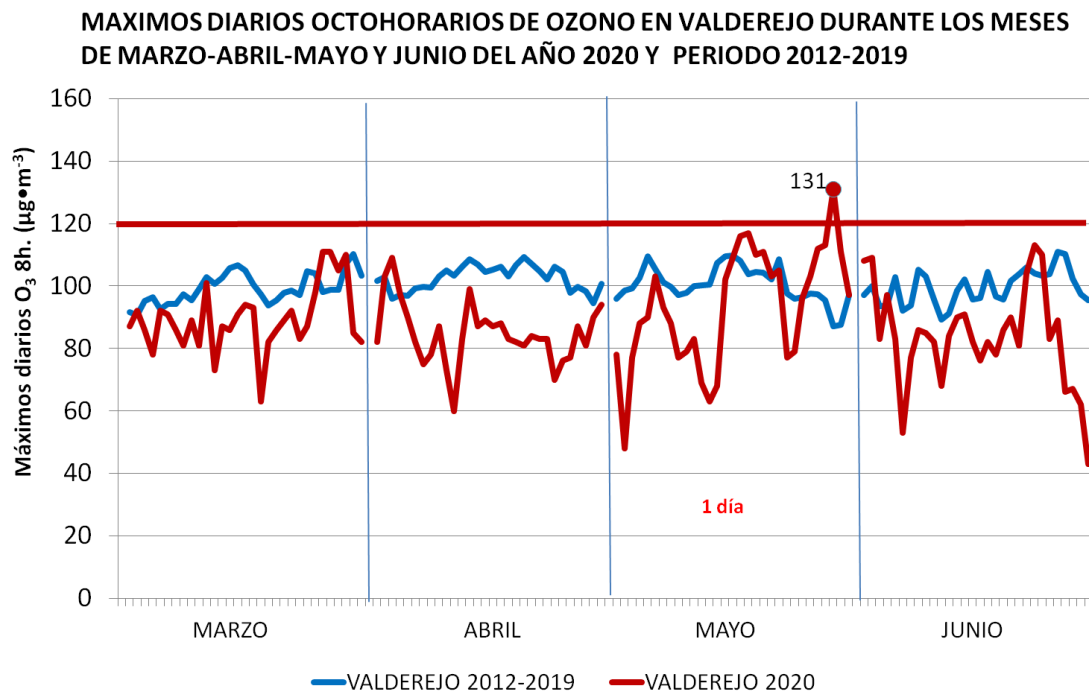


Gráfico 26: Valores máximos diarios octohorarios de O₃ entre marzo y junio de 2020, y el periodo equivalente 2012-2019 en el parque natural de Valderejo.

De la misma forma que se hizo en las tres capitales vascas, se han representado los valores horarios de O₃, NO y NO₂ durante la semana S9 COVID, en la que se observaba el posible impacto simultaneo de una masa con altos niveles de ozono en las tres capitales, y que, como se puede comprobar en el gráfico 27, también afecta al parque natural de Valderejo al que llega transportado e impacta **a partir del 15 de mayo de 2020.**

Estos días en los que se registran altos valores de ozono durante el periodo COVID, refuerzan el hecho de que **además del control de emisiones de precursores de ozono como los NO_x, haya que prestar mucha atención a los procesos meteorológicos favorables al transporte de ozono.** Se sabe que en el parque natural de Valderejo entre un 13 % y un 51 % del ozono que se registra es debido a los COV locales pero el resto es transportado, especialmente cuando se produce la llegada de masas de aire contaminadas (Gómez M.C. et al, 2020).



Evolución horaria de O₃, NO y NO₂ en el parque natural de Valderejo
la semana S9 - 11 al 17 de mayo de 2020

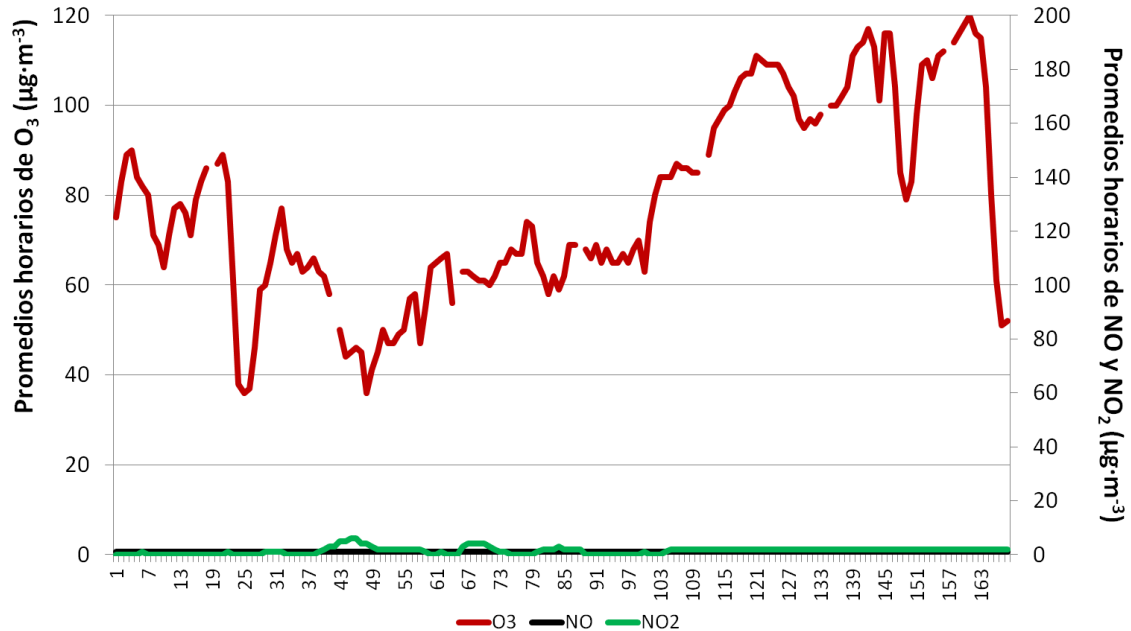


Gráfico 27: Valores horarios de O₃, NO y NO₂ durante la semana S9 COVID, del 11 de mayo al 17 de mayo de 2020, lunes a domingo, en el parque natural de Valderejo.

Para finalizar el análisis, a partir de las superaciones del valor objetivo registradas cada año, se ha calculado el promedio de un periodo de 3 años, tomando como base el año en cuestión y los dos anteriores, y se comprueba si dan más de 25 superaciones. Esto es lo que indica la legislación, que establece el valor objetivo de protección de la salud en $120 \mu\text{g O}_3 \cdot \text{m}^{-3}$ como máximo diario de las media móviles octohorarias que no deben superarse en más de los 25 días por cada año civil de promedio en un periodo de 3 años.

En la tabla 14 se ha realizado ese cálculo, y se desglosa cada año, resultando que el valor objetivo no se ha cumplido en 2012, 2013, 2014, 2015, 2016 y 2019 en la estación de fondo rural de Valderejo.

Tabla 14. Desglose anual del número de días con algún máximo de O₃ (8h) por encima de 120 µg·m⁻³ y del número de superaciones promedio de tres años.

PARQUE NATURAL DE VALDEREJO	Nº SUP VO 120 µg·m ⁻³ OCTOHORARIO	Nº SUP VO PROMEDIO 3 AÑOS
2012	39	35
2013	24	33
2014	34	32
2015	35	32
2016	25	31
2017	7	22
2018	22	19
2019	48	26
2020	1*	24*

Al ser el ozono un contaminante secundario, sus niveles son altos en zonas alejadas de los focos de emisión de las sustancias precursoras, por lo que es habitual que estaciones de fondo rural como Valderejo, superen año tras año, el valor objetivo de O₃, incluso años con niveles promedio de ozono excepcionalmente bajos, como están siendo los primeros seis meses de este año, **se prevé que no se cumpla el valor objetivo en el año 2020**. De hecho, el año 2019, que presenta un número excepcionalmente alto de superaciones, condicionará los promedios de los próximos años, provocando que **probablemente el valor objetivo no se cumpla en 2020**, ya que con tan solo 1 superación hasta junio de 2020, el promedio de 3 años resulta ser 24*, cercano a los 25 días que marca la legislación.

6.- DIAGRAMA DE GANTT

A continuación se realiza una explicación de la planificación del proyecto a través del diagrama Gantt. En primer lugar, se numeran y describen los apartados diferenciados del proyecto y a continuación se indica mediante el diagrama la secuencia cronológica que han tenido:

1. Ubicación inicial del asunto:

En esta primera actividad se realiza un conocimiento inicial del tema a través de búsquedas bibliográficas y trabajos relacionados con el tema adquirido. Así mismo, es necesario conocer las necesidades del proyecto (índice, formato, extensión) y estructurar el propio proyecto con el fin de trabajar posteriormente con un esquema claro.

Recursos: artículos científicos, referencias bibliográficas.

Duración: 4 semanas. 24 de febrero - 22 de marzo.

2. Búsqueda bibliográfica:

Se realiza una búsqueda bibliográfica en una larga fase inicial del trabajo para poder ubicar bien el tema y trabajar e interiorizar la teoría básica. Así, se adquieren los conocimientos necesarios y se profundiza en el tema.

Recursos: artículos científicos.

Duración: 5 semanas. 9 de marzo - 12 de abril.

3. Ejecución de las bases teóricas:

Tras la búsqueda bibliográfica y la ubicación inicial se elaboran, estructuran y redactan las bases teóricas, simplificando toda la información recogida anteriormente y exponiendo de forma resumida y mejor posible lo que es de interés en el proyecto.

Recursos: artículos científicos, referencias bibliográficas.



Duración: 4 semanas. 30 de marzo - 26 de abril.

4. Análisis de la base de datos:

Se obtiene la base de datos y se adapta para trabajar, creando nuevas columnas y filas necesarias, que posteriormente se utilizarán para elaborar el método de análisis. Además, se utilizan datos y se crean gráficos adecuados que se consideran más adecuados para la interpretación del proyecto.

Recursos: Excel, [Open Data Euskadi](#) (Calidad del Aire), Visor AEMA.

Duración: 3 semanas. 27 de abril - 17 de mayo.

5. Interpretación de la base de datos:

Una vez elaborada la base de datos y realizados los gráficos correspondientes de forma simultánea, se procederá a su interpretación, extrayendo resultados y conclusiones y relacionándolas con la base teórica utilizada.

Recursos: Excel.

Duración: 5 semanas. 27 de abril - 17 de mayo, 1 – 14 de junio.

6. Revisión y garantía del apartado práctico:

Se revisa el análisis y la interpretación de la base de datos realizada en el apartado práctico, corrigiendo errores y añadiendo nueva información, realizando de esta manera el trabajo definitivo.

Recursos: Excel, Skype.

Duración: 2 semanas. 15 - 28 de junio.

7. Principales conclusiones y elaboración del informe final:

Se revisa todo el proyecto redactando las conclusiones principales y garantiza una adecuada organización del trabajo.

Recursos: Microsoft Word, Skype.

Duración: 3 semanas. 15 de junio – 5 de julio.



8. Redacción del informe:

Finalmente, se plasma adecuadamente en el proyecto toda la información trabajada y los datos utilizados y su interpretación, utilizando la escritura y la estructura adecuada. Este apartado se ha llevado a cabo paulatinamente hasta conseguir el documento final.

Recursos: Microsoft Word

Duración: 11 semanas. 30 de marzo – 10 de mayo, 8 de junio – 12 de julio.

Una vez explicada la planificación del proyecto, se ha realizado el diagrama de Gantt según los apartados descritos anteriormente. Cada apartado se ha representado con el número correspondiente y se ha distribuido el tiempo invertido en meses y semanas (S).

Tabla 15: Diagrama de Gantt.

	Febrero				Marzo				Abril				Mayo				Junio				Julio		
S	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
1																							
2																							
3																							
4																							
5																							
6																							
7																							
8																							

7.- PRESUPUESTO

En este apartado se muestra el presupuesto necesario para la ejecución del proyecto. Para calcularlo se han tenido en cuenta los costes asociados a la mano de obra, imputación proporcional de costes amortizables, gastos adicionales y costes indirectos.

7.1.- Horas internas

Cuando se habla de las horas internas se hace referencia a los recursos humanos, es decir, las horas dedicadas para llevar a cabo cada tarea, mencionadas en la planificación del proyecto. En cuanto a los recursos humanos, son necesarias dos personas para llevar a cabo el presente proyecto, el tutor del proyecto y el alumno que lo lleva a cabo.

Tabla 16: Horas invertidas por el alumno y el tutor en las diferentes tareas.

TAREAS	Tiempo invertido por el estudiante (h)	Tiempo invertido por el tutor (h)
1. Ubicación inicial del asunto	20	3
2. Búsqueda bibliográfica	30	3
3. Ejecución de las bases teóricas	40	4
4. Análisis de la base de datos	110	40
5. Interpretación de la base de datos	70	40
6. Revisión del apartado práctico	20	30
7. Principales conclusiones	40	10
8. Redacción del informe	90	20
Tiempo total (h)	420	150



Debido a la diferente titulación de cada operador, la remuneración de cada uno es diferente. La remuneración de cada operador y el coste total de las horas se muestra en la siguiente tabla 17.

Tabla 17: Partida de las horas internas.

PERSONAL	Coste horario (€/h)	Horas (h)	Coste total (€)
Estudiante	18,50	420	7770
Tutor	25	150	3750
TOTAL			11520 €

7.2.- Amortización

En la tabla 18 se desglosa la amortización de los activos fijos utilizados durante el proyecto. En la siguiente tabla se muestran las amortizaciones de los equipos utilizados en el proyecto, para su cálculo, se ha tenido en cuenta la vida útil de cada activo fijo y el tiempo empleado en el propio proyecto.

Tabla 18: Partida de las amortizaciones.

EQUIPOS	Cantidad (ud)	Coste unitario (€/ud)	Coste total (€)	Vida útil (años)	Uso (años)	Amortización
Ordenador	2	800,00	1600,00	8	0,68	136,00
Licencia Microsoft	2	156,00	312,00	4	0,68	53,04
TOTAL						189,04 €

7.3.- Gastos

Los materiales que no pueden ser utilizados en futuros proyectos son considerados gastos. Por lo tanto, el gasto total del proyecto es el mostrado en la tabla 19.



Tabla 19: Gastos totales.

GASTOS	Cantidad (ud)	Coste unitario (€/ud)	Coste total (€)
Desplazamientos a las estaciones de calidad del aire	4	80	320
Material oficina		60	60
TOTAL			186 €

7.4.- Costes totales

Para calcular el gasto total del proyecto se deberán calcular en primer lugar los gastos directos, que representan la suma de las horas internas, amortizaciones y gastos. Una vez calculados, se calcularán los gastos indirectos, cuya suma indicará el gasto total.

Los gastos indirectos tienen en cuenta factores ajenos al proyecto, normalmente se calculan como un porcentaje de gastos directos, en este caso del 7%. Se trata de aquellos costes que no están directamente relacionados con la ejecución del proyecto, pero es necesario incluirlos en el presupuesto (wifi, luz, aire acondicionado...).

Tabla 20: Desglose de los costes totales.

Partida	Coste (€)
Horas internas	11520 €
Amortización	189,04 €
Gastos	186 €
SUBTOTAL 1	11895,04 €
Gastos indirectos (7%)	832,65 €
TOTAL	12727,69 €

8.- CONCLUSIONES

En este Trabajo Fin de Grado se ha realizado el análisis de los niveles de dióxido de nitrógeno y de ozono troposférico, en las tres capitales de la CAPV (zonas urbanas) y en un parque natural (zona de fondo rural), entre el 16 de marzo y el 21 de junio de 2020, el denominado periodo **COVID 2020**, y durante el periodo COVID equivalente **promedio de los ocho años anteriores COVID (2012-2019)**. Las conclusiones que se desprenden de este análisis son las siguientes:

- **Los niveles de NO₂ han descendido en las tres capitales de la CAPV y en el parque natural de Valderejo durante el periodo COVID 2020 respecto al periodo equivalente COVID promedio de ocho años (2012-2019):**
 - En **Bilbao** el descenso ha sido de un **47%** (**13,7 µg NO₂·m⁻³**), resultando la capital con mayores niveles de NO₂ de la CAPV.
 - En **San Sebastián/Donostia** la reducción ha sido del **45%** partiendo de niveles promedio 2012-2019 de NO₂ (**23 µg NO₂·m⁻³**) del orden de los de Vitoria/Gasteiz (**22 µg NO₂·m⁻³**), cuyo descenso ha alcanzado el **60%**.
 - El parque natural de Valderejo con los niveles de NO₂ más bajos de la CAPV, ha registrado un descenso del **60%** (**3 µg NO₂·m⁻³**).
- Se han encontrado niveles y descensos de NO₂ muy diferentes entre estaciones, que confirman la metodología seguida de **selección de un conjunto de estaciones urbanas** de la red de control de calidad del aire de la CAPV en cada capital, **para realizar el promedio de todas ellas**, y así calcular el descenso de los niveles de NO₂ en cada capital, **no siendo suficiente este análisis con datos de una única estación**.
- Entre las 14 semanas COVID en estudio (S1-S14), destaca la importante disminución en los niveles de NO₂ entre la semana S3 a la S9, y en las tres capitales destaca la importante disminución en los niveles de NO₂ en la



semana del 06 al 12 abril de 2020, la denominada S4, que coincide con la semana final de la fase de restricciones actividades no esenciales:

- La reducción semanal ha sido del **64% (21 $\mu\text{gNO}_2\cdot\text{m}^{-3}$) en Bilbao** la máxima reducción observada en esa ciudad, **que coincide con el menor número de vehículos de entrada a la ciudad** (112.377 vehículos, promedio semanal).
 - Por su parte **San Sebastián/Donostia**, registra una reducción semanal del **50% (10,5 $\mu\text{gNO}_2\cdot\text{m}^{-3}$)**, también la máxima reducción del periodo COVID y
 - Finalmente en Vitoria/Gasteiz la reducción semanal llega al **71% (16,3 $\mu\text{gNO}_2\cdot\text{m}^{-3}$)**, máxima reducción semanal en microgramos por metro cubico del periodo COVID en esta ciudad.
-
- El descenso en los niveles de NO_2 registrado en las tres capitales de la CAPV y a nivel mundial, ha provocado un **descenso en los niveles de ozono de fondo de la CAPV**, ya que al ser un compuesto secundario, si no hay precursores no hay ozono local ni transportado. Este descenso lo ha registrado claramente la estación de vigilancia de ozono del parque natural de Valderejo, concretamente un descenso de los niveles de ozono del **14 % (11,9 $\mu\text{gO}_3\cdot\text{m}^{-3}$)**.
 - El análisis del “efecto fin de semana” de los últimos ocho años (2012-2019) en cada capital de la CAPV ha sido clave para explicar, en parte, la respuesta ante la bajada de los NO_x , que ha afectado de forma desigual a los niveles de ozono registrados en cada una de tres capitales de la CAPV, con un **aumento generalizado de ozono en Bilbao**, algo menos acusado en San Sebastián/Donostia, y un **descenso generalizado de ozono en Vitoria/Gasteiz**, que se detalla a continuación:
 - En Bilbao, rico en NO_x , con los niveles más bajos de O_3 , **el descenso de NO_x aumenta la producción de ozono** y explica, en parte, el **aumento de 8,6 $\mu\text{gO}_3\cdot\text{m}^{-3}$ (15%)** en los niveles promedio de O_3 durante el periodo COVID 2020. A pesar del aumento registrado, los

- niveles de O_3 en Bilbao siguen siendo los más bajos de las tres capitales de la CAPV, con $57 \mu g O_3 \cdot m^{-3}$.
- En San Sebastián/Donostia, con niveles de NO_x del orden a los de Vitoria/Gasteiz, **un descenso del 45% de NO_2 , aumenta ligeramente la producción de ozono**, y explica en parte, el aumento de $1,2 \mu g O_3 \cdot m^{-3}$ (2%) en los niveles promedio de O_3 , durante el periodo COVID 2020, y pasa a ser la capital de la CAPV con los niveles más altos de ozono, $63 \mu g O_3 \cdot m^{-3}$.
 - En Vitoria/Gasteiz, con niveles habitualmente más altos de O_3 y niveles de NO_x del orden a los de San Sebastián/Donostia, **un descenso del 60% de NO_2 , disminuye la producción de ozono**, y explica, en parte, el descenso medio de $4,7 \mu g O_3 \cdot m^{-3}$ (-8%) en los niveles promedio de ozono durante el periodo COVID 2020. A pesar del descenso registrado, los niveles O_3 en Vitoria/Gasteiz, $62 \mu g O_3 \cdot m^{-3}$, son del orden a los de San Sebastián/Donostia.
- En las tres capitales de la CAPV y en el parque natural de Valderejo destacan los niveles de **ozono del mes de abril de 2020**, que fue el mes con medidas restrictivas de actividades no esenciales y movilidad. Así, **Bilbao** registra un **aumento** en los niveles de O_3 de hasta el **17%**, **San Sebastián/Donostia del 4%** en el mes de abril de 2020, y **Vitoria/Gasteiz un descenso** en los niveles de O_3 del **11%**, que llega a ser, **en el parque natural de Valderejo del 24%**, en el mes de abril de 2020, comparado con el promedio del mes de abril de los últimos ocho años (2012-2019).
 - En general, en las tres capitales de la CAPV la semana **S7 COVID**, es decir, del 27 de abril al 3 de mayo de 2020, última semana de restricciones generales antes de entrar en fase 0, presenta **promedios semanales de O_3 bajos o muy bajos**, incluso en **Bilbao y San Sebastián/Donostia** con tendencia general al **aumento de los niveles de ozono**. Este **descenso generalizado** de ozono en las tres capitales de la CAPV, **pone de relieve la influencia de los factores**

meteorológicos “benignos” en los niveles de ozono que siempre hay que tener en cuenta junto al análisis de la tendencia de los precursores.

- El análisis de los máximos diarios octohorarios de ozono han sido eficaces para detectar episodios de transporte de ozono, que han afectado a las tres capitales de la CAPV y al parque natural de Valderejo simultáneamente. Esto demuestra que los niveles de ozono registrados en las tres capitales de la CAPV y en Valderejo, son resultado principalmente de procesos de formación a partir de **emisiones locales**, pero también hay que tener en cuenta el ozono **aportado desde zonas alejadas, que hace que se preste mucha atención a los procesos meteorológicos favorables y al transporte de masas de aire contaminado.**
- En el parque natural de Valderejo el **año 2020**, aunque aún no ha terminado (enero-junio), presenta un **número de superaciones del valor objetivo excepcionalmente bajo, 1 superación entre marzo y junio**, que nunca ha sido tan baja, ya que en el año 2013, también bajo, se dieron 4 superaciones, y en el año 2019, excepcionalmente alto, se dieron 23 superaciones entre marzo y junio.
- El **valor objetivo que marca la legislación de $120 \mu\text{g O}_3 \cdot \text{m}^{-3}$** como máximo diario de las media móviles octohorarias (no deben superarse en más de los 25 días por cada año civil de promedio en un periodo de 3 años) **no se ha cumplido en 2012, 2013, 2014, 2015, 2016 y 2019 en el parque natural de Valderejo. Por tanto, en 2020, probablemente no se cumpla** ya que con tan solo 1 superación hasta junio de 2020, el promedio de 3 años resulta ser 24*, cercano a los **25 días que marca la legislación.**



9.- REFERENCIAS

AEMA. (2017). Agencia Europea de Medio Ambiente. *Contaminación Atmosférica*. Último acceso: julio 2020. Recuperado de: <https://www.eea.europa.eu/es/themes/air/intro>

AEMA. (2020). Agencia Europea de Medio Ambiente. *Reflexiones sobre las ambiciones de neutralidad climática de Europa en tiempos del Covid-19*. Último acceso: julio 2020. Recuperado de: <https://www.eea.europa.eu/es/articles/reflexiones-sobre-las-ambiciones-de>

Aránguez, E., Ordóñez, J. M., Serrano, J., Aragonés, N., Fernández-Patier, R., Gandarillas, A., Galán, I. (1999). Contaminantes atmosféricos y su vigilancia. *Rev. Esp. Salud Pública*, 73, 123-132. Último acceso: julio 2020. Recuperado de: http://scielo.isciii.es/pdf/resp/v73n2/contam_atmos.pdf

Atkinson, R. (2000). Atmospheric Chemistry of VOCs and NOx. *Atmospheric Environment* 34, 2063-2101.

Atkinson, R., Arey, J. (2003). Atmospheric degradation of volatile organic compounds. *Chem. Rev.* 103 (12), 4605-4638.

Bortier, K., Ceulemans, R., y DeTemmerman, L. (2000). Effects of tropospheric ozone on woody plants. En: S.B. Agrawal, M. Agrawal (Eds), *Environmental Pollution and Plant Responses* (pp 153-182). Boca Raton, Florida: Lewis Publishers.

CEAM. (2009). *Estudio y Evaluación de la contaminación atmosférica por ozono troposférico en España*. Informe final. Último acceso: julio 2020. Recuperado de: https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/atmosfera-y-calidad-del-aire/8_A_Informe%20final%20ozono-ceam%20Julio%202009_tcm30-188048.pdf

CEAM. (2010). Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo. *Ozono troposférico y calidad del aire*. Último acceso: julio 2020. Recuperado de: <http://www.agroambient.gva.es/documents/20549779/161512949/Ozono+tropo sf%C3%A9rico+y+calidad+del+aire.+Libro+completo/c0ae3c3e-5588-433f-a0b6-daf473a9c0a9>



Diéguez, J.J. (2014). *Informe Final Proyecto CONOZE*. Fundación CEAM: CONTaminación por OZono en España. Último acceso: julio 2020. Recuperado de: https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/atmosfera-y-calidad-del-aire/Informe_t%C3%A9cnico_CONOZE%5B1%5D_tcm30-187899.pdf

DKV. (2010). *Contaminación atmosférica y salud*. Último acceso: julio 2020. Recuperado de: <https://www.miteco.gob.es/es/ceneam/recursos/pag-web/observatorio-salud-medio-ambiente.aspx>

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.

Durana, N., Navazo, M., Gomez, M.C., Alonso, L., Garcia, J.A., Ilardia, J.L., Iza, J. (2006). Long term hourly measurement of 62 non-methane hydrocarbons in an urban area: Main results and contribution of non-traffic sources. *Atmospheric Environment* 40(16), 2860–2872.

EEA. (2018). Agencia Europea de Medio Ambiente. Air quality in Europe -2018 report, EEA Report N° 12/2018. Último acceso: julio 2020. Recuperado de: <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2018>

EEA. (2019). European Environment Agency. *Air quality in Europe*. N° 10/2019. Último acceso: julio 2020. Recuperado de: <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2019>

España. Orden TEC/351/2019, de 18 de marzo, por la que se aprueba el Índice Nacional de Calidad del Aire. Boletín Oficial del Estado, 28 de marzo de 2019, núm. 75, pp. 31880 a 31884.

Gómez M.C., 2020. Investigan las causas de los niveles de ozono en el Parque Natural de Valderejo. Campusa UPV/EHU abril 2020. Último acceso: julio 2020. Recuperado de: <https://www.ehu.es/es/-/ozono-en-el-parque-natural-de-valderejo>.

Gómez, M.C., Durana, N., García, J. A., de Blas, M., Sáez de Cámara, E., García-Ruiz, E., Gangoiti, G., de la Torre, E., Iza, J. (2020). Long-term measurement of biogenic volatile organic compounds in a rural background area: Contribution to ozone formation. *Atmospheric Environment*. Último acceso: julio 2020. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2020.117315
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S135223102030056X?via%3Dihub>



González, P. (2019). *Impacto ambiental en las actividades humanas*. UF0735, España, Editorial Tutor Formación.

Heath, R.L. (1994). Alteration of plant metabolism by ozone exposure. En: A.R. Alscher, A.R. Wellburn (Eds.), *Plant Responses to Gaseous Environment* (pp 121-145). London: Chapman and Hall.

MA-GV. (2015). Departamento de Medio Ambiente y Política Territorial. Gobierno Vasco. *Zonificación propuesta para la evaluación de OZONO en la CAPV*. Último acceso: julio 2020. Recuperado de: https://www.euskadi.eus/contenidos/informacion/ozono_troposferico/es_def/Zonificacion%20ozono.pdf

MA-GV. (2017). Departamento de Medio Ambiente, Planificación Territorial y Vivienda. Gobierno Vasco. *Informes anuales de la calidad del aire*. Último acceso: julio 2020. Recuperado de: https://www.euskadi.eus/web01-a2ingair/es/contenidos/documentacion/informes_anuales_calidad_aire/es_def/index.shtml

MA-GV. (2019). Departamento de Medio Ambiente, Planificación Territorial y Vivienda. Gobierno Vasco. *Informe anual de la calidad del aire de la CAPV*. Último acceso: julio 2020. Recuperado de: https://www.euskadi.eus/contenidos/documentacion/informes_anuales_calidad_aire/es_def/Informe%202018.pdf

MA-GV. (2020a). Departamento de Medio Ambiente, Planificación Territorial y Vivienda. Gobierno Vasco. *Descripción de la Red de Control de Calidad del Aire*. Último acceso: julio 2020. Recuperado de: <https://www.euskadi.eus/informacion/la-red-de-control-de-calidad-del-aire/web01-a2ingair/es/>

MA-GV. (2020b). Departamento de Medio Ambiente, Planificación Territorial y Vivienda. Gobierno Vasco. *Mapas de niveles de concentración estimados por municipios*. Último acceso: julio 2020. Recuperado de: <https://www.ingurumena.ejgv.euskadi.eus/r49-aa17a/es/aa17aCalidadAireWar/estacion/mapaEstimaciones?locale=es>

MARM. (2015). Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. *El ozono troposférico y sus efectos en la vegetación*. Último acceso: julio 2020. Recuperado de: <http://www.fundacionnaturgy.org/wp-content/uploads/2018/06/calidad-del-aire-reto-mundial.pdf>



MITECO. (2018a). Ministerio para la Transición Ecológica. *Evaluación de la Calidad del Aire en España*. Último acceso: julio 2020. Recuperado de: https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/atmosfera-y-calidad-del-aire/informeevaluacioncalidadaireespana2018_tcm30-498764.pdf

MITECO. (2018b). Ministerio para la Transición Ecológica *Zonificación de la calidad del aire en España*. Último acceso: julio 2020. Recuperado de: https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/atmosfera-y-calidad-del-aire/zonificacion_2018_tcm30-501336.pdf

MITECO. (2020a). Ministerio para la Transición Ecológica. *Óxidos de Nitrógeno*. Último acceso: julio 2020. Recuperado de: <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/atmosfera-y-calidad-del-aire/calidad-del-aire/salud/oxidos-nitrogeno.aspx>

MITECO. (2020b). Ministerio para la Transición Ecológica. *Monóxido de Carbono*. Último acceso: julio 2020. Recuperado de: <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/atmosfera-y-calidad-del-aire/calidad-del-aire/salud/monoxido-carbono.aspx>

MITECO. (2020c). Ministerio para la Transición Ecológica. *Benceno*. Último acceso: julio 2020. Recuperado de: <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/atmosfera-y-calidad-del-aire/calidad-del-aire/salud/benceno.aspx>

Monks, P.S., Archibald, A.T., Colette, A., Cooper, O., Coyle, M., Derwent, R., Fowler, D., Granier, C., Law, K.S., Mills, G.E., Stevenson, D.S., Tarasova, O., Thouret, V., von Schneidmesser, E., Sommariva, R., Wild, O., Williams, M.L. (2015). Tropospheric ozone and its precursors from the urban to the global scale from air quality to short-lived climate forcer. *Atmospheric Chemistry and Physics* 15, 8889–8973.

Navazo, M., Durana, N., Alonso, L., Gómez, M.C., García, J.A., Ilardia, J.L., Gangoiti, G., Iza, J. (2008). High temporal resolution measurements of ozone precursors in a rural background station. A two-year study. *Environ. Monit. Assess.* 136 (1–3), 53–68.

OMS. (2005). *Guías de calidad del aire de la OMS relativas al material particulado, el ozono, el dióxido de nitrógeno y el dióxido de azufre*. Actualización mundial 2005. Resumen de evaluación de los riesgos. Último acceso: julio 2020. Recuperado de: https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/69478/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_spa.pdf



Pell, E.J., Eckhardt, N., y Eniyedi, A.J. (1992). Timing of ozone stress and resulting status of ribulose biphosphate carboxylase/oxygenase and associated net photosynthesis. *New Phytologist* 120, 397-408.

PNCCA (2019). I Programa Nacional de Control de la Contaminación Atmosférica. Dirección General de Biodiversidad y Calidad Ambiental. Ministerio para la transición ecológica. Último acceso: julio 2020. Recuperado de: https://ec.europa.eu/environment/air/pdf/reduction_napcp/ES%20final%20NAPCP%203Oct2019.pdf

Querol, X. (2018). *La calidad del aire en las ciudades. Un reto mundial*. Último acceso: julio 2020. Recuperado de: <http://www.fundacionnaturgy.org/wp-content/uploads/2018/06/calidad-del-aire-reto-mundial.pdf>

Querol, X. (2020). *¿Es relevante para la salud la reducción de la contaminación atmosférica durante la epidemia de COVID-19?* Instituto Salud Global. Último acceso: julio 2020. Recuperado de: <https://www.isglobal.org/healthisglobal/-/custom-blog-portlet/-sera-relevante-para-nuestra-salud-la-disminucion-de-la-contaminacion-atmosferica-durante-la-epidemia-de-la-covid-19-/5083982/11101#>

Real Decreto 102/2011, de 28 de enero, relativo a la mejora de la calidad del aire. Boletín Oficial del Estado.

Ruiz de La Torre, J. (2002). Mapa Forestal de España. Escala 1:1000.000. Ed. Organismo Autónomo de Parques Nacionales.

SEPAR. (2019). *La contaminación del aire causa 10.000 muertes al año en España, muchas más que las 1.700 por accidentes de tráfico*. Último acceso: julio 2020. Recuperado de: <https://www.separ.es/sites/default/files/SEPAR%20NP%20medio%20ambiente%20y%20salud%20%284%20jun%2019%29.pdf>

TCE. (2018). Tribunal de Cuentas Europeo. Informe Especial nº 23/2018: *Contaminación atmosférica: nuestra salud no tiene todavía la suficiente protección*. Último acceso: julio 2020. Recuperado de: https://www.eca.europa.eu/Lists/ECADocuments/SR18_23/SR_AIR_QUALITY_ES.pdf

Wang, T., Xue, L., Brimblecombe, P., Lam, Y.F., Li, L., Zhang, L. (2017). Ozone pollution in China: a review of concentrations, meteorological influences, chemical precursors, and effects. *Science of the Total Environment* 575, 1582-1596.



WHO. (2000). World Health Organization. Air quality guidelines for Europe, 2nd ed. WHO Regional Publications, European Series, No. 91. Copenhagen, Denmark.

WHO. (2008). World Health Organization. *Health risks of ozone from longrange transboundary air pollution*. World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen.

Zhu, L., Jacob, D.J., Keutsch, F.N., Mickley, L.J., Scheffe, R., Strum, M., González, G., Chance, K., Yang, K., Rappenglück, B., Millet, D.B., Baasandorj, M., Jaeglé, L., Shah, V. (2017). Formaldehyde (HCHO) as a hazardous air pollutant: mapping surface air concentrations from satellite and inferring cancer risks in the United States. *Environ. Sci. Technol.* 51, 5650–5657.

