

UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE MADRID
Escuela Técnica Superior de Ingenieros en Topografía, Geodesia y
Cartografía



**Análisis de datos satelitales de
concentración de NO₂ en ambientes
urbanos. Aplicación a ciudades de España.**

TESIS DOCTORAL

Presentada para optar al título de Doctor por:

Carlos Morillas López

Máster en Planificación de Proyectos de Desarrollo Rural y Gestión
Sostenible

Máster en Ingeniería de la Energía

Madrid, 2024



UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE MADRID

Escuela Técnica Superior de Ingenieros
en Topografía, Geodesia y Cartografía

Doctorado en Ingeniería Geomática

**Análisis de datos satelitales de
concentración de NO₂ en ambientes
urbanos. Aplicación a ciudades de España.**

TESIS DOCTORAL

Presentada para optar al título de Doctor por:

Carlos Morillas López

Máster en Planificación de Proyectos de Desarrollo Rural y Gestión
Sostenible

Máster en Ingeniería de la Energía

Bajo la dirección de:

Dr. Sara Martínez Delgado

Madrid, 2024

Título: Análisis de datos satelitales de concentración de NO₂ en ambientes urbanos.
Aplicación a ciudades de España.

Autor: Carlos Morillas López

Programa de Doctorado: Doctorado en Ingeniería Geomática

Dirección de tesis: Dra. Sara Martínez Delgado

Tribunal nombrado por el Magnífico Rector de la Universidad Politécnica de Madrid, el
día ____ de ____ de ____.

Presidente: _____

Vocal: _____

Vocal: _____

Vocal: _____

Secretario/a: _____

Suplente: _____

Suplente: _____

Realizado el acto de defensa y lectura de la Tesis el día ____ de ____ de ____ en
Madrid, habiendo obtenido la calificación de ____.

El presidente,

El secretario,

Los vocales,

*“And maybe, just maybe
I’ll come home”*

Promise, Ben Howard

AGRADECIMIENTOS

Quisiera expresar mi sincero agradecimiento y reconocimiento a todas aquellas personas que han contribuido a que esta tesis haya salido adelante. Cada una, de una forma u otra, me ha acompañado y apoyado en un camino cuyo final no alcanzaría a ver de haberlo emprendido solo.

Gracias a todos los compañeros y profesores del Laboratorio de Topografía y Geomática de la E.T.S.I. de Caminos, Canales y Puertos. En especial, a Sara Martínez y a Sergio Álvarez. A la primera, por compartir su enorme talento, conocimientos y pragmatismo con quien ha tenido la suerte de ser su primer doctorando; y al segundo, por confiar en mi capacidad desde el día en el que entré por primera vez a su despacho sin esperar lo que vendría después.

Gracias a mi familia. A mis padres; a mi hermano; y a todos los demás. De cada uno admiro algo que intento llevar siempre conmigo. Y sentir que os tengo por dentro o por fuera es la mayor suerte que puedo imaginar.

Gracias a mis amigos, que son parte de ella. Ojalá pudiera transmitirlos solo una parte de lo que significáis para mí.

Y gracias a ti por dedicar un tiempo para leer. Siempre pensé que la ingeniería debe ponerse al servicio de las personas para acercarnos a lo que entendemos como un mundo mejor. Igual que todo a lo que le pongamos corazón. Espero haber logrado poner algo de mi parte.

RESUMEN

Los efectos del cambio climático son cada vez más evidentes. Los últimos Informes de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) han concluido que sus efectos se han agravado y se han acelerado en los países de la región mediterránea. Las ciudades tienen un papel fundamental en materia de mitigación y adaptación, ya que concentran importantes focos de actividad humana y, por tanto, de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). Y es esperable que el proceso global de urbanización siga en aumento.

La contaminación atmosférica es la otra cara de la moneda. Algunas especies químicas de origen antropogénico actúan en una doble vía. Por un lado —además de tener la capacidad de absorber y reemitir radiación—, intervienen en procesos de formación secundaria de otros GEI de alto potencial de calentamiento global. Por otro, tienen un efecto nocivo inmediato sobre la salud de las personas y los ecosistemas. Es el caso de los precursores del ozono (O_3), tales como compuestos orgánicos volátiles (COV), monóxido de carbono (CO) y óxidos de nitrógeno (NO_x).

Desde finales del pasado siglo, el marco legal internacional ha tratado de adaptarse para mantener tanto las emisiones como la concentración ambiente de estas especies bajo límites sostenibles y saludables. Las grandes ciudades del mundo, con alta densidad de población, suelen contar con una infraestructura pública de seguimiento, donde el muestreo de las capas bajas de la atmósfera se realiza a través de dispositivos o estaciones de medición in situ.

La teledetección de la composición atmosférica se remonta hasta hace más de un siglo, y se ha incorporado a sensores de tierra, aéreos y espaciales con cada vez mejores prestaciones y calidad de los productos. Pero todos, en esencia, han operado mediante la técnica de espectroscopía de absorción óptica diferencial (DOAS); es decir, el análisis de la interacción de cada especie sobre la radiación observada en diferentes longitudes de onda.

En los últimos años, la teledetección atmosférica por satélite ha evolucionado hasta el lanzamiento de sensores actuales, que ofrecen diariamente una panorámica global con resolución espacial sin precedentes. Es el caso del *Tropospheric Monitoring Instrument* (TROPOMI), a bordo de Sentinel-5P, que permite observar múltiples rangos del espectro para generar hasta ocho tipos de producto.

Entre ellos, las imágenes de NO_2 son de especial interés, ya que se trata de la especie cuya columna vertical troposférica puede derivarse con mayor precisión. Por sus características intrínsecas y su dinámica en la atmósfera, la mayor parte del NO_2 troposférico se acumula muy cerca de la superficie, bajo la capa límite atmosférica, y se extingue con relativa rapidez. Esto ha abierto puertas a la investigación para detectar eventos ocurridos a nivel de suelo, focos persistentes de emisión y puntos concretos de actividad.

En otros casos, las mediciones de columna troposférica satelital se han comparado con la información in situ procedente de redes de calidad del aire, comprobando que el NO_2 presenta mayores correlaciones que cualquier otra especie observada. Por ello, recientemente se ha trabajado en conocer hasta qué punto las observaciones de satélite pueden aproximarse a lo ocurrido a nivel superficial, y de qué forma realizar estimaciones.

Este tipo de estudio nunca se ha abordado en ciudades de España, donde existe una problemática real. Madrid y Barcelona han sido posicionadas como la primera y sexta ciudades en Europa con mayor número de muertes evitables por exposición al NO₂. A esto se añade que muchos municipios se encuentran rezagados en la implementación de la normativa nacional más reciente en materia de emisiones y calidad del aire. De hecho, la mayoría de localidades de más de 50.000 habitantes apenas cuenta con infraestructura de seguimiento de la composición atmosférica.

El objetivo de la presente tesis es evaluar qué tipo de información directa pueden aportar los datos de Sentinel-5P en grandes ciudades de España, y en qué medida pueden servir para caracterizar la distribución espaciotemporal de la contaminación e, incluso, la evaluación de la eficacia de políticas de mitigación.

Debe tenerse presente que la acumulación de cada especie sobre una localización concreta depende no solo del perfil de emisiones, sino de agentes atmosféricos que intervienen en su transporte y su generación o eliminación química. Por ello, también se estudia la posible influencia de diferentes factores meteorológicos sobre la concentración de NO₂ y su distribución, especialmente en aquellos lugares con menor coherencia entre medidas de columna y de superficie.

Los resultados de la investigación se materializan en tres publicaciones dentro de revistas científicas de alto impacto en colaboración internacional con la Universidad de Basilicata y la Universidad de Oporto:

- *TROPOMI NO₂ Sentinel-5P data in the Community of Madrid: A detailed consistency analysis with in situ surface observations*
- *Impact of the implementation of Madrid's low emission zone on NO₂ concentration using Sentinel-5P/TROPOMI data*
- *NO₂ data from air quality networks and Sentinel-5P: relationship with O₃ and meteorological variables in the largest cities of Spain*

El primer artículo aborda un análisis comparativo de los datos in situ y satelitales de NO₂ en toda la Comunidad de Madrid durante el año 2022. En entornos urbanos y suburbanos se observó una correlación muy fuerte e incluso mayor que en estudios equivalentes de otras ciudades del mundo ($r=0,79$); sin embargo, el coeficiente fue claramente menor en zonas rurales ($r=0,52$). Esto se debe a que perfiles de emisiones intensivos facilitan la detección de concentraciones persistentes de NO₂ en la troposfera, así como a la influencia de la topografía sobre la evacuación de las masas de aire y la estabilidad atmosférica, que permiten que en la ciudad de Madrid la correlación se fortalezca.

Bajo estas condiciones, TROPOMI también fue capaz de caracterizar la distribución espaciotemporal de NO₂ en la región. Se observó un patrón estacional con mayor acumulación durante los meses fríos y menor en los cálidos, relacionado con cambios en la vida media del NO₂ en la atmósfera y en el consumo de calefacción doméstica. Además, se obtuvieron imágenes representativas de días laborables y fines de semana, mostrando cambios significativos en la movilidad entre la ciudad de Madrid y los municipios del noreste del área metropolitana. En ciertos casos, fue posible identificar focos de emisión concretos, como la actividad sobre el Aeropuerto Adolfo Suárez Madrid-Barajas durante el periodo estival.

En el segundo artículo se evalúan los efectos de la implementación de la zona de bajas emisiones (ZBE) de Madrid Central entre 2018 y 2019, así como el impacto de la

pandemia del COVID-19 antes, durante y después del confinamiento domiciliario. Los resultados mostraron patrones consistentes entre las observaciones de TROPOMI y las mediciones en superficie, tanto en la ZBE como en el resto del área metropolitana. Los datos satelitales detectaron las principales variaciones anuales e interanuales en la concentración de NO₂ derivadas de los cambios en el flujo de tráfico, especialmente durante episodios de alta contaminación.

Estos hallazgos fueron posibles gracias a las particulares condiciones topográficas y meteorológicas de la ciudad de Madrid. Por ello, el uso de la teledetección satelital no debe considerarse como la solución principal, sino como una aproximación auxiliar, ya que la aplicación directa de los valores de columna troposférica presenta ciertas limitaciones.

Este aspecto se aborda en el tercer artículo, donde se analiza la influencia de los factores meteorológicos en los procesos de producción, eliminación y transporte de NO₂, ampliando el análisis a las ciudades de Barcelona y Valencia. Para ello, se tomó la información pública disponible procedente de las infraestructuras de monitoreo (i.e., velocidad y dirección del viento, temperatura, radiación solar, humedad relativa) durante el año 2022, a la que se añadieron datos de O₃.

Cada variable se comparó con las medidas de concentración en superficie y de columna troposférica de NO₂ mediante respectivos análisis de correlación y de componentes principales. Identificar estas relaciones en cada localización permitirá desarrollar modelos de estimación de calidad del aire basados en información satelital como futura línea de investigación.

En primer lugar, se observó que, debido a su influencia en la distribución vertical de NO₂, mayores velocidades medias del viento restringen la comparabilidad entre datos in situ y de columna troposférica. La correlación en las ciudades costeras (Valencia: $v=2,97$ m/s, $r=0,68$; Barcelona: $v=8,04$, $r=0,65$) fue sensiblemente más débil que en Madrid ($v=1,34$ m/s, $r=0,86$).

Los resultados finales mostraron que las variables que presentan una relación más estrecha con la concentración superficial y troposférica de NO₂, y que servirán como base para el cálculo de estimaciones, son: en Madrid, los niveles de O₃, la velocidad del viento, la temperatura y la radiación solar; en Barcelona y Valencia, los niveles de O₃, la velocidad y la dirección del viento.

Se espera que los siguientes pasos en la investigación sigan dos caminos. Primero, una vez diseñados y comprobados los modelos de estimación en estas localidades, se realizará la extrapolación a otras ciudades de España, valorando el empleo de sensores de bajo coste para obtener datos a nivel de superficie. Esta vertiente se enfocará especialmente en aquellos municipios de más de 50.000 habitantes con escasa infraestructura de calidad del aire. Paralelamente, se llevarán a cabo estudios análogos a los aquí presentados utilizando datos de los futuros satélites Sentinel-5 y Sentinel-4, cuyos resultados se utilizarán para identificar nuevas aportaciones y mejoras en la tecnología. El monitoreo continuo de NO₂ que proporcionarán estas plataformas facilitará la estimación de nuevas emisiones y contribuirá a la creación de inventarios no convencionales de GEI.

ABSTRACT

The effects of climate change are becoming increasingly evident. The latest Assessment Reports from the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) have concluded that its effects have worsened and accelerated in Mediterranean countries. Cities play a fundamental role in mitigation and adaptation, as they are major centers of human activity and, therefore, of greenhouse gas (GHG) emissions. The process of global urbanization is expected to continue to increase.

Air pollution is the other side of the coin. Some anthropogenic compounds act in two ways. On one hand—in addition to their capacity to absorb and re-emit radiation—they take part in secondary formation processes of other GHGs with a high global warming potential. On the other hand, they have an immediate harmful effect on human health and ecosystems. This is the case with ozone (O_3) precursors, such as volatile organic compounds (VOCs), carbon monoxide (CO), and nitrogen oxides (NO_x).

Since the end of the last century, the international legal framework has been revised in order to keep both the emissions and ambient concentration of these species under sustainable and healthy limits. Many of the world's major cities, characterized by high population densities, have established public monitoring infrastructures, where sampling of the lower layers of the atmosphere is carried out through in situ measuring devices or stations.

Remote sensing of atmospheric composition began over a century ago and has since been integrated into ground-based, airborne, and space-based sensors, with continuous improvements in performance and product quality. These sensors operate using the differential optical absorption spectroscopy (DOAS) technique, which analyzes the interaction of each species with the observed radiation at different wavelengths.

In recent years, satellite-based atmospheric remote sensing has advanced significantly, leading to the deployment of current sensors that offer a daily global overview with unprecedented spatial resolution. One notable example is the Tropospheric Monitoring Instrument (TROPOMI) aboard Sentinel-5P, which allows the observation of multiple spectral ranges to generate up to eight types of products.

NO_2 images are particularly interesting because their tropospheric vertical column can be derived very precisely compared to other species. Due to its unique features and atmospheric dynamics, most of tropospheric NO_2 accumulates very close to the surface, typically under the planetary boundary layer, and dissipates relatively quickly. This characteristic enabled research to detect ground-level events, identify persistent emission sources, and pinpoint specific points of activity.

In other cases, satellite-based tropospheric column measurements have been compared with in situ information from air quality monitoring networks, and have consistently proved that NO_2 exhibits stronger correlations than any other observed species. As a result, recent efforts have focused on understanding how satellite observations can reflect surface-level conditions to make accurate estimations accordingly.

This type of study has never been addressed in cities of Spain, where there is real concern. Madrid and Barcelona have been identified as the first and sixth cities in Europe with the highest number of avoidable deaths attributed to NO_2 exposure. Furthermore, many municipalities are falling behind in the implementation of the latest national regulations regarding emissions and air quality. In fact, the majority of municipalities with

more than 50,000 inhabitants lack adequate infrastructure for monitoring atmospheric composition.

The objective of this thesis is to evaluate the direct information that Sentinel-5P data can provide in major Spanish cities, assessing its usefulness for characterizing the spatio-temporal distribution of air pollution and potentially gauging the effectiveness of mitigation policies.

It is worth noting that the accumulation of any species over a particular location depends not only on the emissions profile but also on the atmospheric agents involved in their transport and chemical generation or removal. Hence, the influence of various meteorological factors on NO₂ concentration is also studied, particularly in locations where there is less coherence between column and surface measurements.

The research findings have been published in three high-impact scientific journals in international collaboration with the University of Basilicata and the University of Porto:

- *TROPOMI NO₂ Sentinel-5P data in the Community of Madrid: A detailed consistency analysis with in situ surface observations*
- *Impact of the implementation of Madrid's low emission zone on NO₂ concentration using Sentinel-5P/TROPOMI data*
- *NO₂ data from air quality networks and Sentinel-5P: relationship with O₃ and meteorological variables in the largest cities of Spain*

The first article conducts a comparative analysis of in-situ and satellite NO₂ data across the Community of Madrid during the year 2022. In urban and suburban settings, a remarkably strong correlation was observed, surpassing those reported in equivalent studies in other cities ($r=0.79$); however, the coefficient was notably lower in rural areas ($r=0.52$). This disparity is attributed to the intensive emission profiles of urban areas like Madrid, which allow for a better detection of persistent NO₂ concentrations in the troposphere; but also to topography, which can hinder the evacuation of air masses and favor atmospheric stability.

Under these conditions, TROPOMI successfully characterized the spatiotemporal distribution of NO₂ in the region. There was a seasonal pattern with higher accumulation in colder months and lower in warmer months. These variations were linked to changes in the atmospheric half-life of NO₂ and fluctuations in domestic heating consumption. The study generated representative images for weekdays and weekends, showing significant shifts in road mobility between the city of Madrid and the northeastern municipalities of the metropolitan area. It was possible to pinpoint specific hotspots as well, such as the activities around the Adolfo Suárez Madrid-Barajas Airport during the summer period.

The second article evaluates the effects of the implementation of Madrid's low emission zone (LEZ) between 2018 and 2019, along with the impact of the COVID-19 pandemic before, during, and after the home confinement measures. The results revealed consistent patterns between TROPOMI observations and surface measurements, both within the LEZ and across the broader metropolitan area. Satellite data effectively captured the primary annual and interannual variations in NO₂ concentration stemming from changes in traffic flow, particularly during periods of increased air pollution.

These findings were made possible thanks to the particular topographic and meteorological features of the city. Overall, it is worth noting that satellite remote sensing should not be regarded as the primary solution, but rather as an auxiliary

approach. The direct application of tropospheric column values has certain limitations that need to be considered.

This issue is explored in the third article, which analyzes the influence of meteorological factors on the production, removal, and transport processes of NO₂, adding the cities of Barcelona and Valencia. Publicly available information from monitoring infrastructures (i.e., wind speed and direction, temperature, solar radiation, relative humidity) during the year 2022 was used, and O₃ data was included.

Each variable was compared with surface-level concentration and tropospheric column measurements of NO₂ through correlation analyses and principal component analyses. The identification of these relationships in each location will enable the development of air quality estimation models based on satellite information as a future line of research.

Initially, it was noted that higher average wind speeds limit the comparability between in-situ and tropospheric column data, owing to their impact on the vertical distribution of NO₂. The correlation observed in coastal cities (Valencia: WS=2.97 m/s, r=0.68; Barcelona: WS=8.04 m/s, r=0.65) was notably lower compared to Madrid (WS=1.34 m/s, r=0.86).

The final results indicated that the variables most closely associated with surface and tropospheric NO₂ concentrations —and that will serve as the basis for estimation models— are: in Madrid, O₃ levels, wind speed, temperature, and solar radiation; in Barcelona and Valencia, O₃ levels, wind speed, and wind direction.

The next steps in this research are expected to follow two paths. Firstly, once the estimation models have been designed and tested, they will be extrapolated to other cities in Spain. This will involve considering the use of low-cost sensors to obtain surface-level data, particularly focusing on municipalities with over 50,000 inhabitants and limited air quality infrastructure. At the same time, similar studies to those presented here will be conducted using data from future satellites Sentinel-5 and Sentinel-4. The results will be used to identify new contributions and improvements in space-based remote sensing techniques. The continuous monitoring of NO₂ provided by these platforms will facilitate the estimation of new emissions and contribute to the creation of unconventional GHG inventories.

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS	vii
RESUMEN	viii
ABSTRACT	xi
ÍNDICE	xiv
Índice de figuras	xvi
Índice de tablas	xviii
Abreviaturas y acrónimos	xix
I. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Efecto invernadero y cambio climático	2
1.1.1. Cambio climático en ciudades.....	5
1.1.2. Cambio climático: situación en España.....	6
1.2. Contaminación atmosférica y calidad del aire.....	6
1.2.1. Contaminación atmosférica en ciudades.....	7
1.2.2. Contaminación atmosférica: situación en España	9
1.2.3. Seguimiento de la composición atmosférica en ciudades de España.....	11
1.3. Objetivos	13
II. ESTADO DE LA CUESTIÓN	14
2.1. Sensores en tierra	15
2.2. Sensores aéreos	21
2.3. Sensores satelitales	22
2.4 Sentinel-5P.....	29
2.4.1. Especificaciones técnicas	30
2.4.2. Productos y algoritmos de funcionamiento.....	32
2.4.3. Correlación con medidas in situ	34
2.5. Dióxido de nitrógeno.....	37
2.5.1. Origen.....	37
2.5.2. Dinámica atmosférica.....	38
2.5.3. Impactos	39
2.5.4. Situación en ciudades de España	40
III. METODOLOGÍA	41
3.1. Materiales.....	42
3.1.1. Datos de satélite	42
3.1.2. Datos in situ	46
3.1.3. Datos modelizados	51

3.2. Métodos	51
3.2.1. Valores promedio.....	51
3.2.2. Correlación lineal	52
3.2.3. Análisis de Componentes Principales	52
IV. RESULTADOS	54
Resultado 1: TROPOMI NO ₂ Sentinel-5P data in the Community of Madrid: A detailed consistency analysis with in situ surface observations	56
Resultado 2: Impact of the implementation of Madrid's low emission zone on NO ₂ concentration using Sentinel-5P/TROPOMI data.....	82
Resultado 3: NO ₂ data from air quality networks and Sentinel-5P: relationship with O ₃ and meteorological variables in the largest cities of Spain.....	113
V. DISCUSIÓN.....	148
Cuestión 1: ¿Hasta qué punto puede establecerse una correlación directa entre las medidas de concentración de NO ₂ obtenidas en superficie y por satélite?	149
Cuestión 2: ¿Es posible detectar por satélite una distribución temporal y territorial del NO ₂ que permita identificar los puntos calientes de emisiones en cada localización?	153
Cuestión 3: ¿Es posible emplear la teledetección para evaluar los efectos de las políticas de reducción de emisiones y hasta qué punto esos cambios pueden detectarse de forma localizada?	156
Cuestión 4: ¿Cuáles son los principales factores meteorológicos que influyen en la concentración de NO ₂ y que deben tenerse en cuenta para realizar estimaciones a nivel superficial?	160
VI. CONCLUSIONES	164
VII. FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN	168
VIII. REFERENCIAS	170
IX. ANEXOS	188
A.1. Cobertura de la red española de calidad del aire en municipios de más de 50.000 habitantes.....	189
A.2. Imágenes de Nivel-3 de Sentinel-5P utilizadas	193

Índice de figuras

Figura 1.- Representación gráfica de (a) la aplicación de filtros para realizar el ajuste espectral y de (b) la eficaz de absorción de referencia de diferentes gases traza en función de la longitud de onda. Fuente: Platt y Stutz (2008).	17
Figura 2.- Geometría de (a) un dispositivo DOAS, incluyendo (b) definición del AMF, donde α corresponde al ángulo de orientación del detector; z , a la altura sobre la superficie planetaria; $c(z)$, a la concentración de la especie de interés.	18
Figura 3.- Geometría de un dispositivo MAX-DOAS, donde α corresponde al ángulo de orientación del detector; z , a la altura sobre la superficie planetaria; $c(z)$, a la concentración de la especie de interés.	19
Figura 4.- Imagen obtenida mediante MAX-DOAS mostrando el perfil vertical y horizontal de NO_2 . Fuente: Tomado de Peters et al. (2019).	20
Figura 5.- Geometría de un dispositivo MAX-DOAS aéreo, donde α corresponde al ángulo de orientación del detector; z , a la altura sobre la superficie planetaria; $c(z)$, a la concentración de la especie de interés.	22
Figura 6.- Geometría de un sensor satelital DOAS de observación en nadir.	23
Figura 7.- Geometría de órbita polar heliosíncrona.	24
Figura 8.- Esquema de muestreo de TROPOMI a bordo de Sentinel-5P. Fuente: Adaptado de Eskes et al. (2022).	31
Figura 9.- Rangos espectrales observados por TROPOMI para la detección de cada especie. Fuente: Adaptado de ESA (2024b).	32
Figura 10.- Esquema de las principales reacciones del NO_x en la troposfera. Fuente: Richter (2009).	39
Figura 11.- Esquema de la operación bin_spatial en la transformación de imágenes de Nivel-2 a Nivel-3.	43
Figura 12.- Diferencia en la longitud de barrido de (a) GOME-2 y (b) TROPOMI para la observación de NO_2 . Fuente: DLR (2024); ESA (2024e).	44
Figura 13.- Detalle de resolución espacial de las imágenes de Nivel-2 de NO_2 troposférico tomadas por TROPOMI (a) bajo el satélite (nadir) y (b) en los límites de barrido (off-nadir). Se toma como región de interés el centro de la ciudad de Madrid.	45
Figura 14.- Distribución de las estaciones de calidad del aire y meteorológicas en (a) la Comunidad de Madrid y en (b) el interior de la ciudad de Madrid.	48
Figura 15.- Distribución de las estaciones de calidad del aire y meteorológicas en la ciudad de Barcelona.	49
Figura 16.- Distribución de las estaciones de calidad del aire y meteorológicas en la ciudad de Valencia.	50
Figura 17.- Gráfico bidimensional de ACP en uno de los casos de estudio. El eje horizontal representa la primera componente principal y el vertical, la segunda.	53
Figura 18.- Coeficientes de correlación entre datos de NO_2 de estaciones in situ y de TROPOMI en (a) Corea del Sur y (b) la Comunidad de Madrid. Fuentes: (a) Jeong and Hong, 2021; (b) Morillas et al., 2024.	150
Figura 19.- Mapa de elevaciones de la Comunidad de Madrid, junto a los límites de la ciudad. Se incluye la ubicación de las estaciones de calidad del aire urbanas/suburbanas (círculos) y rurales (diamantes), así como los coeficientes de correlación. Fuente: Farr et al. (2007); NASA (2024c).	151
Figura 20.- Centro de cada zona (píxel que cumple con los criterios de calidad) observada por TROPOMI (a) tras un único paso de satélite y (b) después de un mes de muestreo. Fuente: Cersosimo et al. (2020).	153

Figura 21.- Detalle de la imagen promedio obtenida por TROPOMI en agosto de 2022 en la Comunidad de Madrid. Las líneas negras indican la localización del aeropuerto Adolfo Suárez Madrid-Barajas.	154
Figura 22.- (a) Distribución de las zonas de estudio con la ubicación de las estaciones de calidad del aire y (b) media móvil de 30 días de la concentración de NO ₂ antes y después de la implementación de Madrid Central observada por satélite y por las estaciones en tierra.	157
Figura 23.- (a) Distribución de la concentración de NO ₂ en 2020 antes, durante y después del confinamiento y (b) media móvil de 10 días de la concentración de NO ₂ observada en superficie y por satélite en 2019, 2020 y 2021 dentro de la ZBEDEP durante el mismo periodo.....	158
Figura 24.- Media móvil de 30 días de la concentración de NO ₂ observada en superficie (rojo) y por satélite (gris) en Madrid, Barcelona y Valencia, y coeficientes de correlación entre ambas series de datos.....	161
Figura 25.- Influencia del viento sobre la correspondencia entre los datos de NO ₂ medido por las estaciones (superficie) y por satélite (columna).	161
Figura 26.- Velocidad (m/s) y dirección del viento promedio en el 10% de casos de mayor (rojo) y menor (verde) concentración de NO ₂ observada en superficie y por satélite en la ciudad de Madrid.	162
Figura 27.- Distribución de la concentración de NO ₂ troposférico observada por TROPOMI en diferentes meses de 2022 en (a) Madrid, (b) Barcelona y (c) Valencia. Debajo, promedio diario de la velocidad (m/s) y dirección del viento durante los mismos meses.....	163

Índice de tablas

Tabla 1.- Directrices de calidad del aire de la WHO para exteriores. Fuente: WHO (2021, 2010).	7
Tabla 2.- Directrices de calidad del aire actuales y futuras en la UE y futuras revisiones. Fuente: CE (2022b, 2008, 2004).	8
Tabla 3.- Compromisos de reducción de contaminantes atmosféricos para España según el Protocolo de Gotemburgo y la Directiva 2016/2284. Año de referencia: 2005. Fuente: CE (2016).	10
Tabla 4.- Niveles de concentración, en $\mu\text{g}/\text{m}^3$, de contaminantes y códigos de color del ICA. Fuente: MPJRC (2019).	10
Tabla 5.- Técnicas de medida de cada contaminante atmosférico medido en la red española de vigilancia de la calidad del aire.	12
Tabla 6.- Estudios comparativos entre medidas MAX-DOAS y concentraciones superficiales obtenidas in situ.	22
Tabla 7.- Sensores satelitales de teledetección atmosférica nadir en el espectro UV. Fuente: Ampliado de Weber et al. (2024).	25
Tabla 8.- Estudios comparativos entre observaciones de satélite y concentraciones superficiales obtenidas in situ.	27
Tabla 9.- Ventajas e inconvenientes de cada técnica de medida de la composición atmosférica.	28
Tabla 10.- Misiones satelitales del programa Copernicus. Los satélites marcados con asterisco (*) no han sido lanzados a fecha de 2024. Fuente: Adaptado de ESA (2024).	29
Tabla 11.- Principales características espectrales de los cuatro espectrómetros de TROPOMI. Fuente: ESA (2024c).	31
Tabla 12.- Coeficiente de correlación lineal (r) entre medidas de TROPOMI y concentraciones in situ de NO_2 en diferentes estudios.	34
Tabla 13.- Periodo medio de vida en la atmósfera de cada especie observada por TROPOMI.	35
Tabla 14.- ID de los productos de Nivel-2 de NO_2 de TROPOMI. Fuente: (Eskes et al., 2022)	44
Tabla 15.- Datos públicos de calidad del aire y meteorológicos empleados en la investigación	46
Tabla 16.- Estaciones de monitoreo de la Comunidad y de la ciudad de Madrid empleadas en la investigación y parámetros disponibles. El número de estación corresponde a la Figura 14.	46
Tabla 17.- Estaciones de monitoreo de la ciudad de Barcelona empleadas en la investigación y parámetros disponibles. El número de estación corresponde a la Figura 15.	49
Tabla 18.- Estaciones de monitoreo de la ciudad de Valencia empleadas en la investigación y parámetros disponibles. El número de estación corresponde a la Figura 16.	50
Tabla 19.- Publicaciones realizadas.	55

Abreviaturas y acrónimos

AAI: absorbing aerosol index; índice de absorción

ACP: análisis de componentes principales

AERONET: Aerosol Robotic Network

AEROSPAIN: Aerosol Robotic Network (España)

AMAX-DOAS: airborne differential optical absorption spectroscopy; espectroscopía de absorción óptica diferencial aérea

AMF: air mass factor; coeficiente de masa de aire

AEC: aerosol extinction coefficient; coeficiente de extinción

AOD: aerosol optical depth; profundidad óptica

AR: Assessment Report; Informe de Evaluación

CAMS: Copernicus Atmospheric Monitoring Service; Servicio de Monitoreo Atmosférico de Copernicus

CE: Comisión Europea

COV: compuestos orgánicos volátiles

COVNM: compuestos orgánicos volátiles no metánicos

CRF: Common Reporting Formats; Formato Común de Reporte

CTM: chemical transport model; modelo de transporte químico

DOAS: differential optical absorption spectroscopy; espectroscopía de absorción óptica diferencial

DU: Dobson units; unidades Dobson

ECMWF: European Centre for Medium-Range Weather Forecasts; Centro Europeo de Previsiones Meteorológicas a Plazo Medio

ESA: European Space Agency; Agencia Espacial Europea

GEE: Google Earth Engine

GEI: gas de efecto invernadero

GEO: geostationary orbit; órbita geoestacionaria

GWP: Global Warming Potential; Potencial de Calentamiento Global

HDF: hierarchical data format

HFC: hidrofluorocarburos

ICA: Índice de Calidad del Aire

IPCC: Intergovernmental Panel on Climate Change; Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático

IR: infrarrojo

KNMI: Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut; Real Instituto Meteorológico Holandés

LEO: low Earth orbit; órbita terrestre baja

LiDAR: light detection and ranging; medición y detección de objetos mediante láser

LULUCF: Land Use, Land Use Change and Forestry; Uso de la Tierra, Cambios en el Uso de la Tierra y Silvicultura

LST: local solar time; hora solar local

MAX-DOAS: multi-axis differential optical absorption spectroscopy; espectroscopía de absorción óptica diferencial multi-eje

MITERD: Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico

MTR: modelo de transferencia radiativa

NASA: National Aeronautics and Space Administration; Administración Nacional de Aeronáutica y el Espacio

netCDF: network common data form

NIR: near-infrared; infrarrojo cercano

NRT: near real time

OFFL: offline

OMS: Organización Mundial de la Salud

ONU: Organización de las Naciones Unidas

PANs: peroxyacetyl nitrates; nitratos de peroxiacilo

PBL: planetary boundary layer; capa límite atmosférica

PFC: perfluorocarbonos

PGN: Pandonia Global Network

PM: particulate matter; material particulado

PMUS: plan de movilidad urbana sostenible

PNACC: Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático

PNIEC: Plan Nacional Integrado de Energía y Clima

RPRO: reprocessed

SAR: synthetic aperture radar; radar de apertura sintética

SCD: slant column density; densidad de columna inclinada

SIG: sistema de información geográfica

SSO: sun-synchronous orbit; órbita heliosíncrona

SWIR: short-wave infrared; infrarrojo de onda corta

SZA: solar zenith angle; cénit solar

TROPOMI: Tropospheric Monitoring Instrument

ppb: partes por billón

ppm: partes por millón

TOA: top of atmosphere; cima de la atmósfera

UNDRR: United Nations Office for Disaster Risk Reduction; Oficina de Naciones Unidas para la Reducción del Riesgo de Desastres

UNFCCC: United Nations Framework Convention on Climate Change; Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático

UTC: universal coordinated time; tiempo universal coordinado

UV: ultravioleta

VCD: vertical column density; densidad de columna vertical

VLA: valor límite anual

VLD: valor límite diario

VLH: valor límite horario

VLO: valor límite objetivo

WMO: World Meteorological Organization; Organización Meteorológica Mundial

ZBE: zona de bajas emisiones

ZBEDEP: zona de bajas emisiones de especial protección

I. INTRODUCCIÓN



1.1. Efecto invernadero y cambio climático

Nuestro planeta está rodeado por una capa de gases de 100 km de espesor denominada atmósfera. Desde su formación, hace 4.500 millones de años, diversos factores geológicos y biológicos han modificado su composición hasta llegar a la situación actual (Hart, 1978; Kasting y Howard, 2006). El clima de la Tierra ha estado históricamente influido por la composición de su atmósfera, y en el pasado, la temperatura superficial global ha superado con creces los registros promedio actuales. Ciclos más cálidos se han alternado con al menos cuatro grandes eras glaciales. Desde el comienzo del Holoceno, hace aproximadamente 11.700 años, las temperaturas han sido más cálidas y estables, y las capas de hielo no han cubierto extensas áreas del planeta.

La atmósfera actual se divide en cinco capas principales, cada una con características específicas y funciones importantes en el sistema climático global. La primera capa, la troposfera, se extiende desde la superficie terrestre hasta aproximadamente 8-15 km de altitud, y es donde ocurre la mayor parte de la actividad meteorológica. En ella, la temperatura generalmente disminuye con la altura, lo que crea condiciones propicias para la formación de nubes, precipitaciones, vientos y otros fenómenos atmosféricos. En la parte más próxima a la superficie planetaria, denominada capa límite atmosférica (*planetary boundary layer*, PBL), de entre 0,1 y 3 km de espesor, estos factores están influenciados por las interacciones entre la superficie terrestre y la atmósfera, jugando un papel crucial en la regulación del clima local y regional. Sobre la troposfera se extiende la estratosfera desde los 15 hasta los 50 km de altitud, y en ella la temperatura generalmente aumenta con la altura debido a la presencia de la capa de ozono (O₃). En la mesosfera, que se ubica entre los 50 y 85 km, la temperatura vuelve a disminuir con la altura, y es el lugar donde se producen los fenómenos luminosos conocidos como auroras. Entre los 85 y 600 kilómetros, se encuentra la termosfera, donde la temperatura aumenta considerablemente debido a la absorción de radiación solar. Finalmente, la exosfera, que se extiende desde los 600 hasta los 10.000 km, marca la transición gradual hacia el espacio exterior y es la capa donde los gases atmosféricos se dispersan paulatinamente hacia el espacio.

La composición de la atmósfera terrestre consta de un 78,3% de nitrógeno, un 21% de oxígeno y un 0,3% de argón, además de otros gases en menor proporción. Un 1% de estos gases son los llamados gases de efecto invernadero (GEI), nombrados así por su mecanismo de acción. Pueden tener tanto origen natural (e.g., respiración celular, erupciones volcánicas, incendios forestales, descomposición orgánica, liberación en océanos y permafrost) como antropogénico (e.g., combustión de combustibles fósiles, procesos industriales, ganadería, deforestación, cambios de uso del suelo).

Los GEI permiten el paso de la radiación solar —compuesta en gran parte por luz visible y ultravioleta (UV)—, que alcanza la superficie del planeta. Esa radiación es absorbida y, como consecuencia del aumento de temperatura, se reemite como radiación de onda larga, o infrarroja (IR). La estructura molecular de los GEI les permite, a su vez, absorber y reemitir parte de esa radiación IR procedente de la Tierra e impiden que escape hacia el espacio exterior.

Los GEI son fundamentales para mantener la Tierra en condiciones compatibles con la vida. En su ausencia, la temperatura media global sería de aproximadamente -18°C en lugar de 15°C y, además, mucho más fluctuante. Sin embargo, una concentración excesiva podría causar un calentamiento desproporcionado y provocar daños al medio ambiente y a las sociedades humanas.

El carbono juega un papel importante en esta dinámica, ya que, al margen del vapor de agua, el dióxido de carbono (CO₂) es el GEI más abundante en la atmósfera, representando un 0,04% del total. En la Tierra, el ciclo del carbono transcurre entre cuatro reservorios principales: biosfera, litosfera, hidrosfera y atmósfera. Cuando se intercambia de uno a otro, lo hace a través de diferentes rutas (e.g., fotosíntesis de las plantas, respiración celular, absorción o liberación de carbono por los océanos). Si un proceso supone un aumento de concentración de carbono en un reservorio, se considera como fuente; y si se absorbe, como sumidero (Álvarez et al., 2015).

La actividad humana se ha introducido como una nueva variable en este ciclo desde la Revolución Industrial, retirando carbono principalmente de la litosfera y aumentando su concentración en la atmósfera a un ritmo mayor del que los reservorios naturales pueden asumir. Las componentes principales de este flujo son la oxidación de combustibles fósiles, los cambios en los usos del suelo, algunos procesos industriales¹, la agricultura y ganadería, y la quema de residuos. La concentración de CO₂ ha aumentado un 50% en la atmósfera global desde la época preindustrial, alcanzando, según la Organización Meteorológica Mundial (*World Meteorological Organization*, WMO), 417,9 partes por millón (ppm) en 2022.

Aunque el CO₂ no es el único GEI, constituye aproximadamente el 75% de las emisiones antropogénicas (IPCC, 2022). Por ello, los inventarios de huella ambiental tienden a expresarse frecuentemente bajo una unidad estándar denominada masa de CO₂ equivalente (CO₂eq)².

Históricamente, el estudio para la cuantificación precisa las emisiones y remociones antropogénicas de GEI se ha llevado a cabo desde finales del siglo XIX. Fue Högbom (1984) el primer científico en considerar una posible perturbación de origen antropogénico sobre el ciclo del carbono, estimando las emisiones en torno a las 0,5 GtC. Plass (1956) identificó otras posibles actividades humanas que podrían emitir carbono, como los cambios en la cobertura vegetal y ciertas reacciones químicas relacionadas con procesos industriales. Las primeras clasificaciones por tipo de combustible (sólido, líquido o gas) se comenzarían a realizar a raíz de las investigaciones de Revelle et al. (1965), y sería Keeling (1973) el primero en introducir ajustes para considerar los usos no energéticos y pérdidas. En 1984, Marland y Rotty introducirían los factores de emisión específicos en lugar de un valor general global.

Para el estudio científico del cambio climático, en 1988 el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (*United Nations Environment Programme*, UNEP) fundó, junto con la WMO, el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (*Intergovernmental Panel on Climate Change*, IPCC). Una de las primeras señales

¹ Además de las emisiones provenientes del uso de productos derivados de combustibles fósiles en actividades industriales, se encuentran aquellas generadas por la descomposición de carbonatos en procesos de producción de cemento, calcita y vidrio. También en la industria metalúrgica, donde los carbonatos se emplean para retirar impurezas y desulfurar gases durante el proceso de producción.

² La masa de CO₂eq expresa la cantidad de los GEI emitidos como su equivalencia en CO₂ en términos de potencial de calentamiento global (*Global Warming Potential*, GWP). El GWP corresponde al factor que describe el impacto de la fuerza de radiación de la unidad de masa de un GEI determinado en relación a la unidad equivalente de CO₂ durante un periodo de referencia (normalmente 100 años). Esta conversión se obtiene a través del producto de la masa de gas por el valor del GWP correspondiente. GEI con una vida media larga tienden a incrementar su GWP cuanto más prolongado sea el horizonte temporal.

mundiales de alerta sobre los posibles impactos y su relación con la actividad humana fue el Primer Informe de Evaluación (*First Assessment Report*, AR1) en 1990, que sirvió como base para la formación de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (*United Nations Framework Convention on Climate Change*, UNFCCC) en la Cumbre de la Tierra de Río de Janeiro de 1992.

En 1996, el IPCC redactó una serie de directrices para el recuento íntegro de las emisiones antropogénicas de todos los GEI, que fueron revisadas en 2006. Estas directrices proporcionan una metodología a nivel internacional para elaborar inventarios de emisiones a través de tablas estandarizadas (o *Common Reporting Formats*, CRF) que deben ser presentadas anualmente por los países del Anexo I del Protocolo de Kioto. Los CRF recogen datos de cada GEI por separado —CO₂, metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O), hidrofluorocarburos (HFC), perfluorocarbonos (PFC), hexafluoruro de azufre (SF₆), óxidos de nitrógeno (NO_x), monóxido de carbono (CO), compuestos orgánicos volátiles no metánicos (COVNM) y dióxido de azufre (SO₂) y trifluoruro de nitrógeno (NF₃)—, agrupados en cinco sectores: energía; procesos industriales y uso de producto; agricultura; uso de la tierra, cambios en el uso de la tierra y silvicultura (*Land Use, Land Use Change and Forestry*, LULUCF); y residuos.

Algunos gases incluidos en los inventarios deben su relevancia a su acción como precursores. Es el caso del CO, COVNM, NO_x y SO₂. Su presencia en la atmósfera puede generar de forma indirecta otros GEI, como el O₃ troposférico, que no se emiten típicamente a causa de la actividad humana. Su forzamiento radiativo se calcula teniendo en cuenta el O₃ generado.

La segunda componente principal para el estudio del cambio climático es el denominado material particulado (*Particulate matter*, PM) —también referido frecuentemente en la literatura como aerosoles—, que corresponde a partículas sólidas o líquidas de hasta 10 µm que pueden permanecer suspendidas en el aire, al menos, durante horas. La Organización Mundial de la Salud (OMS) propone la monitorización de emisiones de partículas menores a 10 µm (PM₁₀) y a 2,5 µm (PM_{2,5}) (OMS, 2021) debido a sus efectos nocivos sobre la salud humana (Alemayehu et al., 2020; Garcia et al., 2023).

La mayor parte de PM se genera directamente a través de procesos naturales (e.g., erupciones volcánicas, tormentas de arena, rocío marino) o antropogénicos (e.g., quema de biomasa, generación de energía, transporte). Otra fracción se produce de manera secundaria a partir de la nucleación y la condensación de precursores gaseosos como NO_x, compuestos orgánicos volátiles (COV), SO₂ y amoníaco (NH₃) (Duarte y Duarte, 2020; IPCC, 2018; Zotter, 2015).

Los aerosoles ejercen una influencia significativa en el balance radiativo de la Tierra. Tienen la capacidad de reflejar la radiación solar incidente (evitando un mayor calentamiento), pero en ocasiones también de absorberla (aumentando la temperatura) (Boucher y Haywood, 2001). Por otra parte, actúan como núcleos de condensación alrededor de los cuales se forman las gotas de agua en las nubes, influyendo en su cantidad y distribución.

Se estima que una fracción del forzamiento radiativo ocasionado por los GEI ha sido neutralizada por la acción opuesta de los aerosoles. Sin embargo, estudios recientes sugieren que este efecto está disminuyendo desde principios de siglo debido al periodo de vida más corto y a cambios en las emisiones de aerosoles, lo que altera el balance radiativo y acelera el calentamiento global (Andreae et al., 2005; Quaas et al., 2022; Wang et al., 2023).

1.1.1. Cambio climático en ciudades

El Grupo de Trabajo II del IPCC, encargado del análisis de impactos y riesgos del cambio climático, advierte que muchos de sus efectos ya están siendo observados y que, de no reforzar los esfuerzos de mitigación, las consecuencias en posibles futuros escenarios serán aún más adversas.

Desde 1950 se ha producido una aceleración en el crecimiento de grandes núcleos urbanos. Según los últimos datos de la División de Población de la ONU (2018), en 2007 la mayoría de la población mundial dejó de residir en áreas rurales para acumularse en grandes ciudades, y se espera que durante las próximas décadas el nivel de urbanización aumente de forma generalizada. En Estados Unidos y en Latinoamérica y el Caribe la proporción es superior al 80%, y en Europa, casi del 75%. En África y Asia el reparto se cifra en torno al 50%, pero se prevé que el crecimiento de los núcleos urbanos en estas regiones sea más acelerado.

Este rápido desarrollo urbano tiene tres causas principales: el balance natural entre un mayor número de nacimientos que de muertes; la migración, bien desde áreas rurales³ o desde terceros países; y la reclasificación de territorios que pasan a formar parte de las ciudades a medida que estas se expanden.

La concentración de población en ciudades también supone una mayor acumulación de la demanda de energía, bienes y servicios, lo que limita la calidad de vida, aumenta la presión sobre los recursos e incrementa la desigualdad. Sin una priorización de la planificación urbana, se comprometen las condiciones del aire, agua y suelo y los servicios ecosistémicos (Mcgrane et al., 2016; Power et al., 2018), incrementando la prevalencia de problemas de salud asociados (Godfrey y Julien, 2005; Robinson et al., 2011), la vulnerabilidad ante desastres naturales (Choi, 2010; Mu et al., 2023) y la transmisión de patógenos (Connolly et al., 2020)⁴.

El cambio climático se manifiesta de forma particular en los asentamientos urbanos, aunque la naturaleza de cada uno hace que no sea siempre de la misma forma. En general, la temperatura superficial de las ciudades es más alta que la de sus alrededores a causa del efecto isla de calor (Deilami et al., 2018; Yang et al., 2016)⁵. Además, el aumento global de la frecuencia e intensidad de las precipitaciones extremas, unido a la impermeabilidad del suelo urbano, incrementa el riesgo de inundación.

En Europa se están realizando constantes actualizaciones del marco legislativo en materia de sostenibilidad. La Ley Europea del Clima (Comisión Europea, CE, 2021), en línea con los objetivos del Acuerdo de París, estableció el objetivo de reducir un 55% las emisiones de GEI de la Unión en 2030 con respecto a los niveles de 1990, y de

³ Según Eurostat (2019), entre los principales motores de éxodo rural a nivel europeo se incluyen menores oportunidades laborales, infraestructura limitada en materia de energía, transporte y comunicación, y pobre acceso a servicios públicos (e.g. sanidad, educación), a comercio y a entretenimiento. Estas causas son extrapolables a otras regiones del mundo.

⁴ Según la Oficina de Naciones Unidas para la Reducción del Riesgo de Desastres (*United Nations Office for Disaster Risk Reduction, UNDRR, 2020*) el 95% de los casos de COVID-19 tuvo origen en áreas urbanas.

⁵ En el proceso de urbanización, los usos de suelo se modifican y se prioriza la construcción de infraestructura con una capacidad significativa para absorber y retener el calor procedente del sol y de las actividades humanas. La distribución de edificios y calles puede afectar el flujo de aire y limitar la circulación, al tiempo que se reduce el espacio ocupado por la vegetación natural.

alcanzar la neutralidad en 2050. Para lograrlo, se propuso el paquete de medidas *Fit for 55* (CE, 2021b), seguido del reciente Plan *REPowerEU* (CE, 2022), que ha aumentado la ambición en materia de generación renovable y eficiencia energética. La misma Ley Europea del Clima establece la obligación a los Estados Miembros de presentar un Plan Nacional Integrado de Energía y Clima (PNIEC), con los que oriente políticas individuales de mitigación de emisiones.

1.1.2. Cambio climático: situación en España

En España, el cambio climático se está haciendo notar con más intensidad. Para alinearse con los objetivos internacionales y adaptarse al marco europeo, se aprobó el PNIEC 2021-2030 (MITERD, 2021) y la Ley 7/2021 de cambio climático y transición energética (MPJRC, 2021), que establece la creación de un Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático (PNACC) como principal instrumento de planificación.

Según el PNACC 2021-2030 (MITERD, 2020), muchos impactos ya son una realidad. Durante las últimas décadas, se ha observado un incremento de todos los eventos relacionados con las altas temperaturas (e.g., duración de los veranos, número de olas de calor, temperatura media general y de la superficie marina), así como la disminución del volumen global de precipitaciones, la regresión de los glaciares, la acidificación y aumento del nivel del mar, y la expansión del clima de tipo semiárido.

La adaptación al cambio climático es uno de los grandes desafíos que las ciudades europeas deben abordar. Desde la Agencia Europea de Medio Ambiente (*European Environment Agency*, EEA) se apuesta de forma perseverante por un enfoque global donde no se dé única prioridad a medidas de planificación urbana, infraestructura o modelos de consumo, sino también a la educación, la colaboración ciudadana y la cooperación internacional (EEA, 2019).

En España, la Red Española de Ciudades por el Clima (RECC) colabora junto a la Oficina Española de Cambio Climático (OECC) en la implementación de estrategias locales que promuevan la resiliencia urbana como la eficiencia energética, la movilidad sostenible, la gestión de residuos o las soluciones basadas en la naturaleza. Las acciones incorporan la participación activa de la ciudadanía y actores locales, en línea con la perspectiva de la EEA.

1.2. Contaminación atmosférica y calidad del aire

La contaminación atmosférica supone el segundo gran desafío en materia de emisiones. Al igual que los GEI, ambos fenómenos son dos caras de la misma moneda, ya que comparten fuentes comunes. Los contaminantes atmosféricos también pueden tener una vertiente de generación natural (e.g., erupciones volcánicas, incendios, alérgenos) o antropogénica (e.g., generación de energía, procesos químicos industriales, agricultura). La quema de combustibles fósiles constituye el foco común más importante (McDuffie et al., 2020; Popescu et al., 2010).

Algunos GEI pueden actuar como contaminantes atmosféricos, y viceversa. Estas particularidades son tenidas en cuenta a la hora de elaborar inventarios de emisiones (IPCC, 2006). Si bien GEI y contaminantes atmosféricos tienen efectos negativos sobre el medio ambiente, actúan a través de caminos diferentes. El efecto de los GEI no es directo: la absorción y reemisión de radiación provoca un incremento en el forzamiento radiativo sobre la superficie planetaria, y son los impactos asociados al cambio climático

lo que tiene repercusión sobre las sociedades o los ecosistemas. Por ello, la cuantificación de víctimas asociadas a la vertiente antropogénica del cambio climático es más compleja. Sin embargo, la emisión de contaminantes atmosféricos sí provoca efectos comprobables a corto plazo, y la estimación de la relación entre los niveles de calidad del aire con mortalidad y morbilidad es más precisa. La OMS (2024) estima que el 99% de la población mundial respira aire que no cumple con unos estándares saludables, cifrando en 7 millones al año el número de muertes prematuras por esta causa.

1.2.1. Contaminación atmosférica en ciudades

En lo que respecta a la calidad del aire en exteriores, la problemática es mayor en grandes núcleos de población, plantas industriales y zonas próximas a fuentes naturales. A diferencia de los GEI, los contaminantes atmosféricos no se expresan comúnmente bajo una unidad estandarizada. Por ello, para elaborar inventarios de este tipo, las especies emitidas siempre se reportan individualmente, y el aporte depende del sector. En cualquier caso, las actividades más críticas son la urbanización —que concentra la demanda de energía y combustibles—, el transporte (especialmente por carretera) y la industrialización (Maji et al., 2023). Los límites de exposición recomendados por la OMS aparecen recogidos en la Tabla 1.

Tabla 1.- Directrices de calidad del aire de la WHO para exteriores. Fuente: WHO (2021, 2010).

Límites de calidad del aire en exteriores	
PM _{2,5}	5 µg/m ³ en 1 año 15 µg/m ³ en 24 horas
PM ₁₀	15 µg/m ³ en 1 año 45 µg/m ³ en 24 horas
O ₃	60 µg/m ³ : máximos octohorarios de los últimos 6 meses 100 µg/m ³ en 8 horas
NO ₂	10 µg/m ³ en 1 año 25 µg/m ³ en 24 horas 200 µg/m ³ en 1 hora
SO ₂	40 µg/m ³ en 24 horas 500 µg/m ³ en 10 minutos
CO	4 mg/m ³ en 24 horas 10 mg/m ³ en 8 horas 35 mg/m ³ en 1 hora 100 mg/m ³ en 15 minutos

Los contaminantes que suscitan mayor inquietud, y que suelen constar en la gran mayoría de publicaciones de impacto ambiental, son PM, SO₂, NO_x, NH₃ y COVNM. Su papel como precursores de GEI y otros contaminantes como el O₃ troposférico es

especialmente relevante en áreas urbanas, y son objeto particular de la presente investigación⁶.

Una de las grandes ventajas es que las acciones destinadas a reducir las emisiones de GEI sin duda benefician también la mitigación de la contaminación atmosférica. Para lograr metas de reducción, las estrategias deben basarse en hitos concretos, comprobables y comparables. Las ciudades precisan, indiscutiblemente, de la monitorización de sus niveles de calidad del aire (Moore, 2009).

El principal tratado a nivel internacional para abordar la contaminación atmosférica es el Convenio sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a gran distancia firmado en Ginebra en 1979. Una de las principales anexionas al Convenio fue el Protocolo de Gotemburgo (1999), que establecía límites para las emisiones de NO_x, COVNM, SO₂, NH₃ y PM_{2,5}. En Europa, las metas de reducción continúan el espíritu del Protocolo y extienden su ambición más allá de 2030 a través de la Directiva 2016/2284 (CE, 2016) o Directiva de Techos Nacionales de Emisión.

En materia de calidad del aire, las directrices de la OMS tienen un importante respaldo científico y técnico a nivel internacional, por lo que están tratando de ser adaptadas en el marco legislativo europeo a través de metas intermedias. Las Directivas 2008/50 y 2004/107 han regulado hasta ahora estos umbrales, pero su modificación será efectiva de forma inminente (Tabla 2), en línea con los objetivos de la Unión (CE, 2022b)⁷.

Tabla 2.- Directrices de calidad del aire actuales y futuras en la UE y futuras revisiones. Fuente: CE (2022b, 2008, 2004).

Especie	Directivas 2008/50; 2004/107		Propuestas de revisión	
	Umbral máximo/Límite temporal	Superaciones anuales permitidas	Umbral máximo/Límite temporal	Superaciones anuales permitidas
PM _{2,5}	20 µg/m ³ en 1 año	-	25 µg/m ³ en 1 día	18
			10 µg/m ³ en 1 año	-
	350 µg/m ³ en 1 hora	24	350 µg/m ³ en 1 hora	1
SO ₂			50 µg/m ³ en 1 día	18
	125 µg/m ³ en 1 día	3	20 µg/m ³ en 1 año	-
	200 µg/m ³ en 1 hora	18	200 µg/m ³ en 1 hora	1

⁶ En función de la actividad, también se realiza seguimiento de carbón negro, metales pesados —plomo (Pb), cadmio (Cd), mercurio (Hg), arsénico (As), cromo (Cr), cobre (Cu), níquel (Ni), selenio (Se), zinc (Zn)—, y contaminantes orgánicos persistentes (*persistent organic pollutants*, POP).

⁷ Uno de los objetivos ligados al Pacto Verde Europeo es lograr una contaminación nula del aire, suelo y agua. En 2021 se diseñó el Plan de Acción de la UE: «Contaminación cero para el aire, el agua y el suelo», que proyecta un escenario en 2050 donde los niveles de contaminación no sean perjudiciales para la salud humana, y las líneas de acción necesarias para conseguirlo.

NO ₂	50 µg/m ³ en 1 día	18		
	40 µg/m ³ en 1 año	-	20 µg/m ³ en 1 año	-
PM ₁₀	50 µg/m ³ en 1 día	35	45 µg/m ³ en 1 día	18
	40 µg/m ³ en 1 año	-	20 µg/m ³ en 1 año	-
Pb	0,5 µg/m ³ en 1 año	-	0,5 µg/m ³ en 1 año	-
CO	10 mg/m ³ : máximo octohorario diario	-	10 mg/m ³ : máximo octohorario diario	-
			4 mg/m ³ en 1 día	18
C ₆ H ₆	5 µg/m ³ en 1 año	-	3,4 µg/m ³ en 1 año	-
O ₃	120 µg/m ³ : máximo octohorario diario	25 días/año promediados en 3 años	120 µg/m ³ : máximo octohorario diario	18 días/año promediados en 3 años
As	6 ng/m ³ en 1 año	-	6 ng/m ³ en 1 año	-
Cd	5 ng/m ³ en 1 año	-	5 ng/m ³ en 1 año	-
Ni	20 ng/m ³ en 1 año	-	20 ng/m ³ en 1 año	-
HAP ⁸	1 ng/m ³ en 1 año	-	1 ng/m ³ en 1 año	-

1.2.2. Contaminación atmosférica: situación en España

España no es una excepción en materia de contaminación atmosférica. Prácticamente la totalidad de su población respira aire por debajo de los estándares de la OMS. En comparación a los niveles establecidos en Europa, el total se reduce a 7,6 millones, localizando los focos de exposición en las ciudades, aunque las muertes prematuras se cifran en 25.000 (Ecologistas en Acción, 2023).

En cumplimiento del Convenio de Ginebra, España dedica cada año un informe a los contaminantes atmosféricos como parte de su inventario de emisiones a la atmósfera. La especie más emitida históricamente ha sido y es, con amplia diferencia, el CO; seguido de NO_x, COVNM y NH₃. Entre las principales fuentes de emisión del país se encuentran las derivadas del tráfico motorizado, de las calefacciones y las del tráfico marítimo y aéreo. En 2022 los niveles generales de emisión han repuntado debido a la recuperación económica de la pandemia de COVID-19, aunque la tendencia de la gran mayoría de especies es de descenso general con respecto a los niveles de 1990. Las sustancias que más comprometen la calidad del aire son PM, NO₂ y O₃, pues son aquellas a las que la población se encuentra más expuesta (MITERD, 2023).

España ha venido respetando sus compromisos relativos al Protocolo de Gotemburgo. En 2022, todos los contaminantes se encuentran dentro de los márgenes de reducción

⁸ Corresponde a hidrocarburos aromáticos policíclicos, un grupo de compuestos orgánicos formados por la fusión de dos o más anillos bencénicos que se generan principalmente durante procesos de combustión incompleta de materia orgánica.

con respecto al año 2005. Sin embargo, actualmente solo el SO₂ cumpliría con la ampliación de objetivos que será vigente a partir de 2030 (Tabla 3).

Tabla 3.- Compromisos de reducción de contaminantes atmosféricos para España según el Protocolo de Gotemburgo y la Directiva 2016/2284. Año de referencia: 2005. Fuente: CE (2016).

Especie	Compromisos de reducción de emisiones para España	
	Para cualquier año entre 2020 y 2029	Para cualquier año a partir de 2030
SO ₂	-67%	-88%
NO _x	-41%	-62%
COVNM	-22%	-39%
NH ₃	-3%	-16%
PM _{2,5}	-15%	-50%

Para lograr la consecución de estas metas, la Directiva 2016/2284 estableció, además, la obligación de diseñar un Programa Nacional de Control de la Contaminación Atmosférica (PNCCA), que se incorporaría al marco jurídico nacional mediante el Real Decreto 818/2018. El PNCCA (MITERD, 2019) contempló 57 medias englobadas en diferentes sectores, y el potencial impacto de su adopción. Recientemente se ha aprobado la primera actualización del PNCCA, donde se ha verificado la efectividad de estas estrategias y se han actualizado las perspectivas de futuro, proyectando un cumplimiento intermedio total en 2025 y prácticamente completo en 2030.

Las Directivas 2008/50 y 2004/107 se adoptaron a nivel nacional mediante el Real Decreto 102/2011. Teniendo en cuenta estos límites, el Índice de Calidad del Aire (ICA) fue aprobado mediante la Orden TEC/351/2019, tomando como referencia, a su vez, el ICA Europeo (CE, 2008b). Puesto que su propósito es evaluar exclusivamente el aire que respira la población, la atención se centra en PM_{2,5}, PM₁₀, NO₂, O₃ y SO₂ (Tabla 4).

Tabla 4.- Niveles de concentración, en µg/m³, de contaminantes y códigos de color del ICA. Fuente: MPJRC (2019).

Índice de calidad del aire						
Especie	Buena	Razonablemente buena	Regular	Desfavorable	Muy desfavorable	Extremadamente desfavorable
PM _{2,5}	0-10	11-20	21-25	26-50	51-75	76-800
PM ₁₀	0-20	21-40	41-50	51-100	101-150	151-1200
NO ₂	0-40	41-90	91-120	121-230	231-340	341-1000
O ₃	0-50	51-100	101-130	131-240	241-380	381-800
SO ₂	0-100	101-200	201-350	351-500	501-750	751-1250

El ICA depende del peor valor de cada contaminante registrado, y debe poder ser comprobable con carácter inmediato. Dicho valor corresponde al promedio horario (NO₂ y SO₂) o de las últimas 8 (O₃) o 24 horas (PM). En caso de no disponer de datos, se

recurre a estimaciones a partir de modelos atmosféricos⁹. Cuanto más desfavorable es el ICA, más restrictivas son las recomendaciones para la salud. Generalmente, a partir de un valor desfavorable se ruega evitar las actividades al aire libre, especialmente a grupos de riesgo y personas sensibles.

Los Informes de la Calidad del Aire en España que se publican anualmente amplían el alcance de las especies contaminantes, incluyendo metales pesados y HAP, y toman como referencia los valores límites horarios (VLH), diarios (VLD) y anuales (VLA) —así como valores límite objetivo (VLO)— recogidos en la Real Decreto 102/2011¹⁰. El territorio nacional queda dividido en zonas de calidad del aire, donde se supervisan posibles infracciones. En 2022, bajo la normativa vigente, se registró una superación del VLA para el NO₂, una del VLD para PM₁₀ y 43 del VLO para el O₃ (MITERD, 2022).

1.2.3. Seguimiento de la composición atmosférica en ciudades de España

La determinación de los niveles de concentración de contaminantes atmosféricos puede realizarse de distintas formas. En lo que respecta a medidas in situ, puede optarse por el uso de sensores pasivos y activos. Los sensores pasivos se basan en el proceso de difusión de los gases. No requieren un aporte eléctrico externo para operar, sino que disponen de materiales absorbentes o reactivos que capturan los contaminantes durante un periodo de tiempo determinado para ser posteriormente analizados en laboratorio. Los sensores activos sí requieren una alimentación externa, y emplean gran variedad de tecnologías. Suelen ser más precisos y ofrecen una mayor resolución temporal que los sensores pasivos, facilitando el monitoreo constante. Sin embargo, la eficacia de los sensores pasivos ha sido estudiada y probada (Lorenzo-Sáez et al., 2021; Sahu et al., 2021), y son una buena alternativa de bajo coste.

Para la evaluación de la calidad del aire, las administraciones públicas invierten en sensores activos que se integran en infraestructura repartida en ubicaciones puntuales, conformando redes de muestreo continuo y automático. Frecuentemente, estas instalaciones —o estaciones— también cuentan con equipamiento para medir parámetros meteorológicos. En ambos casos, los datos registrados siguen un proceso de validación previo a su difusión pública y pueden consultarse de forma prácticamente inmediata.

Los puntos de medición se clasifican de varias formas. En España, de acuerdo al Real Decreto 102/2011 y a la Orden TEC/351/2019, se agrupan en función del asentamiento y de la proximidad a las fuentes de emisión. En el primer caso se distinguen estaciones urbanas (i.e., en el interior de los núcleos de población), suburbanas (i.e., en las afueras de los núcleos de población) y rurales (i.e., en pequeños emplazamientos rodeados de ecosistemas naturales). En el segundo, la caracterización depende de su proximidad a las fuentes de emisión predominantes en el entorno, encontrando estaciones de tráfico

⁹ En Europa se recurre a la información del modelo Copernicus Atmospheric Monitoring Service (CAMS). Para realizar estimaciones y predicciones de concentración de contaminantes, CAMS utiliza una combinación de mediciones en tierra, datos de emisiones regionales, observaciones satelitales y modelos de dispersión y de distribución de contaminantes (*European Centre for Medium-Range Weather Forecasts, ECMWF, 2024*).

¹⁰ Los VLH, VLD y VLA se establecen como niveles máximos de concentración permisibles sin poner en peligro la salud humana. Los VLO son niveles deseados de concentración para lograr la mejor calidad del aire en la medida de lo posible. Por ello, suelen ser más estrictos que los anteriores.

(e.g., autopistas, puntos de congestión), industriales (e.g., plantas de generación) y de fondo.

La red española de vigilancia de calidad del aire cuenta con 609 estaciones donde se miden los niveles de SO₂, CO, NO, NO₂, NO_x, PM_{2,5}, PM₁₀, O₃, COVNM y metales pesados. Las especies más frecuentemente observadas son aquellas que determinan el ICA. No en todas las estaciones se miden todos los contaminantes, ya que las técnicas de medición son diferentes en cada caso y requieren diferentes equipos (Tabla 5).

Tabla 5.- Técnicas de medida de cada contaminante atmosférico medido en la red española de vigilancia de la calidad del aire.

Especie	Técnica de medida
SO ₂	Fluorescencia ultravioleta
CO	Espectrometría infrarroja no dispersiva
NO	Quimioluminiscencia
NO ₂	Quimioluminiscencia
NO _x	Quimioluminiscencia
PM _{2,5}	Absorción beta
PM ₁₀	Absorción beta
O ₃	Absorción ultravioleta
COVNM	Cromatografía de gases
Metales pesados	Espectrometría de absorción/emisión atómica

En virtud de la Ley 7/2021 de cambio climático, las ciudades españolas están adaptando políticas de reducción de emisiones y mejora de la calidad del aire a través del fomento la eficiencia energética, la economía circular y el uso de energía renovable. Algunas medidas centran especial atención sobre los municipios de más de 50.000 habitantes donde se contempla la creación de planes de movilidad urbana sostenible (PMUS) y de zonas de bajas emisiones (ZBE) antes de 2023. Estas estrategias son clave para reducir las emisiones procedentes de transporte por carretera. Sin embargo, en 2024 solo algunas ZBE están operativas, y muchas ciudades aún no han presentado sus borradores de PMUS.

Al mismo tiempo, según los últimos datos de 2022, el alcance de la infraestructura nacional de vigilancia de calidad del aire no llegaba a algunos grandes municipios; y en otros, la cobertura es aún limitada (véase Tabla A.1.). Madrid es la ciudad con la red de calidad del aire más extensa, además de contar con PMUS y ZBE desde hace años, lo que ha facilitado el estudio de la efectividad de este tipo de iniciativas (Salas et al., 2021).

Para mantener un seguimiento continuo de la calidad del aire y evaluar la efectividad de las nuevas políticas de reducción se precisa una mayor inversión o el apoyo de técnicas de muestreo no convencionales en todas las localidades. Desde hace pocos años, la teledetección podría representar una tecnología potente para ello.

1.3. Objetivos

La presente tesis se estructura en base al siguiente objetivo general:

Objetivo general	Analizar la capacidad actual de la teledetección satelital para determinar la concentración de NO ₂ y la calidad del aire en ambientes urbanos de España
-------------------------	---

Esta meta se aborda desde varios frentes concretos, que se identifican mediante cuatro objetivos específicos:

Objetivo específico 1	Determinar el grado de conexión entre las medidas de concentración de NO ₂ de las estaciones de calidad del aire in situ y de los sensores satelitales
Objetivo específico 2	Determinar los patrones espaciotemporales de la concentración de NO ₂ a nivel regional en ambientes urbanos
Objetivo específico 3	Analizar la viabilidad de la teledetección satelital para evaluar la efectividad de políticas de reducción de emisiones y mejora de la calidad del aire
Objetivo específico 4	Determinar los factores meteorológicos que favorecen la persistencia o dispersión de la concentración de NO ₂ , así como su grado de influencia

Para dar cumplimiento a cada uno de ellos, la investigación debe responder a las siguientes preguntas:

Cuestión 1	¿Hasta qué punto puede establecerse una correlación directa entre las medidas de concentración de NO ₂ obtenidas en superficie y por satélite?
Cuestión 2	¿Es posible detectar por satélite una distribución temporal y territorial del NO ₂ que permita identificar los puntos calientes de emisiones en cada localización?
Cuestión 3	¿Puede emplearse la teledetección para evaluar los efectos de las políticas de reducción de emisiones y hasta qué punto esos cambios pueden detectarse de forma localizada?
Cuestión 4	¿Cuáles son los principales factores meteorológicos que influyen en la concentración de NO ₂ y que deben tenerse en cuenta para realizar estimaciones a nivel superficial?

II. ESTADO DE LA CUESTIÓN



En las últimas décadas, la teledetección se ha revelado como una de las grandes alternativas para evaluar la composición atmosférica en diferentes regiones del mundo. Gracias a esta tecnología es posible utilizar sensores en tierra o a bordo de aviones no tripulados y satélites para monitorizar la concentración de GEI y contaminantes atmosféricos sin necesidad de realizar mediciones directas en cada lugar de interés.

Esta técnica aprovecha las propiedades espectrales únicas de cada gas traza¹¹ para su detección y cuantificación, estudiando el comportamiento de la radiación electromagnética reflejada por la superficie terrestre en su paso por la atmósfera.

Es importante conocer que, a diferencia de los equipos convencionales propios de las estaciones de calidad del aire, este tipo de medidas no son puntuales, sino que evalúan la composición de la columna atmosférica. Por ello, los resultados no se expresan en unidades de concentración volumétrica —μg/m³, ppm o partes por billón (ppb)—, sino en términos de densidad total de la columna, es decir, de cantidad de sustancia por unidad de superficie (i.e., moles/m², o similar). Para estimar la calidad del aire a nivel superficial, debe estudiarse el perfil troposférico.

2.1. Sensores en tierra

Las técnicas más extendidas de observación de la composición atmosférica por teledetección se basan en la espectroscopía¹² de absorción óptica diferencial (*differential optical absorption spectroscopy*, DOAS). Las primeras mediciones a través de este principio se remontan a hace más de 100 años para conocer la capa de ozono de la estratosfera (Fabry y Buisson, 1921, 1913). La radiación solar, en su camino hasta alcanzar el sensor, experimenta pérdidas de energía en longitudes de onda específicas debidas a la absorción por parte de los gases que forman la atmósfera. Los dispositivos DOAS permiten observar la intensidad de la luz que llega al detector y determinar la composición del aire atravesado, pues la energía absorbida es linealmente dependiente de la concentración de sus componentes. Cada especie actúa en rangos concretos del espectro, y es esa huella propia la que permite su identificación.

Se trata del mismo principio que algunos módulos de calidad del aire utilizan para medir concentraciones de determinados gases in situ (Tabla 5) utilizando una fuente de luz propia. Este fenómeno fue demostrado independientemente por Pierre Bouguer en 1729, Johann Heinrich Lambert en 1760 y August Beer en 1852, y está descrito por la ecuación:

$$I(\lambda) = I_0(\lambda) e^{-\sum \sigma_i(\lambda) c_i L} \quad [1]$$

Donde:

$I(\lambda)$: intensidad de la radiación en λ después de recorrer L .

$I_0(\lambda)$: intensidad de la radiación emitida en λ por la fuente original.

$\sigma_i(\lambda)$: sección eficaz de absorción en λ del gas traza i .

c_i : concentración media del gas traza i .

¹¹ Un gas traza es aquel que está presente en una concentración muy baja en comparación con los componentes principales del aire, pero pueden tener un impacto significativo en la química atmosférica y el clima.

¹² La espectroscopía es el campo que estudia la interacción entre la radiación electromagnética y la materia a diferentes longitudes de onda.

L: longitud de la trayectoria recorrida.

Cuando la radiación atraviesa la atmósfera, además de absorción, también experimenta procesos de dispersión¹³. Esta atenuación ocurre de varias maneras. La literatura científica estudia las siguientes¹⁴:

- **Dispersión de Rayleigh**: ocurre cuando la radiación interactúa con partículas atmosféricas mucho más pequeñas que la longitud de onda de la radiación (e.g., gases, partículas materiales muy finas).
- **Dispersión Mie**: ocurre cuando la radiación interactúa con partículas atmosféricas de tamaño comparable a la longitud de onda de la radiación (e.g., vapor de agua, partículas de polvo).

Teniendo en cuenta ambos fenómenos de extinción, de [1]:

$$I(\lambda) = I_0(\lambda) e^{-\sum_i \sigma_i(\lambda) c_i L - \sigma_{\text{Rayleigh}}(\lambda) - \sigma_{\text{Mie}}(\lambda)} \quad [2]$$

Donde:

$\sigma_{\text{Rayleigh}}(\lambda)$: sección eficaz de dispersión de Rayleigh en λ .

$\sigma_{\text{Mie}}(\lambda)$: sección eficaz de dispersión Mie en λ .

Para distinguir la presencia de cada gas, es necesario separar esta huella de fondo — cuya variación es lenta a lo ancho del espectro— de los procesos de absorción diferencial ocurridos en estrechos rangos de banda. Este ajuste espectral se logra mediante análisis de regresión o mediante la aplicación de un filtro paso alto (Figura 1a). En el primer caso, se modela un polinomio de bajo orden y se sustrae del espectro original (Vlemmix et al., 2010). En el segundo, se emplea la transformada rápida de Fourier para eliminar las interferencias de baja frecuencia del fondo espectral (Bortoli et al., 2009). Comparando los resultados obtenidos con bases de datos de referencia (Figura 1b) es posible calcular la fracción de radiación absorbida y, por tanto, la concentración de cada gas.

¹³ Los fotones siguen una trayectoria recta, pero las partículas y gases presentes en la atmósfera pueden desviar su dirección sin absorber su energía. Los fenómenos de dispersión son especialmente útiles para la detección de aerosoles (Veefkind, 1999).

¹⁴ Además de la dispersión de Rayleigh y la dispersión Mie, existe la dispersión no selectiva, que ocurre cuando la radiación interactúa con partículas o estructuras que son grandes en comparación con la longitud de onda de la radiación (e.g., partículas materiales grandes, gotas de agua), pero es independiente de esta.

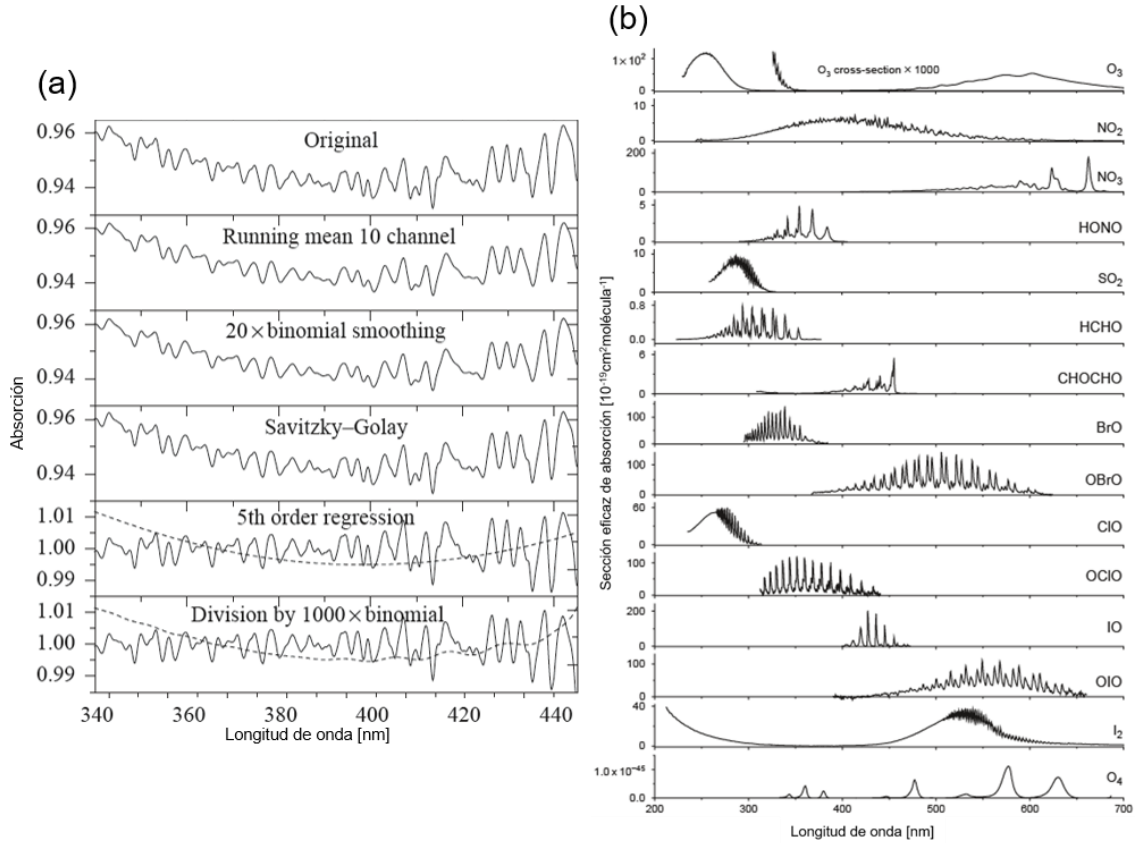


Figura 1.- Representación gráfica de (a) la aplicación de filtros para realizar el ajuste espectral y de (b) la eficaz de absorción de referencia de diferentes gases traza en función de la longitud de onda. Fuente: Platt y Stutz (2008).

Los instrumentos DOAS convencionales emplean telescopios orientados en un único eje —normalmente en dirección cenital—, para detectar la presencia de gases traza a lo largo de la trayectoria descrita por la radiación. Con esta disposición (Figura 2a), y efectuando el muestreo a altos valores del cenit solar (*solar zenith angle*, SZA), puede observarse la pérdida de energía ocurrida principalmente en la estratosfera, ya que la mayor parte del recorrido se produce a su través¹⁵. De esta forma, los primeros estudios con DOAS permitieron cuantificar especies acumuladas en capas más altas. En la literatura, la concentración de cada especie en una línea oblicua recibe el nombre de densidad de columna inclinada (*slant column density*, SCD). Para conocer la densidad de columna vertical (*vertical column density*, VCD) —cuya información es más fácilmente interpretable y comparable—, se recurre al coeficiente de masa de aire (*air mass factor*, AMF, Figura 2b), que se define como la longitud del camino que la luz atraviesa normalizado con respecto a la vertical:

$$\text{AMF} = \frac{\text{SCD}}{\text{VCD}} = \frac{1}{\cos(\text{SZA})} \quad [3]$$

El AMF permite estimar la VCD cuantificando la extinción de energía para diferentes longitudes de trayectoria inclinada. Sin embargo, el AMF es una importante fuente de error. Se han desarrollado múltiples modelos de transferencia radiativa (MTR) para su cálculo, que son constante objeto de investigación y mejora (Kolewe et al., 2015;

¹⁵ Nótese en la Figura 2a que la trayectoria en la estratosfera (azul) es variable con el SZA, pero no en la troposfera (rojo).

Schwaerzel et al., 2020). Los MTR permiten simular la absorción, dispersión y transmisión de la radiación solar dadas unas condiciones atmosféricas conocidas. Comparando las observaciones experimentales con las estimaciones calculadas, es posible ajustar los parámetros que determinan la composición vertical de la atmósfera.¹⁶ Este principio marca el funcionamiento de todos los sensores espectroscópicos, bien localizados en tierra o a bordo de otras plataformas móviles.

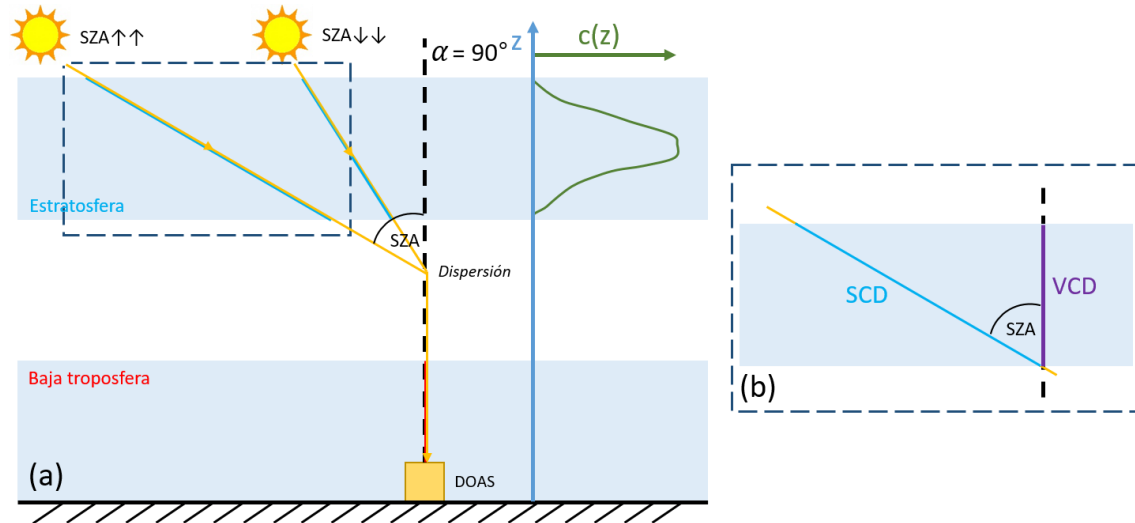


Figura 2.- Geometría de (a) un dispositivo DOAS, incluyendo (b) definición del AMF, donde α corresponde al ángulo de orientación del detector; z , a la altura sobre la superficie planetaria; $c(z)$, a la concentración de la especie de interés.

Durante los últimos 20 años, se ha mejorado el diseño de los dispositivos DOAS mediante la integración de varios telescopios para orientar la observación en múltiples direcciones. La espectroscopía de absorción óptica diferencial multi-eje (*multi-axis differential optical absorption spectroscopy*, MAX-DOAS, Figura 3) representa un avance significativo respecto a los instrumentos orientados únicamente en el cenit, ya que permiten determinar no solo la concentración de cada especie, sino también su distribución vertical (Hönninger et al., 2004).

¹⁶ El AMF depende, a su vez, de la geometría de la observación, del albedo, de la presión superficial, del perfil del gas traza, de la presencia de nubes y aerosoles y del propio instrumento de muestreo (Lorente et al., 2016; Rozanov y Rozanov, 2010). La elección apropiada del RTM es un paso fundamental del proceso, pues la luz sigue un camino diferente hasta el detector dependiendo de la técnica de teledetección.

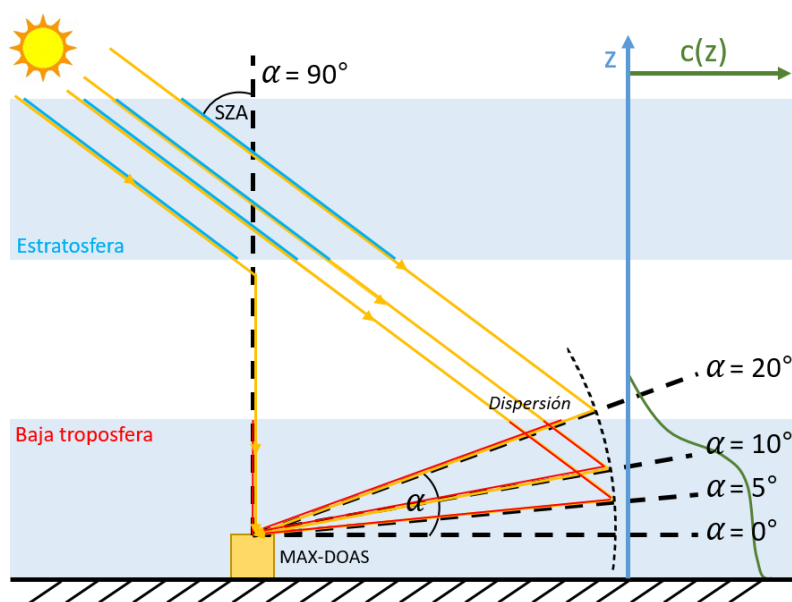


Figura 3.- Geometría de un dispositivo MAX-DOAS, donde α corresponde al ángulo de orientación del detector; z , a la altura sobre la superficie planetaria; $c(z)$, a la concentración de la especie de interés.

Mientras los dispositivos DOAS convencionales eran especialmente útiles para observar especies acumuladas en la estratosfera, la técnica MAX-DOAS también permite detectar gases con alta acumulación en las capas inferiores¹⁷. Este avance supuso un gran impacto para el estudio de penachos de erupciones volcánicas, de chimeneas industriales o de los niveles de contaminación atmosférica en grandes núcleos de población (Bobrowski et al., 2003; Hönninger and Platt, 2002; Wagner et al., 2004). Mediante la combinación de varias orientaciones y de diferentes azimut¹⁸ puede obtenerse una distribución vertical y horizontal de la composición atmosférica en las inmediaciones del punto de observación.

¹⁷ Nótese en la Figura 3 que la trayectoria en la estratosfera (azul) es constante, pero en la troposfera (rojo) depende de la orientación de los detectores.

¹⁸ El ángulo azimutal, o azimut, se define como la posición relativa del instrumento de medición a lo largo del horizonte.

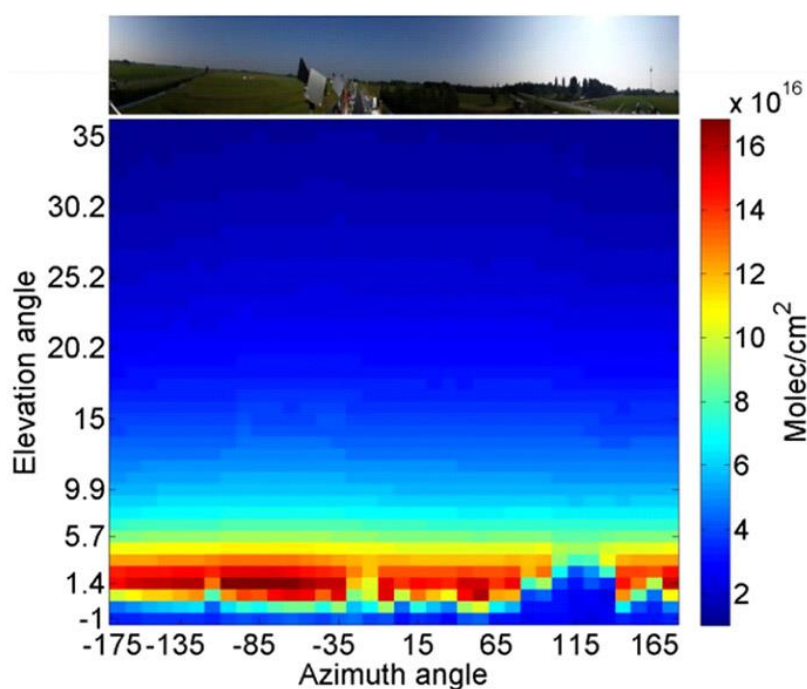


Figura 4.- Imagen obtenida mediante MAX-DOAS mostrando el perfil vertical y horizontal de NO₂. Fuente: Tomado de Peters et al. (2019).

Para la teledetección de procesos de dispersión también es muy común el empleo de la tecnología LiDAR (*Light Detection and Ranging*). Esta técnica es frecuentemente utilizada para la calibración de distancias y la generación de mapas tridimensionales precisos del entorno. Consiste en la emitir pulsos láser hacia un punto objetivo y medir el tiempo que tarda en reflejarse para calcular la separación con precisión. Generando múltiples pulsos, es posible caracterizar la distribución de aerosoles y nubes (Ansmann y Müller, 2005; Reagan et al., 1989). De la misma forma que en los instrumentos DOAS, la tecnología LiDAR puede utilizarse desde tierra o a bordo de plataformas móviles para lograr una perspectiva regional.

Mientras que la concentración de gases traza responsables de procesos de absorción se expresa en unidades de densidad en columna atmosférica (moles/m²), la concentración de aerosoles se mide a través de índices que caracterizan la extinción de los rayos solares o pulsos láser. Los más frecuentes en la literatura son la profundidad óptica (*aerosol optical depth*, AOD), el índice de absorción (*absorbing aerosol index*, AAI) y el coeficiente de extinción (*aerosol extinction coefficient*, AEC). La obtención de cada uno depende de la técnica y de la ventana espectral considerada¹⁹.

El análisis de la composición atmosférica mediante teledetección sirve, no solamente para la identificación del perfil vertical de cada especie, sino para la calibración y validación de sensores aéreos y, sobre todo, satelitales. Desde 2005, la NASA —con la colaboración posterior de la ESA—, ha apostado por la creación de Pandora Global Network (PGN), una red mundial de apoyo de espectrómetros solares que proporciona

¹⁹ El AOD indica la cantidad de luz solar absorbida, dispersada o reflejada por los aerosoles en columna vertical. El AAI se utiliza específicamente para detectar la presencia de aerosoles que tienen la capacidad de absorber radiación solar en longitudes de onda UV y visible. Ambos son adimensionales. Por otro lado, el AEC indica la tasa a la cual la radiación electromagnética es atenuada o dispersada por los aerosoles a medida que viaja a través de la atmósfera; por eso, se expresa en m⁻¹ o km⁻¹.

información precisa y en tiempo real de parámetros en columna desde tierra (Swap et al., 2018). La operación de los instrumentos depende de diferentes instituciones, que pueden unirse voluntariamente a la iniciativa. España cuenta con dos instrumentos: uno operado por el Centro de Investigación Atmosférica de Izaña y otro por la Universidad de Granada.

Otras redes globales están dedicadas especialmente a la detección de aerosoles, destacando el programa AERONET (*Aerosol Robotic Network*), también impulsado por la NASA (Holben et al., 1998). En España, la subdivisión AEROSPAIN opera dispositivos en un total de 16 localizaciones, algunas fuera del territorio nacional²⁰.

2.2. Sensores aéreos

Las medidas desde tierra —tanto a nivel superficial como de caracterización de la columna atmosférica— son capaces de ofrecer observaciones precisas de la concentración de cada especie en ubicaciones concretas. Sin embargo, la capacidad de integrar instrumentos de espectrometría en vuelos programados para realizar muestreos a nivel regional abrió las posibilidades a nuevos campos de aplicación. Las experiencias iniciales con dispositivos MAX-DOAS aéreos (*airborne MAX-DOAS*, AMAX-DOAS) se realizaron a comienzos de siglo, y también sirvieron para la validación de datos de las primeras misiones satelitales de alta resolución (Heue et al., 2004; Melamed et al., 2008, 2003).

En estos casos, aunque parte de la radiación solar se refleja sobre la superficie planetaria hasta llegar al detector, la dispersión presenta una geometría diferente. Por ello, las principales diferencias con respecto a la metodología anterior radican en la elección de los modelos atmosféricos que habilitan el cálculo del AMF —y por tanto de la VCD—, así como de la separación entre los niveles troposférico y estratosférico.

Los vuelos pueden realizarse mediante sondas y vehículos, tripulados o no, a diferentes alturas. Para la observación de terrenos concretos con alta resolución espacial es muy frecuente el empleo de drones. De forma equivalente al caso de medidas en tierra, los detectores pueden orientarse perpendicularmente a la superficie (en plano cenital, con dirección 90°, y en plano nadir, con dirección -90°) o en múltiples ejes (Figura 5).

²⁰ Existen otros programas globales de teledetección de aerosoles mediante LiDAR. La NASA, responsable de la red MPLNET (MicroPulse LiDAR Network), opera en los mismos puntos donde se sitúan la mayoría de sensores de AERONET (Welton et al., 2006).

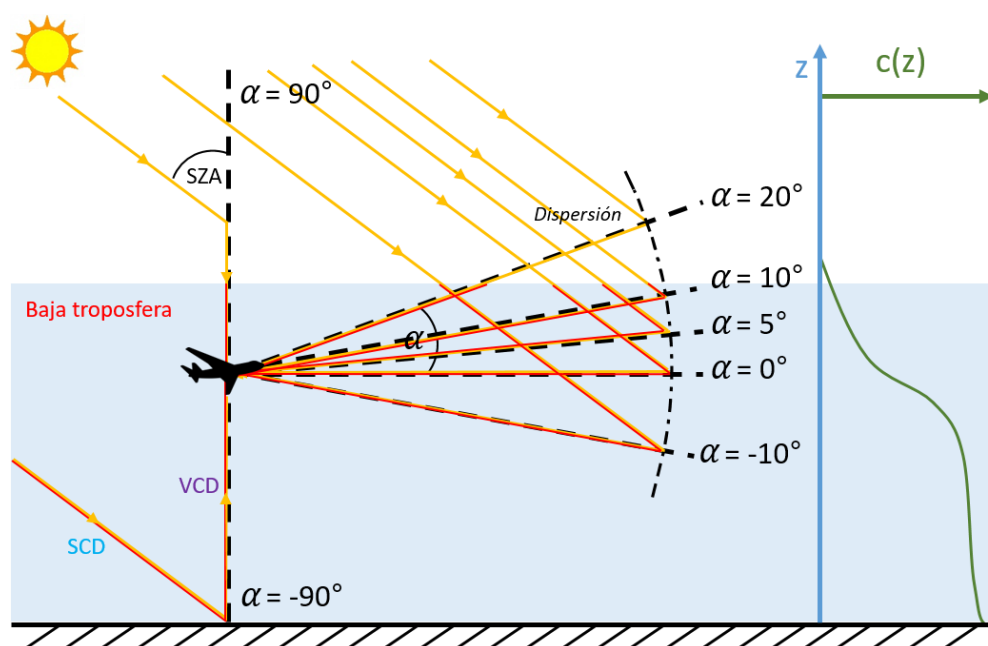


Figura 5.- Geometría de un dispositivo MAX-DOAS aéreo, donde α corresponde al ángulo de orientación del detector; z , a la altura sobre la superficie planetaria; $c(z)$, a la concentración de la especie de interés.

La programación de este tipo de muestreos no es regular, y generalmente obedece a propósitos de investigación puntual u observación periódica. Sin embargo, los resultados ofrecen una resolución espacial del orden de metros, gracias a la que es posible generar imágenes precisas de la zona de estudio.

Las medidas de columna troposférica obtenidas mediante la técnica MAX-DOAS, tanto desde tierra como desde el aire, muestran una buena correlación general con datos obtenidos en superficie para diferentes especies de interés en materia de calidad del aire (Tabla 6).

Tabla 6.- Estudios comparativos entre medidas MAX-DOAS y concentraciones superficiales obtenidas in situ.

Fuente	Especies	Coefficiente de correlación (r)
Ou et al. (2023)	PM _{2,5} ; NO ₂	0,81; 0,76
Lee et al. (2011)	PM _{2,5}	0,73
Wang et al. (2014)	SO ₂	0,86
Qian et al. (2023)	O ₃	0,75 – 0,81
Spinei et al. (2018)	CH ₂ O	0,69 – 0,80
Schreier et al. (2021)	Aerosoles	0,28 – 0,78

2.3. Sensores satelitales

La teledetección atmosférica a través de satélites ha tenido un gran desarrollo en las dos últimas décadas. Los sensores orbitan alrededor de la Tierra a bordo de plataformas que a menudo comparten junto a otros instrumentos destinados a diversos tipos de observaciones o tecnologías, como el radar de apertura sintética (*synthetic aperture*

radar, SAR)²¹. Aplicando la técnica DOAS desde el espacio, los detectores pueden disponerse en diferentes modos de observación sobre la parte superior de la atmósfera (*top of atmosphere*, TOA). Algunas de ellas se han servido de la combinación de modos diferentes para determinar el perfil de cada componente. Las posibles configuraciones son:

- **Orientación nadir:** el detector se orienta directamente hacia la superficie terrestre, proporcionando una vista vertical de la atmósfera. Se realizan barridos constantes en la dirección de desplazamiento, recibiendo la radiación reflejada por el planeta y por los procesos de dispersión atmosféricos. Se trata del sistema más empleado. A efectos del presente documento, se profundiza en su exposición a través de la Figura 6.
- **Orientación al horizonte:** el detector se orienta tangencialmente a la superficie terrestre en la dirección de vuelo, ofreciendo una vista lateral de la atmósfera.
- **Ocultación solar:** similar a la orientación al horizonte, el detector observa la atmósfera cuando el sol está detrás de la Tierra desde la perspectiva del satélite.
- **Ocultación lunar:** en este caso, el detector observa la atmósfera cuando la luna se encuentra detrás de la Tierra desde la perspectiva del satélite.

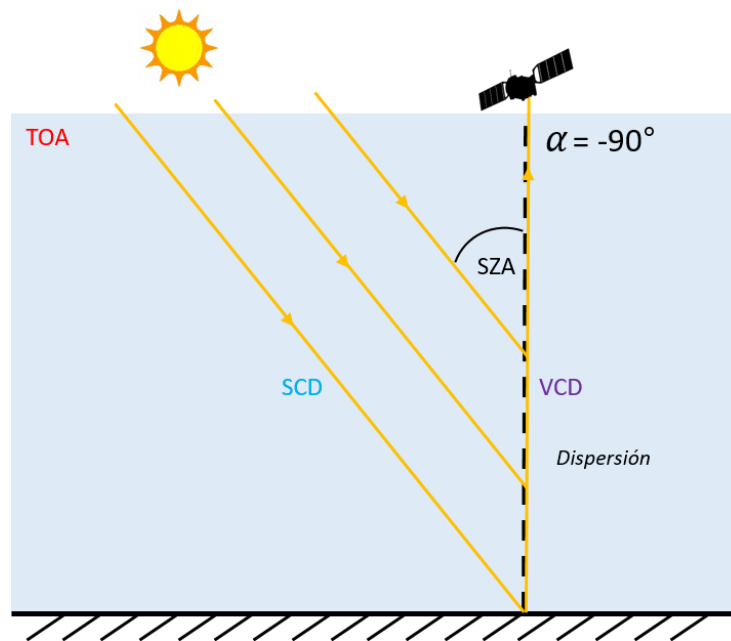


Figura 6.- Geometría de un sensor satelital DOAS de observación en nadir.

Además del modo de observación, el funcionamiento y el propósito de cada misión está determinado por el tipo de órbita:

- **Órbita terrestre baja (*low Earth orbit*, LEO):** se sitúan a una altura entre 160 y 1000 km sobre la superficie, describiendo un plano que puede estar inclinado

²¹ La tecnología SAR emplea sensores activos en el espectro de las microondas para obtener imágenes de alta resolución de la superficie terrestre y detectar cambios o deformaciones en el terreno. Puede funcionar de día y de noche y, a diferencia del LiDAR, permite la observación a través de las nubes.

respecto al ecuador. Los satélites en este tipo de órbita viajan a unos 7,8 km/s, llegando a completar una vuelta cada 90 minutos aproximadamente.

- **Órbita polar heliosíncrona (*polar and sun-synchronous orbit, SSO*):** una órbita polar es aquella que los satélites describen entre ambos polos de la Tierra —a veces con una desviación de hasta 30° con respecto al eje N-S— a una altura entre 600 y 800 km. Una órbita heliosíncrona es un tipo concreto de órbita polar en la que el satélite siempre sobrevuela la misma latitud a una hora solar local fija. De este modo, se logra la observación bajo unas condiciones de iluminación regulares y comparables. A efectos del presente documento, se profundiza en su exposición a través de la Figura 7.
- **Órbita geoestacionaria (*geostationary orbit, GEO*):** los satélites permanecen constantemente sobre un lugar particular de la Tierra, para lo cual deben orbitar a la velocidad de rotación planetaria. Para ello, se sitúan a una altura de 35.786 km, mucho más lejos que los LEO, viajando una velocidad de aproximadamente 3 km/s. Las GEO son de enorme utilidad para la monitorización continua.

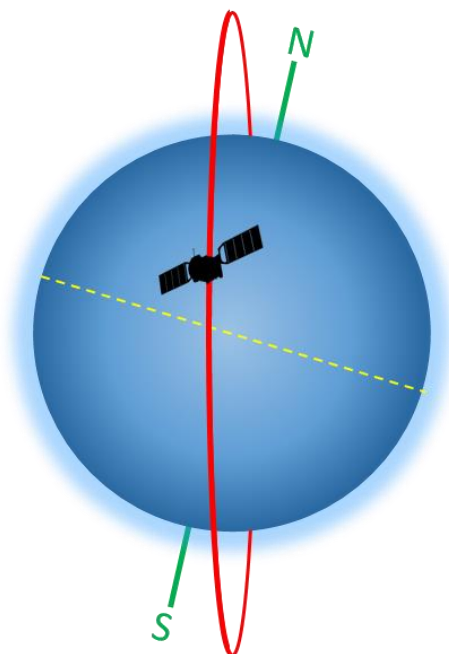


Figura 7.- Geometría de órbita polar heliosíncrona.

Los algoritmos de cálculo de columna atmosférica de teledetección mediante sensores satelitales siguen tres pasos:

1. **Aplicación de la técnica DOAS:** se mide de la concentración de gas traza en el camino recorrido por la luz [1] y se realiza el ajuste espectral (Figura 1), obteniendo la SCD total.
2. **Separación de la columna estratosférica y troposférica:** ciertas especies presentan una distribución homogénea y constante en la estratosfera. En esos casos, es posible recurrir a modelos de transporte químico (*chemical transport model*, CTM) para estimar la SCD sobre la tropopausa con precisión (Rodgers, 2000). La columna troposférica puede derivarse hallando la diferencia entre la columna total observada por el satélite y la SCD estratosférica del modelo.

$$SCD_{trop} = SCD_{total} - SCD_{strat} \quad [4]$$

3. **Cálculo de la columna vertical:** se recurre a un RTM para seleccionar el AMF adecuado y se halla la VCD troposférica, estratosférica y total de forma equivalente a [3].

$$VCD_{trop} = \frac{SCD_{total} - AMF_{strat} \times VCD_{total}}{AMF_{trop}} \quad [5]$$

Aunque cada sensor satelital en el espectro UV/vis cuenta con sus propios algoritmos de cálculo, todos siguen este funcionamiento (Boersma et al., 2011; Bucsela et al., 2013; Schneebeli y Mätzler, 2011). En sus orígenes, este tipo de detectores se utilizó para determinar el perfil de ozono estratosférico (Heath et al., 1973), pero sus prestaciones se han ido mejorando con el tiempo, logrando progresivamente nuevas fuentes de datos con la participación de diferentes agencias del mundo. La Tabla 7 muestra una revisión de misiones pasadas, operativas actualmente y proyectadas en el futuro.

Tabla 7.- Sensores satelitales de teledetección atmosférica nadir en el espectro UV. Fuente: Ampliado de Weber et al. (2024).

Sensor	Especies	Plataforma	Operador	Órbita	Resolución espacial [km ²]
BUV	O ₃	Nimbus-4 (1970–1980)	NASA	SSO	230 x 230
SBUV	O ₃	Nimbus-7 (1978–1994)	NASA	SSO	1255 x 1255
TOMS	O ₃ , CH ₄	Nimbus-7 (1978–1994)	NASA	SSO	50 x 50
SBUV/2	O ₃	NOAA-9 (1984-1998)	NOAA	SSO	1255 x 1255
SBUV/2	O ₃	NOAA-11 (1988-2004)	NOAA	SSO	1255 x 1255
TOMS	O ₃ , CH ₄	Meteor-3 N5 (1991-2002)	ROSHYDROMET, ROSKOSMOS	Inclinada	50 x 50
SBUV/2	O ₃	NOAA-14 (1994-2005)	NOAA	SSO	1255 x 1255
GOME	O ₃ , NO ₂ , BrO, SO ₂ , ClO ₂	ERS-2 (1995-2011)	ESA	SSO	40 x 40
TOMS	O ₃ , CH ₄	EP (1996-2006)	NASA	SSO	50 x 50
TOMS	O ₃ , CH ₄	ADEOS (1996-1997)	JAXA, CNES, MITI, MOE, NASA	SSO	50 x 50
SBUV/2	O ₃	NOAA-16 (2000-2014)	NOAA	SSO	1255 x 1255

SBUV/2	O ₃	NOAA-17 (2002-2013)	NOAA	SSO	1255 x 1255
SCIAMACHY	O ₃ , CH ₄ , CO ₂ , CO, NO ₂ , N ₂ O, BrO, SO ₂ , ClO ₂ , aerosoles	Envisat (2002-2012)	ESA	SSO	32 x 215
OMI	O ₃ , NO ₂ , BrO, SO ₂ , ClO ₂ , aerosoles	Aura (2004-)	NASA,FMI, NIVR, NSO, UKSA	SSO	13 x 24
SBUV/2	O ₃	NOAA-18 (2005-)	NOAA	SSO	1255 x 1255
GOME-2A	O ₃ , H ₂ O, NO ₂ , BrO, SO ₂ , ClO ₂ , CH ₂ O,	Metop-A (2006-2021)	EUMETSAT, NOAA, CNES, ESA	Inclinada	40 x 40
TOU	O ₃	FY-3A (2008-2018)	NSMC-CMA, NRSCC	SSO	50 x 50
SBUS	O ₃	FY-3A (2008-2018)	NSMC-CMA, NRSCC	SSO	200 x 200
SBUV/2	O ₃	NOAA-19 (2009-)	NOAA	SSO	1255 x 1255
TOU	O ₃	FY-3B (2010-2020)	NSMC-CMA, NRSCC	SSO	50 x 50
SBUS	O ₃	FY-3B (2010-2020)	NSMC-CMA, NRSCC	SSO	200 x 200
OMPS	O ₃ , aerosoles	Suomi-NPP (2011-)	NASA, NOAA	SSO	50 x 50
GOME-2B	O ₃ , H ₂ O, NO ₂ , BrO, SO ₂ , ClO ₂ , CH ₂ O,	Metop-B (2012-)	EUMETSAT, NOAA, CNES, ESA	SSO	40 x 40
TOU	O ₃	FY-3C (2013-2023)	NSMC-CMA, NRSCC	SSO	50 x 50
SBUS	O ₃	FY-3C (2013-2023)	NSMC-CMA, NRSCC	SSO	200 x 200
TROPOMI	O ₃ , CH ₄ , CO, NO ₂ , BrO, SO ₂ , CH ₂ O, CH ₂ O ₂ ,	Sentinel-5P (2017-)	ESA, COM, NSO	SSO	5,5 x 3,5

GEMS	O ₃ , NO ₂ , SO ₂ , aerosoles	MP-GEOSat (2020-)	KARI, BATC, KIOST, NIER	GEO	7 x 8
OMPS	O ₃ , aerosoles	JPSS-1 (2017-)	NOAA, EUMETSAT, NASA	SSO	50 x 50
GOME-2C	O ₃ , H ₂ O, NO ₂ , BrO, SO ₂ , ClO ₂ , CH ₂ O, aerosoles	Metop-C (2018-)	EUMETSAT, NOAA, CNES, ESA	SSO	40 x 40
OMPS	O ₃ , aerosoles	JPSS-2 (2022-)	NOAA, EUMETSAT, NASA	SSO	50 x 50
TEMPO	O ₃ , NO ₂ , CH ₂ O	TEMPO (Futuro)	NASA	GEO	2 x 4,5
UVN	O ₃ , NO ₂ , BrO, SO ₂ , CH ₂ O, CH ₂ O ₂ , aerosoles	Sentinel-4 (Futuro)	ESA, COM	GEO	8 x 8
UVN-S	O ₃ , CH ₄ , CO, NO ₂ , BrO, SO ₂ , CH ₂ O, CH ₂ O ₂ , aerosoles	Sentinel-5 (Futuro)	ESA, EUMETSAT, COM	SSO	7,5 x 7,5

Las observaciones de satélite, con ayuda de modelos atmosféricos, han mostrado cada vez mayor coherencia con las observaciones in situ. Desde 2017, la misión Sentinel-5 precursor (Sentinel-5P) ha supuesto un gran avance en la calidad de datos, y ha abierto las puertas a nuevas posibilidades de investigación y aplicación práctica de los resultados, permitiendo la localización de focos de emisión territoriales e, incluso, de objetos móviles concretos (Georgoulas et al., 2020; Martínez-Alonso et al., 2023). La continua mejora de la resolución espaciotemporal permite una mejor caracterización de patrones de emisión y de la contaminación atmosférica a nivel superficial (Huang et al., 2022; Karoff y Vara-Vela, 2023).

Las investigaciones realizadas durante los últimos 5 años para la vigilancia de la calidad del aire han ofrecido resultados prometedores (Tabla 8), pero solo en algunas ciudades del mundo se ha comprobado su aplicación, y nunca en localidades de España. Por tanto, se presenta la oportunidad de evaluar los resultados en territorio nacional y de comprobar su viabilidad para estudiar la efectividad de políticas de reducción de emisiones.

Tabla 8.- Estudios comparativos entre observaciones de satélite y concentraciones superficiales obtenidas in situ.

Fuente	Especies	Coefficiente de correlación (r)
Huang et al. (2023)	SO ₂ ; NO ₂	0,38 – 0,55; 0,32 – 0,83

Zhao et al. (2023)	CH ₂ O	0,43 – 0,74
Jeong et al. (2021)	CO	0,37 – 0,51
de Gouw et al. (2020)	CH ₄	0,71

Cada técnica de muestreo expuesta en este apartado presenta ventajas e inconvenientes (Tabla 9), y no son excluyentes. Todas las vertientes aportan información indispensable, complementaria e integrable en modelos atmosféricos para la mejora de las predicciones (ECMWF, 2024).

Tabla 9.- Ventajas e inconvenientes de cada técnica de medida de la composición atmosférica.

Técnica de medida	Ventajas	Inconvenientes
Medida directa in situ	✓ Medición detallada y precisa en ubicaciones específicas ✓ Monitoreo continuo y a largo plazo en áreas urbanas y rurales ✓ Posible integración de múltiples sensores para medir gran variedad de especies ✓ Datos localizados útiles para la toma de decisiones a nivel local y regional ✓ A diferencia de los sensores de teledetección, también permiten muestreo durante la noche	✗ Cobertura espacial limitada y en ocasiones irregular, que puede no representar completamente la calidad del aire en una región ✗ Necesidad de infraestructura física y mantenimiento regular, con repercusión en el coste ✗ Sensibilidad a la ubicación y a las condiciones locales como posible fuente de sesgo
Teledetección en tierra	✓ Mediciones de alta resolución espacial y espectral ✓ Posible detección de una amplia variedad de gases y aerosoles ✓ Seguimiento en tiempo real ✓ Fuente de datos precisos para investigaciones científicas y aplicaciones operativas	✗ Necesidad de infraestructura terrestre y personal especializado de operación y mantenimiento ✗ Cobertura espacial limitada por la ubicación de los instrumentos ✗ Sensibilidad a la interferencia atmosférica que requiere calibración regular para mantener la precisión
Teledetección aérea	✓ Flexibilidad y movilidad para realizar mediciones en áreas remotas o de difícil acceso ✓ Capacidad de operación a diferentes altitudes, que permite un muestreo vertical detallado ✓ Alta resolución espacial de amplias regiones	✗ Duración del vuelo limitada por el tiempo de autonomía ✗ Necesidad de equipos especializados y personal capacitado para la operación ✗ Baja resolución temporal que dificulta la obtención de una serie histórica continua
Teledetección satelital	✓ Cobertura global y continua de la composición atmosférica ✓ Muestreo de grandes áreas geográficas de manera eficiente ✓ Capacidad de detección de cambios a largo plazo ✓ Resolución temporal cada vez mayor, especialmente en satélites geoestacionarios	✗ Resolución espacial inferior en comparación a sensores aéreos ✗ Sensibilidad a condiciones atmosféricas y a la cobertura de nubes, condicionando la disponibilidad de datos ✗ Alta vulnerabilidad ante posibles averías

- | | |
|---|---|
| ✓ Herramienta poderosa para la investigación científica y la monitorización ambiental a gran escala | ✗ Calibración y validación necesaria para garantizar la precisión de las mediciones |
|---|---|

2.4 Sentinel-5P

La ESA, a través del programa Copernicus, ha puesto en órbita desde 2014 seis familias de satélites para la observación precisa y continua de variables medioambientales a nivel planetario (Tabla 10), cuyos datos están disponibles de forma abierta.

Tabla 10.- Misiones satelitales del programa Copernicus. Los satélites marcados con asterisco (*) no han sido lanzados a fecha de 2024. Fuente: Adaptado de ESA (2024).

Misión	Tecnología	Satélites	Aplicaciones
Sentinel-1	SAR	Sentinel-1A: Desde 03/04/2014	✓ Hielo marino e icebergs ✓ Glaciares terrestres
	SSO	Sentinel-1B: Desde 25/04/2016, hasta 03/08/2022 Sentinel-1C* Sentinel-1D*	✓ Hielo de ríos y lagos ✓ Derrames de petróleo y navíos ✓ Olas y vientos marinos ✓ Cambios de usos de suelo, agricultura, deforestación ✓ Deformaciones del terreno ✓ Gestiones de emergencia
Sentinel-2	Espectrómetro Vis/VNIR/SWIR	Sentinel-2A: Desde 23/06/2015	✓ Agricultura ✓ Ecosistemas terrestres
	SSO	Sentinel-2B: Desde 07/03/2017 Sentinel-2C* Sentinel-2D*	✓ Gestión forestal ✓ Calidad de aguas costeras ✓ Desastres naturales ✓ Seguridad civil
Sentinel-3	SAR	Sentinel-3A: 16/02/2016	✓ Topografía marina y lacustre ✓ Temperatura superficial
	Espectrómetros Vis/NIR/SWIR/TIR	Sentinel-3B: 25/04/2018 Sentinel-3C* Sentinel-3D*	✓ Altura de hielo marino y terrestre ✓ Clima y medio ambiente ✓ Incendios
Sentinel-4	Espectrómetro UV/Vis/NIR	Sentinel-4A* Sentinel-4B*	✓ Composición atmosférica continua sobre Europa
	GEO		

Sentinel-5	Espectrómetro UV/Vis/NIR/SWIR	Sentinel-5P: 13/10/2017 Sentinel-5A* Sentinel-5B* Sentinel-5C*	✓ Composición atmosférica global
	SSO		
	SAR		
Sentinel-6	Espectrómetro MW	Sentinel-6A: 21/11/2020 Sentinel-6B	✓ Altimetría de alta precisión de la superficie oceánica
	Inclinada		

Sentinel-5P representa el primer esfuerzo de la ESA para recoger información sobre la composición atmosférica. Se planteó como una misión preliminar hasta el lanzamiento de la familia Sentinel-5 definitiva.

2.4.1. Especificaciones técnicas

Sentinel-5P describe una órbita cuasipolar heliosíncrona de $8,7^\circ$ de inclinación con respecto al eje N-S, a una altura de 824 km, con un cruce del nodo ascendente ecuatorial a las 13:30 hora solar local (*local solar time*, LST), y con un ciclo orbital de 16 días (i.e., periodo orbital de 101 minutos y 16 órbitas diarias). La única carga a bordo es el sensor TROPOMI (*Tropospheric Monitoring Instrument*), desarrollado por el Real Instituto Meteorológico Holandés (*Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut*, KNMI). TROPOMI está compuesto por cuatro espectrómetros en dirección nadir que observan en 8 bandas del UV/vis (270-500 nm), NIR (675-555 nm) y SWIR (2305-2385 nm). Cada segundo se realizan mediciones cubriendo un área de 2600 km de barrido y 7 km en la dirección de desplazamiento (Figura 8), lo que permite obtener una cartografía mundial cada 24 horas (Nijkerk et al., 2017; Veefkind et al., 2012).

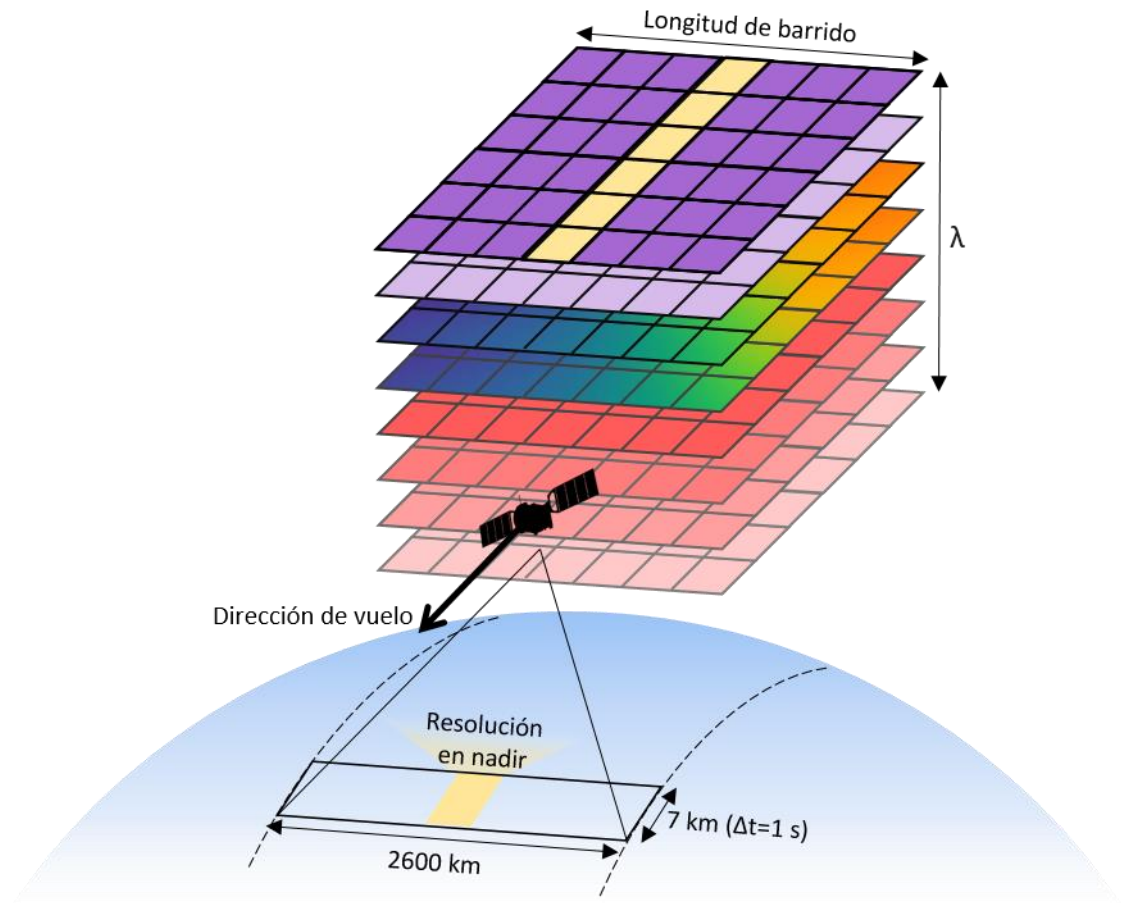


Figura 8.- Esquema de muestreo de TROPOMI a bordo de Sentinel-5P. Fuente: Adaptado de Eskes et al. (2022).

La resolución en nadir de las imágenes en la mayoría de bandas espectrales era originalmente de 7 x 3,5 km², pero, gracias a una revisión de los ajustes de muestreo, fue mejorada hasta 5,5 x 3,5 km² a partir del 6 de agosto de 2019. Estos parámetros, cuyas especificaciones se muestran en la Tabla 11, no tienen precedentes en ninguna misión satelital de este tipo.

Tabla 11.- Principales características espectrales de los cuatro espectrómetros de TROPOMI. Fuente: ESA (2024c).

Espectrómetro	Banda	Rango espectral [nm]	Resolución espectral [nm]	Resolución especial [km ²]
UV	1	267 - 300	0,45 - 0,5	5,5 x 28
	2	300 - 332		5,5 x 3,5
UVis	3	305 - 400	0,45 - 0,65	5,5 x 3,5
	4	400 - 499		
NIR	5	661 - 725	0,34 - 0,35	5,5 x 3,5
	6	725 - 786		
SWIR	7	2300 - 2343	0,227	5,5 x 7
	8	2343 - 2389	0,225	

La capacidad de observación en cada banda espectral permite lograr la detección de hasta 8 componentes atmosféricos (Figura 9). Las bandas NIR y SWIR, y los productos asociados a ellas, suponen una nueva adición con respecto a su predecesor OMI.

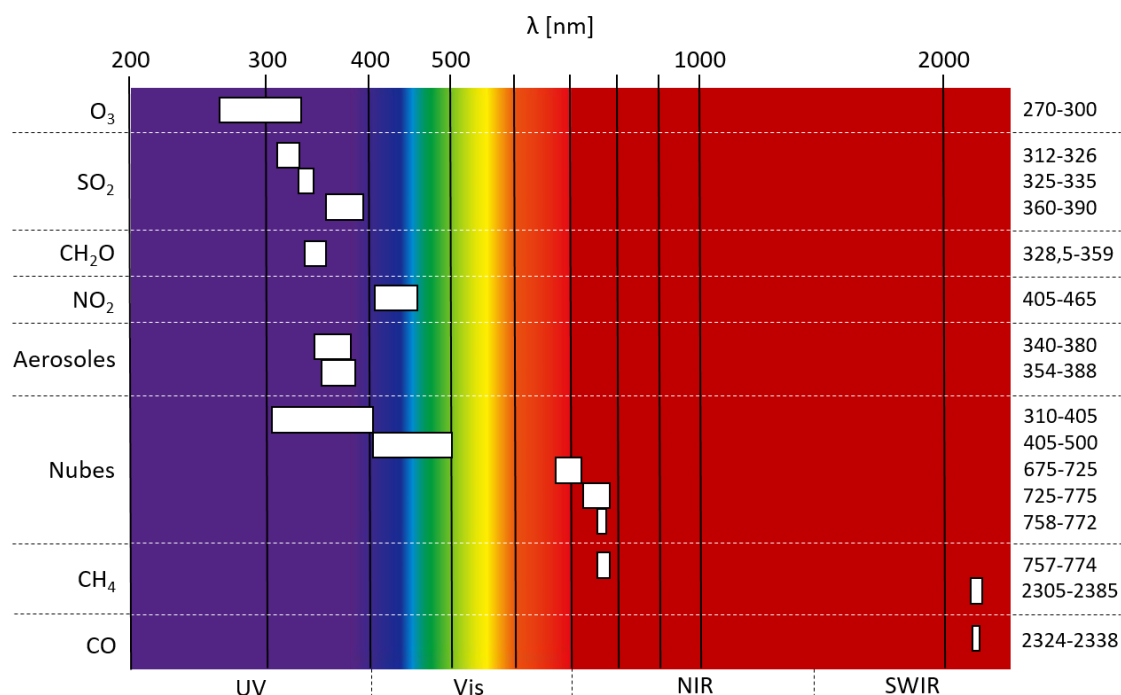


Figura 9.- Rangos espectrales observados por TROPOMI para la detección de cada especie. Fuente: Adaptado de ESA (2024b).

2.4.2. Productos y algoritmos de funcionamiento

Los datos (o productos) ofrecidos por TROPOMI se agrupan en 3 niveles (ESA, 2024b):

- **Nivel-0:** Datos brutos recopilados por los espectrómetros, incluyendo mediciones sin procesar, señales digitales e imágenes sin calibrar. Son de uso interno de la ESA y no están abiertos al público.
- **Nivel-1B:** Los datos de Nivel-0 se calibran para su corrección radiométrica y se convierten en unidades físicas georreferenciadas; en concreto, en valores de radiación reflejada en TOA para todas las bandas espectrales (Tabla 11) y de irradiancia solar en los rangos de 270-775 nm y 2305-2385 nm. La comparación entre ambas permite calcular los perfiles de absorción en la atmósfera.
- **Nivel-2:** Los datos de Nivel-1B se procesan para generar columnas totales georreferenciadas de cada especie observada. Los algoritmos empleados para el cálculo de la VCD de cada especie siguen la base descrita en el apartado 2.3, aunque con algunas variaciones dependiendo del caso.

Entre las 8 especies de las que se ofrecen datos de Nivel-2, destaca especialmente el NO₂, cuya ventana de detección ofrece gran resolución espectral y espacial. Esto, unido al origen y a la propia naturaleza del gas, que contrasta frente a la de los demás componentes (como se explicará a continuación), ha permitido el desarrollo de algoritmos específicos destinados a la estimación de la VCD_{trop} con una precisión destacada. De hecho, es la única especie de la que la ESA ofrece este tipo de producto para cualquier latitud (Eskes et al., 2022).

En el caso del NO₂, la gran diferencia está marcada por el segundo paso en la técnica DOAS para transformar los productos de Nivel-1B en Nivel-2, a la hora de separar la SCD_{trop} y la SCD_{strat}.

En la atmósfera, existen dos componentes principales de la columna de NO₂. Por un lado, se encuentra aquella procedente de la contaminación atmosférica, que se acumula bajo la PBL, hasta 1 km de altura. Esta fracción es la más interesante a escala regional porque es la causante de los efectos perjudiciales para la salud humana, bien por acción directa o por mecanismos indirectos de formación de O₃ troposférico y PM con nitratos. Por otro lado, la parte presente en la estratosfera, sobre la tropopausa: a partir de entre los 10 y 15 km de altura. Esta acumulación no es relevante a efectos de calidad del aire, pero sí a escala global, ya que interviene en la formación de la capa de ozono²² (Crutzen, 1970; Johnston, 1971).

Sobre regiones no contaminadas, la mayor parte del NO₂ se localiza en la estratosfera (normalmente más del 90%); en regiones con altas emisiones, como las grandes ciudades, entre el 50 y el 90% del NO₂ se concentra en la troposfera (Hains et al., 2010). Como consecuencia, la acumulación en la troposfera libre (i.e., entre la PBL y la tropopausa) es unas 10 veces menor que bajo una PBL ligera o moderadamente contaminada. Por tanto, es posible resumir la presencia total de NO₂ —que es la observada por TROPOMI—, como la suma de la contribución de la PBL y de la estratosfera. La división entre ambas vertientes se establece en la tropopausa, donde además el intercambio vertical de aire es muy bajo.

La otra gran diferencia es que el NO₂ de la estratosfera tiene una distribución latitud-longitud (extendida en todo el planeta y prácticamente simétrica) muy diferente en comparación a la que presenta en la troposfera (mostrando puntos calientes en ubicaciones donde se produce contaminación, como plantas de carbón, carreteras o ciudades). Ese contraste facilita la distinción entre una subcolumna y otra.

En el caso de TROPOMI, la separación entre SCD_{trop} y SCD_{strat} se realiza mediante un CTM (TM5-MP; Williams et al., 2017) que toma datos de mediciones disponibles para actualizar regularmente una simulación de la distribución tridimensional del NO₂ en la atmósfera. Esta simulación se ajusta para que coincida lo más fielmente posible con las mediciones reales. La principal forma en que se logra esto es comparando ambos resultados en áreas donde la contaminación en la troposfera es mínima o nula, tal y como ocurre, por ejemplo, sobre los océanos. Cuando los datos reales y los modelados coinciden en estas regiones, se considera que el CTM está capturando adecuadamente la SCD_{strat}, y puede sustraerse finalmente de la SCD_{total} (Van Geffen et al., 2022)²³. La VCD_{trop} se obtendrá mediante el cálculo del AMF.

Los productos de Nivel-1B y Nivel-2 siguen distintos tipos de procesamiento dependiendo de la aplicación deseada, y pueden clasificarse en:

²² Tal y como se indica en Van Geffen et al. (2022), en la estratosfera, el NO₂ se genera principalmente a partir de la oxidación del N₂O. En el proceso, se producen NO_x que pueden servir como catalizadores de la destrucción del O₃ o ayudar a su preservación mediante la transformación de compuestos muy reactivos ricos en cloro e hidrógeno, en especies menos reactivas, como el nitrato de cloro (ClNO₃) y el ácido nítrico (HNO₃) (Murphy et al., 1993).

²³ El sistema de procesamiento de NO₂ de TROPOMI se basa en los algoritmos del producto DOMINO-2 (Boersma et al., 2011) y del conjunto de datos de QA4ECV (*Quality Assurance for Essential Climate Variables*; Boersma et al., 2018) para OMI.

- **Near Real Time, NRT:** Datos obtenidos durante las 2 horas y 15 minutos y durante las 3 horas posteriores al muestreo para los productos de Nivel-1B y Nivel-2, respectivamente. Son de mayor utilidad cuando se precisa su aplicación inmediata, como en los modelos atmosféricos de predicción. Por ello, en el proceso se prioriza la rápida disponibilidad sobre la calidad.
- **Offline, OFFL:** Datos obtenidos cuando las restricciones de tiempo y disponibilidad son más amplias. Cuentan con mayor precisión, ya que se realizan pasos específicos de calibración y de obtención de concentración de cada especie. Algunos productos de Nivel-1B están disponibles hasta 12 horas después del muestreo, pero para la mayoría de especies atmosféricas el periodo se extiende a partir de 5 días.
- **Reprocessed, RPRO:** De reciente adición en los productos derivados de Sentinel-5P, los datos reprocesados provienen de las continuas revisiones de algoritmos de funcionamiento durante la vida útil del instrumento. Este proceso de maduración se traduce en inconsistencias con datos más antiguos, que llegan a ofrecer menos cobertura o precisión, dificultando el estudio de series temporales extensas. Para asegurar la consistencia, se genera una nueva familia de productos —principalmente de Nivel-2— procesando los datos de Nivel-1B con los algoritmos más recientes (Van Geffen et al., 2022).

En el caso de los datos de NO₂ de TROPOMI, dos grandes actualizaciones se produjeron en diciembre de 2020 y en julio 2021, generando incrementos sistemáticos en las observaciones que no se correspondían con cambios reales en la atmósfera. Por ello, comenzó a generarse una nueva base de datos reprocesados, que a fecha de 2024 abarca desde el 1 de mayo de 2018 hasta el 25 de julio de 2022 (ESA, 2024d).

2.4.3. Correlación con medidas in situ

Como se señaló en la sección anterior, el hecho de que el NO₂ troposférico se acumule en su mayoría por debajo de la PBL y sea más fácilmente diferenciable de la componente estratosférica, ha facilitado las comparaciones entre medidas tomadas por satélite y concentraciones in situ, mostrando correlaciones muy altas; típicamente, con valores de $r \geq 0,6$ (Tabla 12). Por esta razón, un gran volumen de investigación sobre emisiones antropogénicas y calidad del aire se ha orientado en el estudio de esta especie.

Tabla 12.- Coeficiente de correlación lineal (r) entre medidas de TROPOMI y concentraciones in situ de NO₂ en diferentes estudios.

Estudio	Región	Coeficiente de correlación, r
Griffin et al., 2019	Arenas bituminosas Canadá	0,67
Cersosimo et al., 2020	Italia (Sur - Norte)	0,71 - 0,85
Jeong and Hong, 2021	Corea del Sur	0,67
Goldberg et al., 2021	Estados Unidos	0,66
Rudke et al., 2023	São Paulo	0,62 - 0,74

Para entender las características que permiten o dificultan la comparación directa entre ambos tipos de datos, es necesario conocer la dinámica atmosférica de cada especie. TROPOMI proporciona información de la concentración total en columna, que resulta de gran utilidad para obtener una perspectiva bidimensional del terreno, pero muestra más limitaciones para conocer el perfil vertical. La capacidad para diferenciar la componente troposférica y estratosférica depende significativamente de la altura a la que se genera el contaminante, de su periodo medio de vida y de la sensibilidad del propio instrumento en cada banda espectral.

La química atmosférica del NO₂ presenta características muy interesantes en comparación al resto de gases que TROPOMI puede observar. Su ventana de absorción y corto tiempo de vida (Tabla 13) permiten diferenciar con claridad la generación de nuevas emisiones con respecto a la concentración de fondo. Su detección tiene lugar muy cerca de los focos de generación, y, por tanto, la trazabilidad de las fuentes de emisión es más inmediata (Chen et al., 2023; Godłowska et al., 2023; Lorente et al., 2019a). Estas condiciones no se dan para todas las sustancias, por lo que su seguimiento es muy interesante para identificar puntos de actividad.

Tabla 13- Periodo medio de vida en la atmósfera de cada especie observada por TROPOMI.

Especie	Periodo de vida típico	Fuente
NO ₂	Entre 2 y 12 horas	Pommier, 2023 Shah et al., 2020
SO ₂	Entre 6 horas y varios días	Beirle et al., 2014 C. Lee et al., 2011
CO	Entre varias semanas y 2 meses	Khalil and Rasmussen, 1990 Worden et al., 2013
CH ₂ O	Varias horas (COVNM precursores: varios días)	Pfister et al., 2008 Green et al., 2021
O ₃	Troposfera: entre 3 horas y varias semanas	Dewan and Lakhani, 2022 Wang et al., 2022
CH ₄	Troposfera: entre 8 y 12 años	Sonnemann y Grygalashvyly, 2014 IPCC, 2022b
Aerosoles	Troposfera: Entre unos días y varias semanas	Williams et al., 2002

En lo referente al SO₂, CO y CH₂O no existe gran contribución estratosférica a la columna total, de modo que gran parte de la señal obtenida procede de la troposfera. En el caso del SO₂, el periodo medio de vida es también muy corto, por lo que las emisiones antropogénicas tienden a acumularse en la PBL. Sin embargo, las fuentes de generación (principalmente centrales térmicas) y las prestaciones del sensor son diferentes²⁴. Por ello, su observación está recomendada para eventos ocurridos en la

²⁴ En la ventana de detección del SO₂ (rango UV), la sensibilidad a nivel de la PBL es generalmente baja en todas las misiones satelitales. Hay tres factores limitantes: la alta dispersión de Rayleigh, la baja reflectividad de la superficie terrestre en tales longitudes de onda y la marcada absorción del O₃ estratosférico (Figura 9). En consecuencia, la radiación que

troposfera libre, como el seguimiento de penachos de erupciones volcánicas (Markus et al., 2023; Theys et al., 2019).

El CO, aunque se emite frecuentemente junto al NO₂, tiene una vida más prolongada, por lo que su concentración de fondo en la troposfera es más alta en comparación, pudiendo ser transportado horizontal y verticalmente. Por ello, es de esperar que las concentraciones superficiales no se correspondan de igual forma con las medidas totales de columna.

El CH₂O tiene un periodo de vida similar al NO₂, pero al generarse a través de procesos secundarios, su distribución vertical es más irregular que en los casos anteriores, y su relación con fuentes de emisión específicas es más compleja.

En el caso del O₃, la acumulación en la PBL, troposfera libre y estratosfera guarda una relación aproximada de 1, 9 y 90%, respectivamente. No podría esperarse una alta correlación entre datos de satélite —que observa la columna total— y medidas in situ. Sin embargo, existe un producto de Nivel-2 post-procesado que ofrece datos troposféricos en los trópicos (latitudes >20N y <20S). Esto es posible gracias a que, de manera similar al NO₂, la distribución estratosférica en estos territorios es más homogénea y fácil de distinguir que en el resto del planeta. No obstante, la resolución espacial lograda en las imágenes es menor.

El perfil de CH₄ es prácticamente constante en la troposfera, para después reducirse en niveles superiores. Sin embargo, como las concentraciones aún permanecen altas en la tropopausa, es más difícil distinguir la componente troposférica de la estratosférica, y se precisa de herramientas de modelización más avanzadas para establecer una división. Por ello, las comparativas, aunque posibles, no son inmediatas simplemente con datos de satélite (H. Eskes, comunicación personal, 2024).

La distribución de aerosoles en la atmósfera, al igual que su tiempo de permanencia, es muy variable²⁵. No es posible la comparación entre medidas in situ y datos de satélite, ya que las señales detectadas se deben a eventos ocurridos en capas superiores (i.e., movimientos de polvo desértico, quema de biomasa y cenizas volcánicas), que son de gran utilidad para estudiar fenómenos de transporte, pero más limitados para evaluar la calidad del aire a nivel superficial de forma inmediata.

Por estas razones, es conveniente plantearse con detenimiento cuál es la potencialidad de los datos satelitales de NO₂ para el seguimiento de concentración troposférica, de la intensidad de las actividades humanas y de la calidad del aire. Especialmente, en grandes núcleos urbanos donde no se haya estudiado previamente y el nivel de exposición de la población sea problemático.

contiene la débil característica de absorción del SO₂ cerca de la superficie apenas puede llegar al sensor (Yan et al., 2017), y los datos vienen asociados a un amplio rango de incertidumbre.

²⁵ La absorción de aerosoles en el espectro del UV (*aerosol index*, AI) se obtiene comparando la radiación medida por TROPOMI en TOA con cambios teóricos en la dispersión de Rayleigh para diferentes longitudes de onda donde la absorción del O₃ sea menor (Stein Zweers, 2022). Los datos de concentración se acompañan de otro producto de Nivel-2 que muestra el perfil vertical (*aerosol layer height*, ALH).

2.5. Dióxido de nitrógeno

El NO₂, especie sobre la que se enfoca la presente investigación, es un compuesto químico formado por un átomo de nitrógeno y dos átomos de oxígeno. Forma parte del grupo conocido como NO_x, de los cuales —junto con el monóxido de nitrógeno (NO)— es el más relevante desde el punto de vista toxicológico.

El NO₂ está contemplado como un contaminante atmosférico muy problemático y, por las reacciones que desencadena, también como un GEI indirecto precursor de otras especies —principalmente, O₃ y PM (véase apartado 1.2.1) —, aunque también es capaz de absorber radiación y reemitirla al entorno. Su presencia es más persistente en ambientes urbanos, donde se concentran las actividades que activan su formación. Es uno de los principales responsables de la aparición de la conocida bruma o *smog* fotoquímico de color pardo que caracteriza el horizonte de grandes ciudades en episodios de alta contaminación atmosférica.

2.5.1. Origen

Los NO_x se producen al reaccionar nitrógeno y oxígeno a altas temperaturas. Es por ello que pueden generarse de forma natural (e.g., caída de rayos, quema de biomasa o erupciones volcánicas) (Martin et al., 2003; Oppenheimer et al., 2005), pero también a través de actividades antropogénicas cuyo desarrollo implica la quema de combustibles fósiles (e.g., vehículos motorizados, plantas térmicas, procesos industriales, hogares). Son estas últimas las que constituyen una gran problemática para la salud de la población en grandes ciudades.

El transporte por carretera (26.3%), la generación de energía (18.4%) y la calefacción doméstica son fuentes importantes en zonas urbanas (McDuffie et al., 2020), aunque su preponderancia puede variar de una localización a otra. Además, el nivel de la exposición de la población a la contaminación no solo depende de la intensidad de estas actividades, sino también de otros factores como la configuración urbanística o la compacidad (Gilardi et al., 2024).

La proporción de NO_x en la atmósfera se ha incrementado históricamente desde principios del siglo XX hasta hace aproximadamente dos décadas (Badr y Probert, 1993). A partir de entonces, se ha observado una disminución paulatina en territorios como EE.UU. y Europa, pero también un aumento en regiones con industrialización creciente como China y Oriente Medio (Kuttiipurath, 2024). En ambos casos, las zonas urbanizadas continúan siendo enormes focos de concentración.

Los NO_x generados durante procesos de combustión aparecen principalmente en forma de NO, que se oxida con rapidez para generar NO₂ [6].



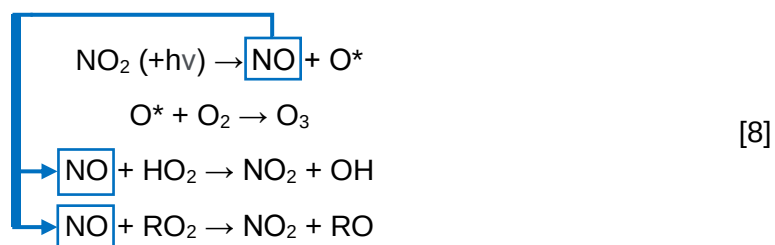
En condiciones normales, la vía de producción más importante del NO₂ es la combinación de NO y O₃ [7].



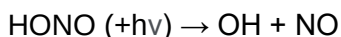
2.5.2. Dinámica atmosférica

Los NO_x desempeñan roles diferentes en la atmósfera a diferentes alturas. En la estratosfera ejercen de catalizadores de la destrucción del O_3 , pero al mismo tiempo forman sustancias de reserva con los óxidos de halógenos, disminuyendo su potencial de eliminación²².

En la troposfera (Figura 10), la fotólisis del NO_2 es la principal ruta para la formación de O_3 . Puesto que este también se destruye rápidamente por reaccionar con NO , los NO_x suelen estar en equilibrio fotoquímico en las capas más bajas. En presencia de radicales peróxido-orgánicos (RO_2) e hidroperoxilo (HO_2), una fracción del NO generado puede volver a formar NO_2 sin destrucción de moléculas de O_3 , llevando a su acumulación [8].

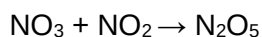


Las reacciones de NO_x con RO_2 a veces también pueden dar lugar a nitratos orgánicos (RONO_2 [9], RO_2NO_2 [10], que resultan finalmente en nitratos de peroxiacilo, PANs). Si las reacciones se producen con radicales HO_x (OH y HO_2), pueden generarse ácidos de nitrógeno, como ácido nítrico (HNO_3) [11], ácido peroxinítrico (HO_2NO_2) [12] y ácido nitroso (HONO). Este último, a su vez, puede ser fotolizado de nuevo en NO_x [13].



Los RO_2 y HO_2 se originan por la oxidación previa de COVs. Por ello, cuando la presencia de NO_x , COVs y radiación solar es abundante, se desencadena la producción de O_3 troposférico y, con él, la bruma fotoquímica.

Por la noche ocurren otros procesos oxidativos de los NO_x , donde adquiere más importancia la formación de contaminantes secundarios. El O_3 actúa como oxidante del NO_2 , formándose anhídrido nítrico (N_2O_5) [14] que, al reaccionar con agua, puede generar también HNO_3 [15].



El HNO₃ es fácilmente absorbido por gotas y aerosoles. Para que se formen aerosoles de nitrato, generalmente se requiere la presencia de una especie alcalina, como el NH₃, lo que lleva a la formación de sales como el nitrato de amonio (NH₄NO₃). Este proceso contribuye a la acidificación de los aerosoles y de las gotas de las nubes, lo que puede tener un impacto significativo en los ecosistemas cuando precipita en forma de lluvia ácida. Dado que las emisiones de SO₂ se han reducido drásticamente en las últimas décadas, la importancia relativa del HNO₃ ha aumentado en la mayoría de los países industrializados.

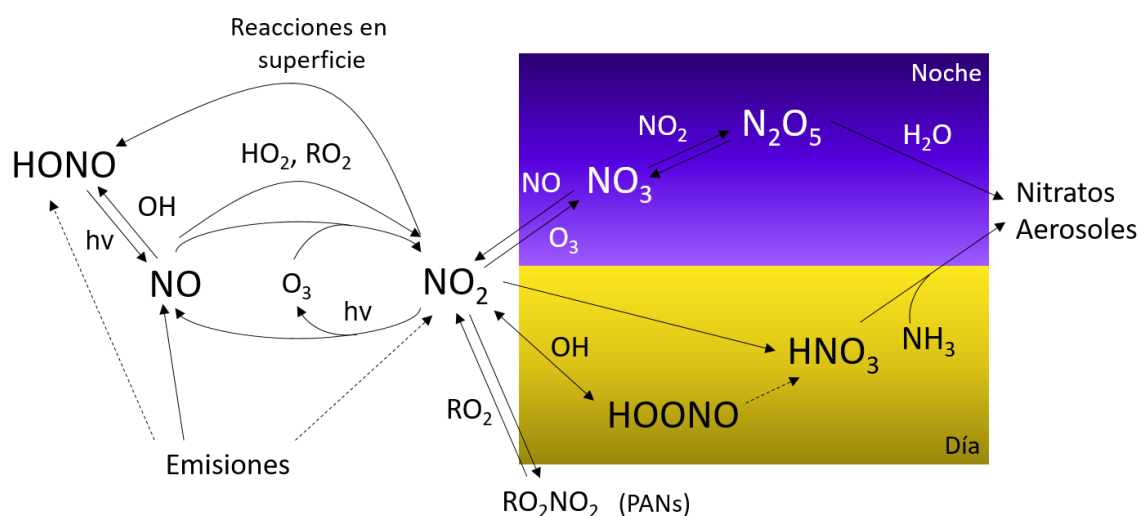


Figura 10.- Esquema de las principales reacciones del NO_x en la troposfera. Fuente: Richter (2009).

Los NO_x también influyen en el forzamiento radiativo, lo que contribuye al aumento de la temperatura. Localmente, se pueden alcanzar niveles altos de NO₂, y su capacidad para absorber la luz solar se vuelve significativa. Pero dada su función como precursores, favorecen la aparición del O₃, cuyo GWP es aún mayor. Por eso es tan importante limitar su presencia en las capas más bajas de la atmósfera (Jenkin, 2004; Ravina et al., 2022; Richter, 2009; Wang et al., 2020).

2.5.3. Impactos

El NO₂ es incluso más dañino que el NO. Los efectos adversos sobre la salud humana incluyen inflamación de las vías aéreas, 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 (Buzikov et al., 2017; Shaw y Van Heyst, 2022).

La oxidación del NO₂ en NO₃ y HNO₃ puede causar acidificación y eutrofización de los ecosistemas, afectando la deforestación y la calidad de las aguas superficiales (Emberson et al., 2001; Hakeem et al., 2017). La acidificación puede deteriorar también las edificaciones y el patrimonio histórico (Cicek et al., 2009).

2.5.4. Situación en ciudades de España

En España, la acumulación de NO₂ en ciudades es un grave problema de salud pública. En el proceso de desarrollo urbano se ha apostado por el transporte por carretera y, aunque actualmente existen esfuerzos para fomentar la movilidad sostenible y el transporte público, en muchas localidades la transformación de la infraestructura pública y del modo de vida basado en el vehículo privado es un proceso gradual y a veces complejo.

El caso de Madrid es especialmente alarmante, pues ha sido posicionada como la ciudad europea con mayor número de muertes evitables por exposición a NO₂ (Khomenko et al., 2021). La situación también es preocupante en Barcelona, que aparece en la sexta posición entre 1000 localidades.

Este escenario se da en un contexto de revisión del marco legal para situar la calidad del aire dentro de límites más saludables (véase apartado 1.2.2). Muchas de las medidas establecidas por la Ley 7/2021 de cambio climático y transición energética no están siendo adoptadas por los municipios más poblados al ritmo que se debería. La instauración generalizada de ZBE, que debería haber ocurrido antes de 2023, no está siendo cumplida en la mayoría de los casos. Tampoco existe una infraestructura extensa de calidad del aire para asegurar el respeto de los límites legales y evaluar la efectividad de estas políticas. Madrid cuenta con una gran cantidad de puntos de muestreo, pero en los siguientes municipios más poblados esa cifra se reduce muy considerablemente.

El empleo de imágenes satelitales podría servir de apoyo para la definición de la calidad del aire y su evolución en estos municipios. Para ello, es necesario realizar una evaluación previa con el objetivo de conocer hasta qué punto estos datos pueden ser empleados de forma directa y, en caso de diferir sensiblemente de los valores medidos in situ, conocer cuáles son los factores limitantes. Tal es el propósito de esta investigación.

III. METODOLOGÍA



En esta sección se detalla la naturaleza y procedencia todos los datos empleados en la investigación, así como la metodología seguida en su tratamiento.

3.1. Materiales

3.1.1. Datos de satélite

Los datos de concentración en columna troposférica de NO₂ (i.e., VCD_{trop}) empleados en esta investigación han sido tomados de Google Earth Engine (GEE, 2018), la plataforma de análisis geoespacial en la nube de Google, que dispone de productos satelitales precargados y una biblioteca de funciones en JavaScript para su manejo. Estas imágenes, referidas como productos de Nivel-3, se derivan de un reprocesamiento de las originales de Nivel-2, que se encuentran en formato netCDF y se referencian por tiempo de muestreo en la plataforma oficial de la ESA *Copernicus Data Space Ecosystem* (ESA, 2024e). Este ajuste permite obtener una imagen ráster más comprimida y organizada geográficamente en una malla común, lo que facilita el trabajo con SIG en la nube y la comparación con otras imágenes y bases de datos. Esto agiliza enormemente los tiempos y permite el trabajo desde cualquier dispositivo, en especial cuando las series temporales de estudio son muy prolongadas.

Para ello, se hace uso de HARP, un conjunto de herramientas y bibliotecas de funciones predefinidas destinadas a la ingestión, análisis y comparación interactiva de datos satelitales. HARP puede aplicarse en interfaz IDL, Matlab, Python y R. Se encuentra a disposición de los usuarios junto a otros software que forman parte del conjunto *Atmospheric Toolbox* de la ESA (2024f), y da soporte a la visualización y tratamiento de imágenes de varios sensores.

Por su mayor calidad y disponibilidad durante todo el periodo de funcionamiento de Sentinel-5P, se escogieron los productos OFFL de Nivel-2, cuyo equivalente de Nivel-3 se obtiene aplicando funciones de HARP a cada archivo netCDF individualmente, de la siguiente forma:

```
harpconvert --format hdf5 --hdf5-compression 9 -a
'tropospheric_NO2_column_number_density_validity>75;derive(datetime_st
op {time}); bin_spatial(2001, 50, 0.01, 2001, -120, 0.01);
keep(NO2_column_number_density,tropospheric_NO2_column_number_density,
stratospheric_NO2_column_number_density,NO2_slant_column_number_densit
y, tropopause_pressure,absorbing_aerosol_index,cloud_fraction,
sensor_altitude,sensor_azimuth_angle,
sensor_zenith_angle,solar_azimuth_angle,solar_zenith_angle) '
S5P_OFFL_L2_NO2____20181010T074409_20181010T092539_05135_01_010100_20
181016T092316.nc output.h5
```

El código ejemplo anterior (GEE, 2018) toma las imágenes en su formato original y aplica un filtro para únicamente mostrar datos con una calidad superior al 75%. Adapta la referencia temporal al formato de archivo de salida (HDF5) y selecciona, de entre todas las variables almacenadas, las de mayor interés: concentración en columna total de NO₂, concentración en columna troposférica de NO₂, concentración en columna estratosférica de NO₂, concentración en columna inclinada de NO₂, presión en la tropopausa, AAI, cobertura nubosa, altitud de la órbita, azimut y cénit del sensor, y azimut y cénit solar.

Un paso importante es el empleo del operador `bin_spatial`, que recopila todas las variables medidas en diferentes instantes dentro de una malla común ortorectificada

(ESA, 2024g). Para facilitar la descarga de las imágenes durante su visualización online, esta operación se realiza por regiones del mapa y posteriormente se integra el mosaico para la órbita completa. La malla se define por los parámetros de número de celdas en dirección de latitud (*lat_edge_length*, 2001), coordenada latitud de la celda inicial (*lat_edge_offset*, 50), altura de cuadrícula (*lat_edge_step*, 0.01), número de celdas en dirección de longitud (*lon_edge_length*, 2001), coordenada longitud de la celda inicial (*lon_edge_offset*, -120), anchura de cuadrícula (*lon_edge_step*, 0.01). Nótese que las dimensiones de la celda determinan la fidelidad con la que los valores se trasladan desde la imagen de Nivel-2 hasta la de Nivel-3 (Figura 11). Este parámetro se ajusta según la aplicación de interés, ya que, a menor tamaño de celda, se requiere más tiempo y mayor capacidad de procesamiento. Para estudios de eventos naturales como penachos de erupciones volcánicas o de incendios forestales, puede bastar con dimensiones de 0,1° x 0,1°. Para observaciones de focos de emisiones en núcleos urbanos, se recomienda el tamaño aquí empleado de 0,01° x 0,01° (≈1 x 1 km²).

Los valores de cada variable obtenidos mediante la operación *bin_spatial* son una media ponderada respecto al área de intersección de cada celda con los píxeles de la imagen de Nivel-2 [16]. En el caso del NO₂ troposférico (VCD):

$$VCD_{\text{celda}} = \sum_{i=1}^n \frac{\text{área}_{\text{celda} \in \text{píxel } i}}{\text{área}_{\text{celda}}} \times VCD_{\text{píxel } i} \quad [16]$$

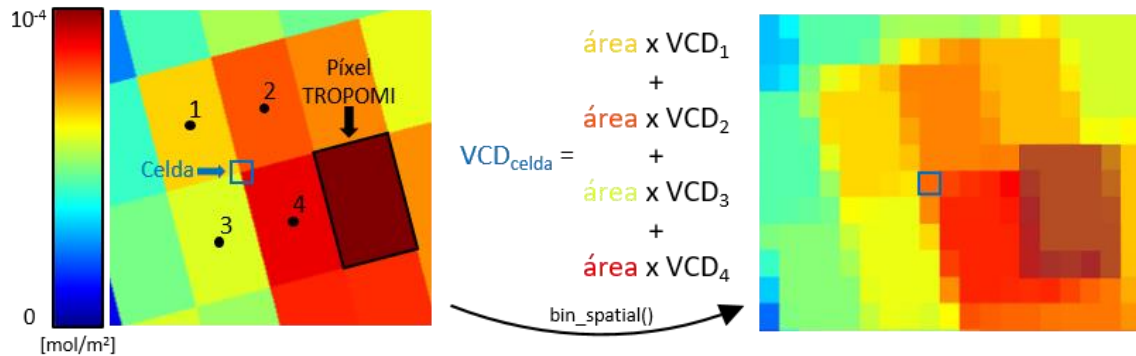


Figura 11.- Esquema de la operación *bin_spatial* en la transformación de imágenes de Nivel-2 a Nivel-3.

La conversión al formato de salida HDF5²⁶ se realiza en último lugar mediante la función `harpconvert` (`harpconvert --format hdf5 --hdf5-compression 9. [...] output.h5`).

Por otra parte, una gran ventaja de TROPOMI es su gran longitud de barrido. Mientras en otras misiones satelitales como MetOp se necesitan varias plataformas para cubrir áreas complementarias (Figura 12a), TROPOMI permite obtener una observación diaria de todo el planeta con un único dispositivo. Por ello, en varias ocasiones, dos órbitas consecutivas se solapan sobre la región de interés, haciendo posible más de una observación en un mismo día (Figura 12b). Sin embargo, cuanto más cerca del límite de barrido se produzca el muestreo, mayor es la pérdida de resolución espacial (Figura 13).

²⁶ HDF (*Hierarchical Data Format*) es el formato en el que se basa netCDF, y se escoge para la ingestión en GEE por su mayor capacidad de compresión y su flexibilidad para el manejo desde múltiples tipos de dispositivos, independientemente de su capacidad de procesamiento.

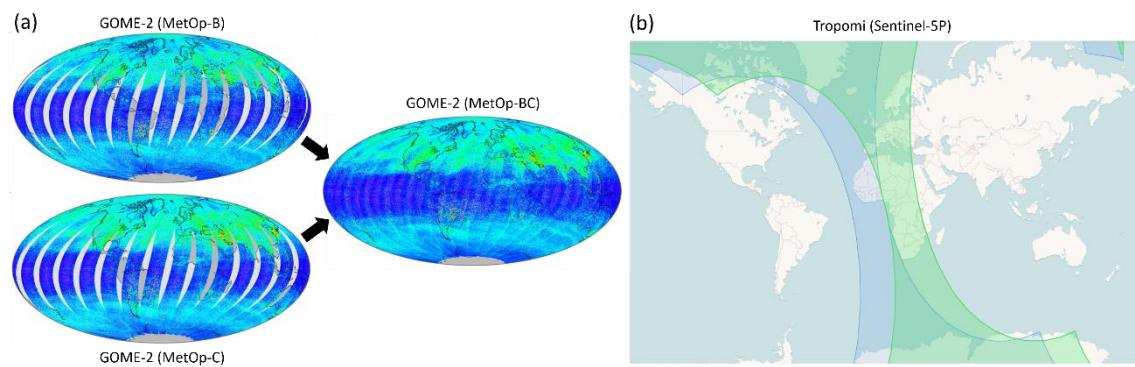


Figura 12.- Diferencia en la longitud de barrido de (a) GOME-2 y (b) TROPOMI para la observación de NO₂. Fuente: DLR (2024); ESA (2024e).

Como puede apreciarse en el código ejemplo mencionado anteriormente (S5P_OFFL_L2_NO2____20181010T074409_20181010T092539_05135_01_010100_20181016T092316.nc), la identificación de cada imagen de TROPOMI sigue una convención común, que se describe en la Tabla 14.

Tabla 14.- ID de los productos de Nivel-2 de NO₂ de TROPOMI. Fuente: (Eskes et al., 2022)

Parámetro	Descripción
S5P	Nombre de la misión (Sentinel-5P)
OFFL	Tipo de procesamiento (Offline)
L2__NO2	Identificación de producto (Nivel-2, NO ₂)
20181010T074409	Fecha (AAAA/MM/DD) y hora (HH/MM/SS) inicial de la imagen/órbita, separados por el carácter “T”
20181010T092539	Fecha (AAAA/MM/DD) y hora (HH/MM/SS) final de la imagen/órbita, separados por el carácter “T”
05135	Número de órbita
01	Número de colección
010100	Versión del procesador (MMmmpp), siendo MM numeración principal, mm la numeración secundaria y pp la numeración del parche
20181016T092316	Fecha (AAAA/MM/DD) y hora (HH/MM/SS) de procesado, separados por el carácter “T”
.nc	Formato de archivo (netCDF)

Estos datos quedan a asociados a cada imagen de Nivel-3 generada, y sirvieron, como se expone en la sección 3.2.1., para la estimación de las horas de paso por la Península Ibérica. Con el fin de retirar posibles valores erróneos, se filtraron aquellos píxeles de valor inferior a -0,001 mol/m² y, para mayor comodidad, los datos se transformaron en unidades Dobson (*Dobson units*, DU²⁷).

²⁷ La unidad Dobson (DU) recibe su nombre en honor al profesor británico Gordon Miller Bourne Dobson (1889-1976), investigador pionero de la capa de ozono estratosférica. Indica qué cantidad de un gas traza dado hay en el aire sobre un punto específico en la Tierra, equivalente al espesor que tendría la capa de dicho gas si este se comprimiera hacia la superficie planetaria a temperatura y presión estándar. Por lo general, 1 DU = 2.69 × 10²⁰ mol/m².

Por lo tanto, se parte de una colección de 1283 imágenes de Nivel-3 en la investigación, abarcando un total de 1074 días, de los cuales se logró obtener datos de calidad en un 89.5%. El listado total por año (2018-2022) se muestra en la Tabla A.2.

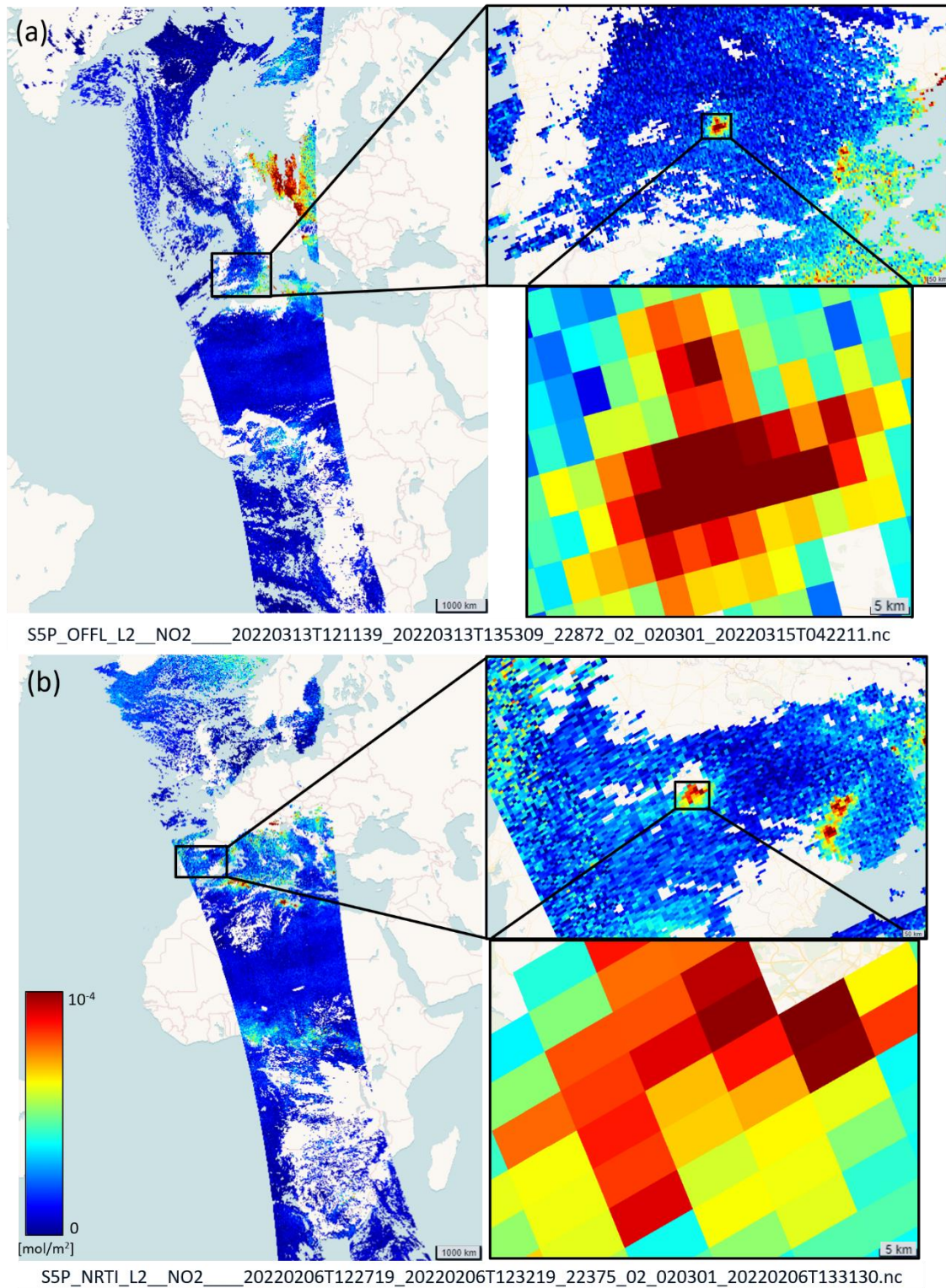


Figura 13.- Detalle de resolución espacial de las imágenes de Nivel-2 de NO₂ troposférico tomadas por TROPOMI (a) bajo el satélite (nadir) y (b) en los límites de barrido (off-nadir). Se toma como región de interés el centro de la ciudad de Madrid.

3.1.2. Datos in situ

Tanto los datos de calidad del aire como meteorológicos fueron tomados de la infraestructura pública de estaciones de monitoreo de cada región de estudio. Todas estas mediciones se realizan a nivel de superficie planetaria y se asignan a la ubicación del dispositivo. En todos los casos fue posible acceder a los promedios horarios de las variables de interés, resumidas en la Tabla 15.

Tabla 15.- Datos públicos de calidad del aire y meteorológicos empleados en la investigación

Variable	Unidad	Fuente
Concentración de NO ₂	µg/m ³	Ayuntamiento de Madrid (2024) Comunidad de Madrid (2023) Generalitat de Catalunya (2024) Generalitat Valenciana (2024)
Concentración de O ₃	µg/m ³	
Velocidad de viento	m/s	
Temperatura	°C	Ayuntamiento de Madrid, (2024b) Generalitat de Catalunya (2024) Generalitat Valenciana (2024)
Radiación solar	W/m ²	
Humedad relativa	%	

La ubicación de cada estación dentro de cada región de estudio y la información disponible se detallan en las Figuras 14, 15 y 16, y en las Tablas 16, 17 y 18, respectivamente.

Tabla 16.- Estaciones de monitoreo de la Comunidad y de la ciudad de Madrid empleadas en la investigación y parámetros disponibles. El número de estación corresponde a la Figura 14.

Localización	Número	Nombre	Tipo	Parámetros medidos							
				NO ₂	O ₃	WS	WD	T	RH	SR	
Madrid ciudad	1	Plaza España	AQ+Meteo	Sí	No	No	No	Sí	No	No	
	2	Escuelas Aguirre	AQ+Meteo	Sí	Sí	No	No	Sí	Sí	No	
	3	Ramón y Cajal	AQ	Sí	No	No	No	No	No	No	
	4	Arturo Soria	AQ+Meteo	Sí	Sí	No	No	Sí	Sí	No	
	5	Villaverde	AQ	Sí	Sí	No	No	No	No	No	
	6	Farolillo	AQ+Meteo	Sí	Sí	No	No	Sí	No	No	
	7	Casa de Campo	AQ+Meteo	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	
	8	Barajas Pueblo	AQ	Sí	Sí	No	No	No	No	No	
	9	Plaza del Carmen	AQ+Meteo	Sí	Sí	No	No	Sí	Sí	No	
	10	Moratalaz	AQ+Meteo	Sí	No	No	No	Sí	Sí	No	
	11	Cuatro Caminos	AQ+Meteo	Sí	No	No	No	Sí	Sí	No	
	12	Barrio del Pilar	AQ+Meteo	Sí	Sí	No	No	Sí	Sí	No	
	13	Vallecas	AQ	Sí	No	No	No	No	No	No	
	14	Méndez Álvaro	AQ	Sí	No	No	No	No	No	No	
	15	Castellana	AQ	Sí	No	No	No	No	No	No	
	16	Retiro	AQ	Sí	Sí	No	No	No	No	No	

Resto de la Comunidad	17	Plaza Castilla	AQ	Sí	No	No	No	No	No	No
	18	Ensanche de Vallecas	AQ+Meteo	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	19	Urbanización Embajada	AQ	Sí	No	No	No	No	No	No
	20	Plaza Elíptica	AQ+Meteo	Sí	No	Sí	Sí	Sí	Sí	No
	21	Sanchinarro	AQ	Sí	No	No	No	No	No	No
	22	El Pardo	AQ+Meteo	Sí	Sí	No	No	Sí	Sí	No
	23	Juan Carlos I	AQ+Meteo	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	24	Tres Olivos	AQ	Sí	Sí	No	No	No	No	No
	25	J.M.D. Moratalaz	Meteo	No	No	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	26	J.M.D. Villaverde	Meteo	No	No	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	27	E.D.A.R. La China	Meteo	No	No	Sí	Sí	No	No	No
	28	C.M. Acústica	Meteo	No	No	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	29	J.M.D. Hortaleza	Meteo	No	No	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	30	Peñagrande	Meteo	No	No	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	31	J.M.D. Chamberí	Meteo	No	No	No	No	Sí	Sí	No
	32	J.M.D. Centro	Meteo	No	No	No	No	Sí	Sí	No
	33	J.M.D. Chamartín	Meteo	No	No	No	No	Sí	Sí	No
	34	J.M.D. Vallecas 1	Meteo	No	No	No	No	Sí	Sí	No
	35	J.M.D. Vallecas 2	Meteo	No	No	No	No	Sí	Sí	No
	36	Matadero 1	Meteo	No	No	No	No	Sí	Sí	No
	37	Matadero 2	Meteo	No	No	No	No	Sí	Sí	No
	38	El Atazar	AQ+Meteo	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	39	Puerto de Cotos	AQ+Meteo	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	40	Guadalix de la Sierra	AQ+Meteo	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	41	Colmenar Viejo	AQ+Meteo	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	42	Collado Villalba	AQ+Meteo	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	43	Majadahonda	AQ+Meteo	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	44	San Martín de Valdeiglesias	AQ+Meteo	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	45	Villa del Prado	AQ+Meteo	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	46	Alcorcón	AQ+Meteo	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	47	Móstoles	AQ+Meteo	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	48	Fuenlabrada	AQ+Meteo	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	49	Leganés	AQ+Meteo	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	50	Getafe	AQ+Meteo	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	51	Valdemoro	AQ+Meteo	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	52	Aranjuez	AQ+Meteo	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	53	Villarejo de Salvanés	AQ+Meteo	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	54	Orusco de Tajuña	AQ+Meteo	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	55	Arganda del Rey	AQ+Meteo	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	56	Rivas-Vaciamadrid	AQ+Meteo	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	57	Coslada	AQ+Meteo	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	58	Torrejón de Ardoz	AQ+Meteo	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	59	Alcalá de Henares	AQ+Meteo	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	60	Alcobendas	AQ+Meteo	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	61	Algete	AQ+Meteo	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí

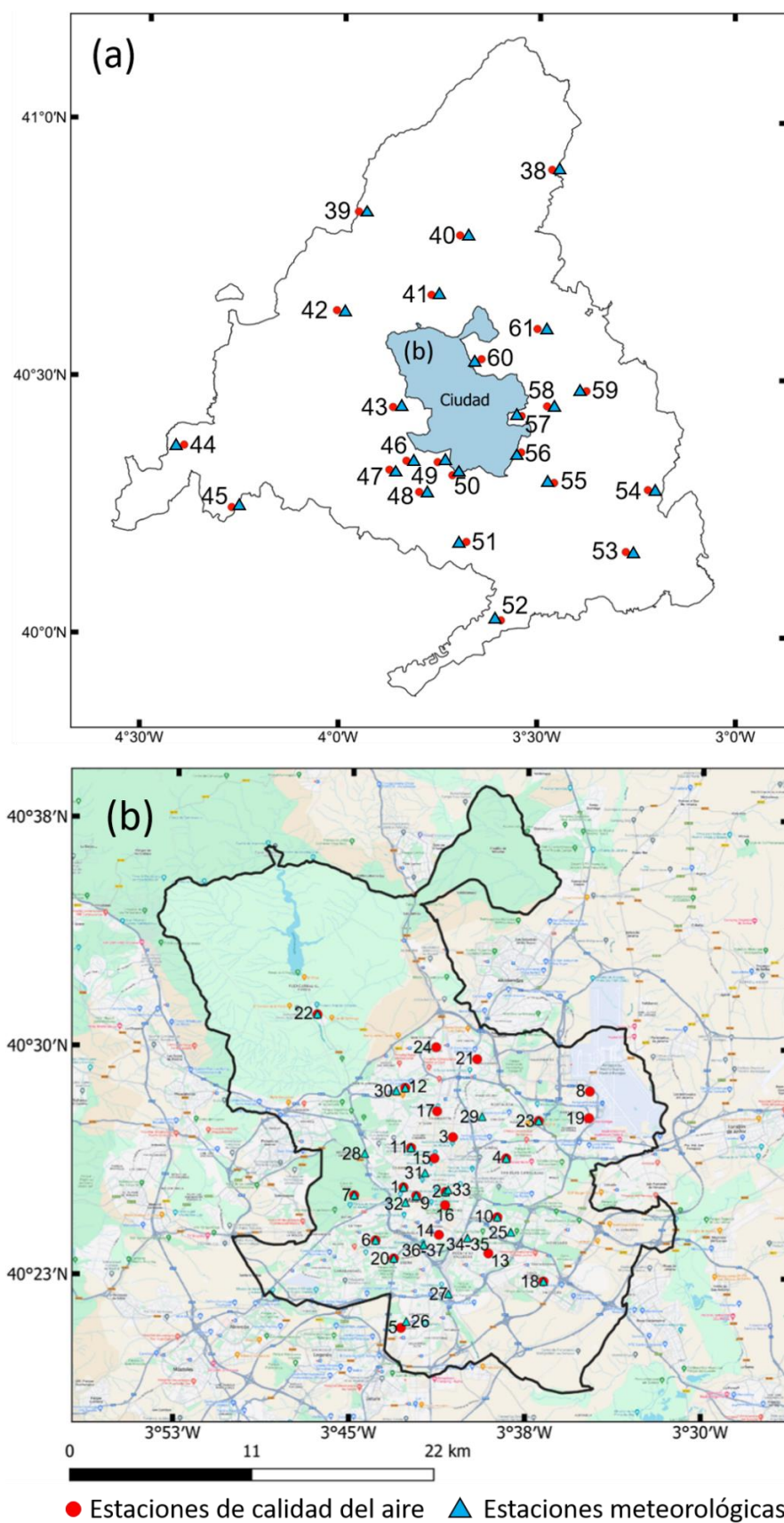
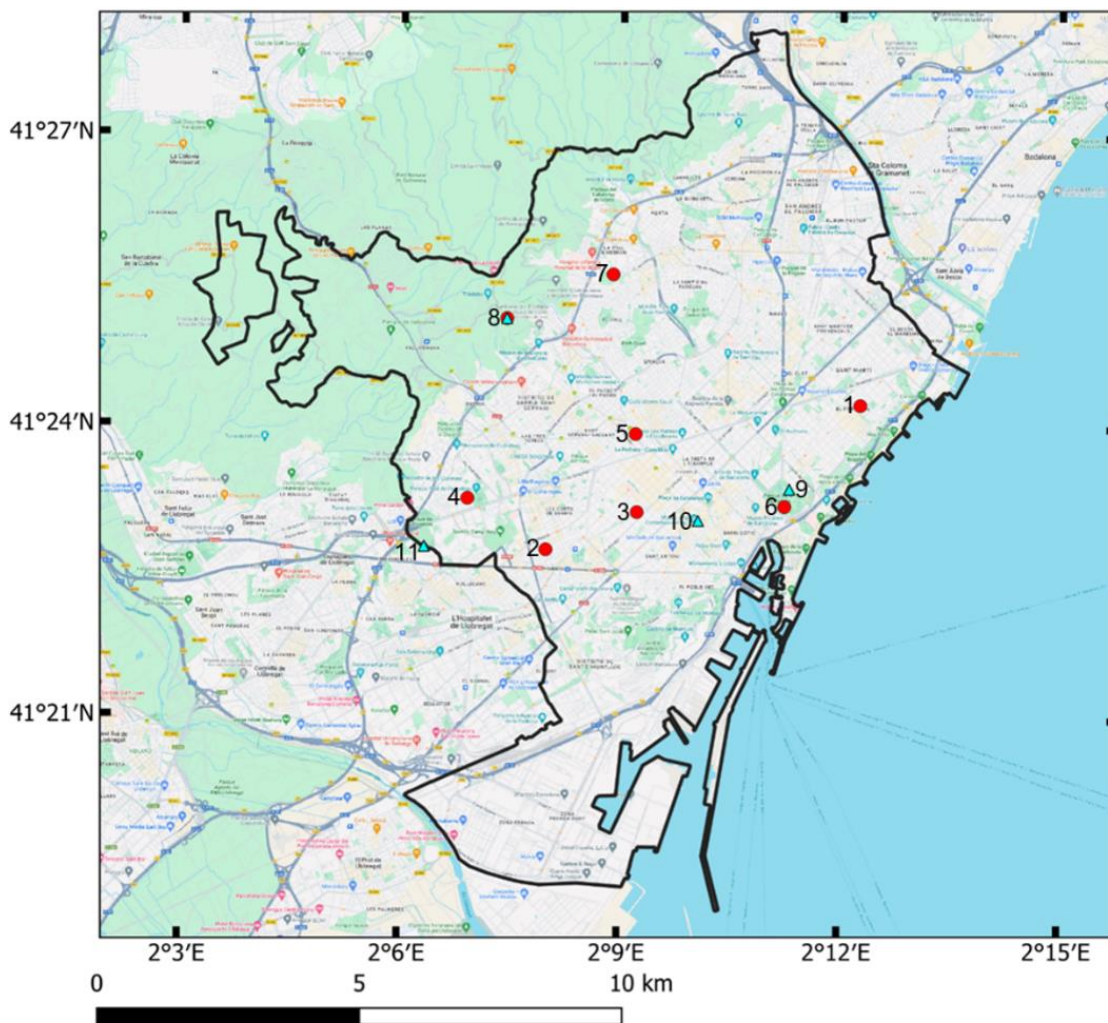


Figura 14.- Distribución de las estaciones de calidad del aire y meteorológicas en (a) la Comunidad de Madrid y en (b) el interior de la ciudad de Madrid.

Tabla 17.- Estaciones de monitoreo de la ciudad de Barcelona empleadas en la investigación y parámetros disponibles. El número de estación corresponde a la Figura 15.

Localización	Número	Nombre	Tipo	Parámetros medidos						
				NO ₂	O ₃	WS	WD	T	RH	SR
Barcelona	1	Poblenou	AQ	Sí	No	No	No	No	No	No
	2	Sants	AQ	Sí	No	No	No	No	No	No
	3	Eixample	AQ	Sí	Sí	No	No	No	No	No
	4	Palau Reial	AQ	Sí	Sí	No	No	No	No	No
	5	Gràcia-Sant Gervasi	AQ	Sí	Sí	No	No	No	No	No
	6	Ciudadella	AQ	Sí	Sí	No	No	No	No	No
	7	Parc Vall Hebron	AQ	Sí	Sí	No	No	No	No	No
	8	Observatori Fabra	AQ+Meteo	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	9	Zoo	Meteo	No	No	No	No	Sí	Sí	No
	10	El Raval	Meteo	No	No	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	11	Zona Universitària	Meteo	No	No	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí



● Estaciones de calidad del aire ▲ Estaciones meteorológicas

Figura 15.- Distribución de las estaciones de calidad del aire y meteorológicas en la ciudad de Barcelona.

Tabla 18.- Estaciones de monitoreo de la ciudad de Valencia empleadas en la investigación y parámetros disponibles. El número de estación corresponde a la Figura 16.

Localización	Número	Nombre	Tipo	Parámetros medidos						
				NO ₂	O ₃	WS	WD	T	RH	SR
Valencia	1	Avenida França	AQ+Meteo	Sí	Sí	Sí	Sí	No	No	No
	2	Bulevard Sud	AQ	Sí	Sí	No	No	No	No	No
	3	Centre	AQ	Sí	No	No	No	No	No	No
	4	Molí del Sol	AQ	Sí	Sí	No	No	No	No	No
	5	Nazaret Met-2	Meteo	No	No	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	6	Pista de Silla	AQ	Sí	Sí	No	No	No	No	No
	7	Politècnic	AQ	Sí	Sí	No	No	No	No	No
	8	Vivers	AQ	Sí	Sí	No	No	No	No	No
	9	Olivereta	AQ	Sí	No	No	No	No	No	No
	10	Port llit antic Túria	AQ+Meteo	Sí	No	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	11	Port Moll Trans. Ponent	AQ+Meteo	Sí	No	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
	12	Conselleria Meteo	Meteo	No	No	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí



Figura 16.- Distribución de las estaciones de calidad del aire y meteorológicas en la ciudad de Valencia.

Los datos de las estaciones de monitoreo se encuentran disponibles de forma pública en formato de hojas de cálculo. Se han utilizado exclusivamente datos validados, abarcando un total de 38 meses en el caso de Madrid y 12 en los de Barcelona y Valencia.

3.1.3. Datos modelizados

Debido a su alta variabilidad en entornos urbanos (Ku y Tsai, 2020; Melo et al., 2023), el estudio de la dirección del viento se llevó a cabo empleando el conjunto de datos ERA5-Land (Muñoz Sabater, 2019), disponible desde GEE (2024), y que ya ha sido aplicado con éxito en trabajos equivalentes (Cedeno Jimenez y Brovelli, 2023; Petetin et al., 2023). En algunos casos (véase Resultado 2), se derivó también la velocidad.

Se han empleado datos de frecuencia horaria entre las horas de paso de Sentinel-5P (12:00 - 4:00 PM, véase sección 3.2.1.), con cobertura total. La colección abarca 703 días (entre el 28 de junio de 2018 y el 31 de mayo de 2019, y todo el año 2022) y consta de un total de 3515 imágenes; es decir, 5 valores horarios por día.

3.2. Métodos

A continuación, se detallan las técnicas empleadas de forma recurrente para el tratamiento de datos durante la investigación.

3.2.1. Valores promedio

Para asegurar una comparación directa entre datos de satélite y datos in situ, en todos los casos se tomaron los valores horarios disponibles entre las horas típicas de paso de Sentinel-5P. Aunque no existe un registro histórico de la posición en cada momento, sí se conocen las fechas y horas en las que se inicia y termina el muestreo, que quedan almacenadas en los metadatos de las imágenes de cada órbita (Tabla 14). Además, existen plataformas que ofrecen seguimiento en tiempo real junto con predicciones de sobrevuelo por cada región (N2YO, 2024), y se sabe que la hora de cruce del nodo ascendente ecuatorial es las 13:30 LST (véase sección 2.4.1.).

Con esta información, se concluyó que las mediciones de columna troposférica de NO₂ de TROPOMI sobre la Península Ibérica ocurren frecuentemente entre las 12:00 y las 4:00 PM. El formato horario de cada imagen (UTC) se ajustó al de las series de datos atmosféricos de las ciudades de estudio (UTC+1 en invierno, UTC+2 en verano), y se obtuvo el promedio de las medidas disponibles en ese intervalo. La comparación entre valores promedio ya se ha realizado previamente (Cedeno Jimenez y Brovelli, 2023; Jimenez et al., 2023), y ofrece resultados equivalentes o incluso mejores que la de valores instantáneos; probablemente debido a posibles errores en la estimación de las horas de paso.

Para caracterizar la evolución de las variables se recurrió a la media móvil, una técnica especialmente útil para analizar y suavizar datos temporales, permitiendo así identificar tendencias subyacentes. El cálculo se promedió generalmente para los últimos 30 días, ya que la representación de imágenes se realizó habitualmente acumulando datos mes a mes, aunque en algunos casos el intervalo fue menor.

En casos en los que se calculó un promedio regional diario agrupando datos de todas las estaciones, se retiraron los valores extremos; estos valores extremos se definieron

como aquellos que se desviaban del resto de los datos en más del triple de la desviación típica ($\mu \pm 3\sigma$), asegurando así que el análisis se basara en datos representativos y no en outliers que pudieran distorsionar los resultados.

3.2.2. Correlación lineal

En línea con investigaciones anteriores (Tabla 12) esta comparativa se ha evaluado a través del cálculo de coeficientes de correlación lineal (r), cuyo valor puede variar entre -1 y 1. Se trata una de las mejores medidas estadísticas para evaluar la fuerza (valor absoluto) y la dirección (signo) de la relación entre variables cuantitativas. Su presentación suele ir acompañada de gráficos de dispersión.

3.2.3. Análisis de Componentes Principales

El Análisis de Componentes Principales (ACP) se emplea para reducir la dimensionalidad de un conjunto de datos mientras se conserva la mayor cantidad posible de su variabilidad. Esto se logra transformando el conjunto de datos originales en un nuevo grupo de variables no correlacionadas, conocidas como componentes principales²⁸. Las primeras componentes principales capturan la mayor parte de la varianza presente en los datos originales, que será progresivamente menor para las componentes sucesivas.

El ACP permite representar la mayor cantidad de información posible empleando un menor número de variables, lo que facilita la interpretación de los resultados. Cuando varias variables originales aparecen en la misma componente principal, su relación es más estrecha. No existe un criterio fijo para determinar cuántas componentes principales extraer, pero típicamente no suelen ser más de 3, ya que agregar alguna más posiblemente no aporte gran cantidad de información adicional. Las dos primeras componentes pueden representarse en gráficos bidimensionales (Figura 17).

Esta técnica es especialmente indicada cuando se dispone de múltiples variables cuya relación se desea describir. Por eso se ha utilizado en estudios equivalentes de calidad del aire con estaciones de monitoreo (Pires et al., 2008a, 2008b).

²⁸ Para completar un ACP primero se estandarizan los datos, después se calcula la matriz de covarianza entre variables y finalmente se hallan los valores y los vectores propios de la matriz. Los valores propios indican la cantidad de varianza explicada por cada componente principal, y los vectores propios son las direcciones de los componentes principales. Se ordenan los valores propios de mayor a menor y se seleccionan los k vectores propios correspondientes para formar las k primeras componentes principales.

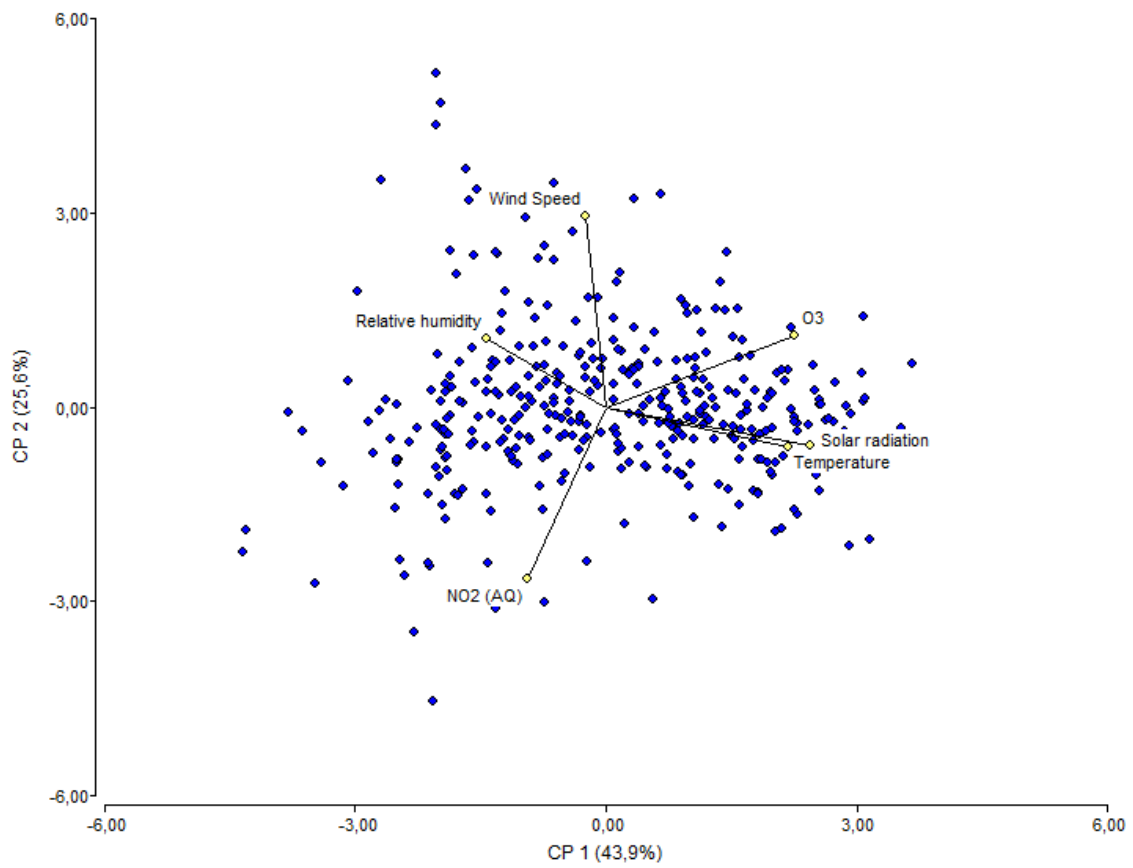


Figura 17.- Gráfico bidimensional de ACP en uno de los casos de estudio. El eje horizontal representa la primera componente principal y el vertical, la segunda.

IV. RESULTADOS



Los siguientes artículos de investigación se han generado a partir del trabajo en esta tesis. Estas publicaciones, revisadas por pares, contienen los resultados alcanzados para lograr los objetivos, dando respuesta a las cuestiones de la investigación.

Tabla 19.- Publicaciones realizadas.

Publicación	Cuartil y factor de impacto	Cuestión	Objetivos específicos
<i>TROPOMI NO₂ Sentinel-5P data in the Community of Madrid: A detailed consistency analysis with in situ surface observations</i>	Q1, 4.7	1, 2	1, 2
<i>Impact of the implementation of Madrid's low emission zone on NO₂ concentration using Sentinel-5P/TROPOMI data</i>	Q1, 5	2, 3	2, 3
<i>NO₂ data from air quality networks and Sentinel-5P: relationship with O₃ and meteorological variables in the largest cities of Spain</i>	Q1, 4.5 (En revisión)	1, 3, 4	4

**Resultado 1: TROPOMI NO₂ Sentinel-5P data in the Community of Madrid:
A detailed consistency analysis with in situ surface observations**

Carlos Morillas^{a*}, Sergio Alvarez^a, Carmine Serio^b, Guido Masiello^b, Sara Martinez^a

^a Department of Land Morphology and Engineering, Universidad Politécnica de Madrid, 28040, Madrid, Spain

^b School of Engineering, University of Basilicata, Viale dell'Ateneo Lucano, 10, 85100 Potenza, Italy

*Corresponding author: Carlos Morillas; c.morillas@upm.es

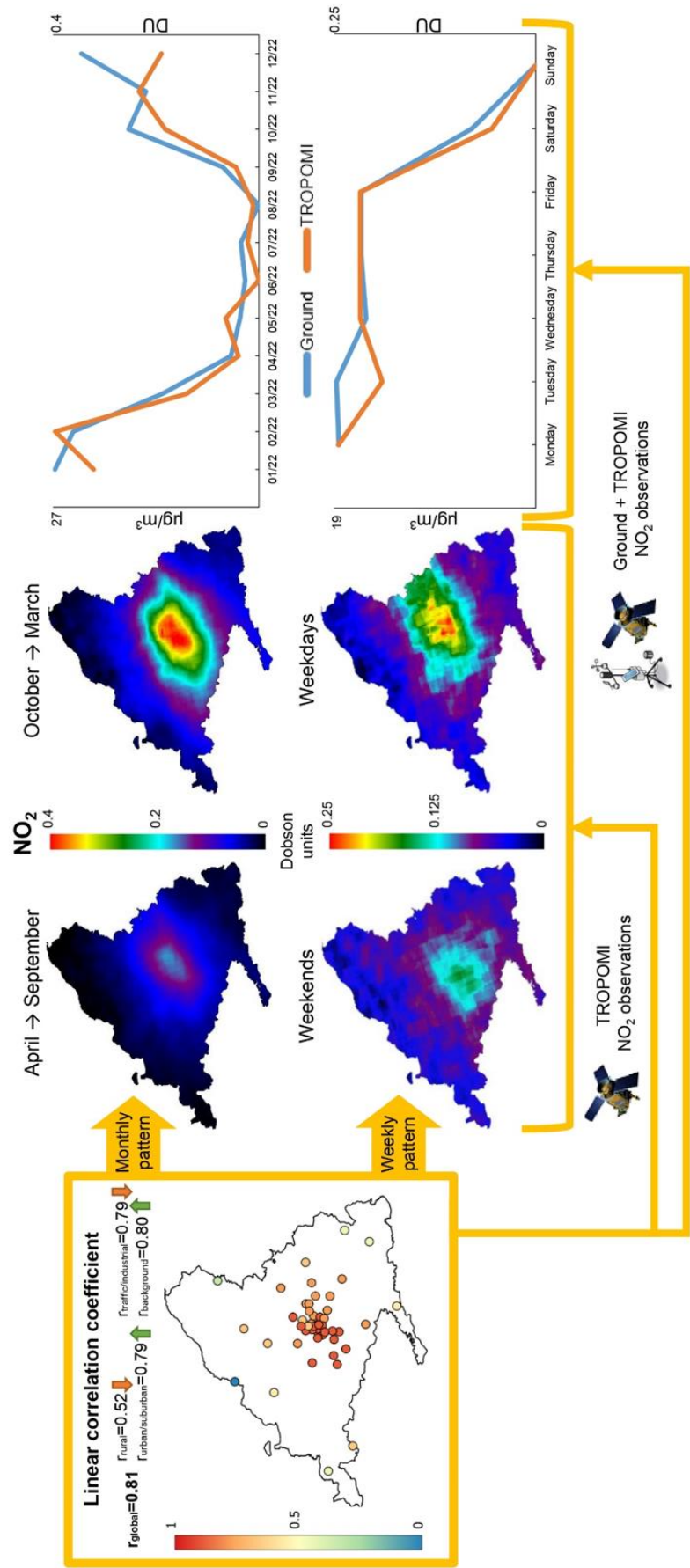
TROPOMI NO₂ Sentinel-5P data in the Community of Madrid: A detailed consistency analysis with in situ surface observations

ABSTRACT

Excess reactive nitrogen emissions from anthropogenic activities can negatively impact the natural environment. The sensor TROPOspheric Monitoring Instrument (TROPOMI) onboard the Sentinel-5 Precursor (Sentinel-5P) satellite is capable of providing data on tropospheric NO₂ vertical column densities (VCDs). This work investigates NO₂ data retrieved from TROPOMI to study the spatial and temporal patterns of NO₂ pollution compared with surface-level concentration measurements in the Community of Madrid in 2022. A high linear correlation coefficient (r) was obtained by comparing daily Level-3 tropospheric TROPOMI NO₂ data with ground-based data from air quality monitoring stations at satellite overpass time ($r = 0.78$). Since the overpasses of Sentinel-5P over the region consistently occur between 12:00 and 4:00 p.m. local time, a second correlation analysis was carried out by averaging all available data from both sources within that interval, resulting in an even higher coefficient ($r = 0.81$). Results showed a lower correlation at rural sites compared to urban and suburban sites. Examining the monthly and weekly variations of NO₂ concentration from satellite data and in situ measurements, similar tendencies in NO₂ concentration were observed from both sources. In agreement with previous studies, the cold months and weekdays exhibited higher NO₂ concentrations. It was concluded that TROPOMI NO₂ data and in situ measurements yield a strong correlation for the Community of Madrid target area, and TROPOMI data can be further investigated to propose pollution mitigation policies.

Keywords: air quality; spatial-temporal correlation; nitrogen dioxide; satellite; air pollution

Graphical abstract



1. Introduction

Nitrogen oxides encompass several inorganic chemical compounds of reactive nitrogen that result from its combination with oxygen in different proportions. Nitrogen monoxide (NO) and nitrogen dioxide (NO₂), typically referred to as NO_x, are the two most important chemical compounds concerning human toxicity and are commonly studied in scientific literature. Nitrogen and oxygen react at high temperatures and undergo solar-initiated processes. NO_x can be emitted naturally (i.e., lightning, biomass burning, volcanoes; Martin et al., 2003; Oppenheimer et al., 2005) and through anthropogenic activities involving fossil fuel combustion and biomass burning. Road transport (26.3%) is the main source of NO_x emissions in urban environments worldwide. Power generation (18.4%) and domestic heating (4.4%) also play an important role (McDuffie et al., 2020). Most of the NO_x emissions are in the form of NO, which rapidly converts to NO₂ in the presence of volatile organic compounds (VOCs). NO₂ can react with other atmospheric substances to produce particulate matter, nitric acid (HNO₃), and peroxyacetyl nitrates (PANs). Furthermore, NO₂, in combination with sunlight, can convert back to NO, generating ozone (O₃) as a side pollutant, aggravating air quality.

NO₂ is more harmful to human health than NO. It can cause inflammation of the airways, liver and spleen damage, and circulatory and immune systems diseases that result in respiratory infections (Buzikov et al., 2017; WHO, 2013; Shaw and Van Heyst, 2022). In addition, the oxidation of NO₂ into nitrates (NO₃⁻) and nitric acid (HNO₃) can cause acidification and eutrophication of ecosystems, affecting forest depletion and the quality of surface waters. Because high levels of NO_x can cause severe human and vegetation damage, monitoring and regulating these emissions is important.

Worldwide, air quality networks measure the NO_x surface mixing ratio through chemiluminescence analyzers. Over the past years, remote sensing has proved to be a reliable source of complementary information. Satellites equipped with spectroscopic sensors have been under development over the last decades with increasing temporal and spatial resolutions. The Global Ozone Monitoring Experiment (GOME, Burrows et al., 1999) was the first in terms of NO₂ observation in 1995, followed by the SCanning Imaging Absorption spectromETER for Atmospheric CartographY (SCIAMACHY, H. Bovensmann et al., 1999), the Ozone Monitoring Instrument (OMI, Levelt et al., 2006), the TROPOspheric Monitoring Instrument (TROPOMI, Boersma et al., 2018) and the Geostationary Environment Monitoring Spectrometer (GEMS, Kim et al., 2020). TROPOMI, launched in 2018 as the payload of the Sentinel-5 Precursor (Sentinel-5P) satellite, is a nadir-viewing spectrometer offering an unmatched spatial resolution of 5.5 × 3.5 km². It provides daily global data on the atmospheric column, making it one of the best options for studying trace gases in recent years.

Several factors influence the daily cycle and the vertical mixing ratio profile of NO₂. UV radiation triggers its elimination, and its concentration tends to decrease with height over the Planetary Boundary Layer (PBL). This reduction is particularly noticeable in urban settings, where the primary production of NO₂ takes place near the surface (Boersma et al., 2011; Yang et al., 2023). NO₂ has a short atmospheric lifetime (Lorente et al., 2019) and consequently, it is generally detected near its source. This allows the identification of hotspots and the indirect estimation of other kinds of emissions. For example, carbon dioxide (CO₂), the main GHG in terms of radiative forcing (IPCC, 2023), can remain in the atmosphere for up to 1000 years. As NO₂ is co-emitted with CO₂ when fossil fuels are combusted at high temperatures, it is a suitable tracer of CO₂ emissions (Reuter et al., 2019).

Madrid, and in particular its metropolitan area, is the European city with the highest mortality rate due to NO₂ pollution, with an annual mean concentration of 39.2 µg/m³ (Khomenko et al., 2021). The current limit in the European Union is 40 µg/m³ (European Union, 2008), and it is expected to be revised to 20 µg/m³ this year (European Union, 2022). This becomes more challenging when the World Health Organization has recommended a 10 µg/m³ restriction in its latest air quality guidelines (WHO, 2021). In this context, NO₂ monitoring has become crucial for air quality control policies.

While air quality information in the Community of Madrid has been provided traditionally by ground-based measurements with a high degree of reliability, these air quality monitoring stations are scarce in some regions outside the city and have a dispersed spatial distribution, especially in rural areas. Hence, it is necessary to evaluate how closely NO₂ emissions align with surface-level concentrations in order to infer air quality from satellite-based data. The application and analysis of satellite imagery to assess atmospheric emissions constantly evolve. Several investigations have analyzed spatiotemporal variations of NO₂ in different locations using Sentinel-5P TROPOMI and have compared the results with in situ measurements (Jeong and Hong, 2021; Griffin et al., 2019; Cersosimo et al., 2020; Goldberg et al., 2021), finding an overall strong agreement.

Following this path, in this work, we have selected the most recent Sentinel-5P TROPOMI NO₂ data products intending to carry out a series of correlating analyses between satellite data and ground-based data in the Community of Madrid. Determining the accuracy of remote sensing information can help understand spatiotemporal emission patterns and support further research on the effectiveness of pollution mitigation policies.

2. Materials and methods

The region and the period of interest in this work were the Community of Madrid (Fig. 1) and the year 2022. The correlation between Level-3 tropospheric column from TROPOMI and NO₂ concentration data from the air quality network was analyzed.

2.1 TROPOMI NO₂ data

TROPOMI is the Copernicus Sentinel-5 Precursor satellite payload. It was launched in October 2017, and it provides data from the June 26, 2018. The objective of the Sentinel-5P mission is to monitor the atmosphere for climate change and air quality purposes. It was designed for a seven-year operational lifetime to fill the gap in data availability between the discontinuation of previous missions (SCIAMACHY) and the launches of Sentinel-4 and Sentinel-5. Sentinel-5P follows a near-polar, sun-synchronous orbit of 824 km altitude, with an ascending node equatorial crossing at 13:30 Mean Local Solar Time (Veefkind et al., 2012). It describes 14 orbits per day (approximately 100 min per orbit), which allows a global daily view of the atmospheric composition. Its original spatial resolution of 3.5 × 7.5 km² at nadir was improved to 3.5 × 5.5 km² in August 2019. It has a 106° (2600 km) swath that can overlap between two consecutive orbits, comprising regions where more than one measurement can be retrieved on certain days.

TROPOMI is a passive optical sensor that measures total column amounts of trace gases between the UV and SWIR spectral regions (Van Geffen et al., 2019). There are different data products according to the processing level. Level-0 corresponds to raw data and is not open to the public. Level-1 products are geo-located top of the

atmosphere Earth radiances for each spectral band. The calculation of Level-2 products follows three steps in a Differential Optical Absorption Spectroscopy (DOAS) algorithm in a similar procedure to other satellite missions. The first is the retrieval of the slant column density (SCD), which corresponds to the total amount of NO₂ along the path that light describes from the Sun through the atmosphere to the satellite sensor. The stratospheric and tropospheric components of the SCD are then separated by relying on chemical transport models (Eskes and Eichmann, 2018; Williams et al., 2017). The final conversion into vertical column densities (VCD) is performed by using the Air Mass Factor (AMF). The AMF is the ratio between the SCD and the VCD and it is the main cause of measurement errors due to its high uncertainty (Lorente et al., 2017).

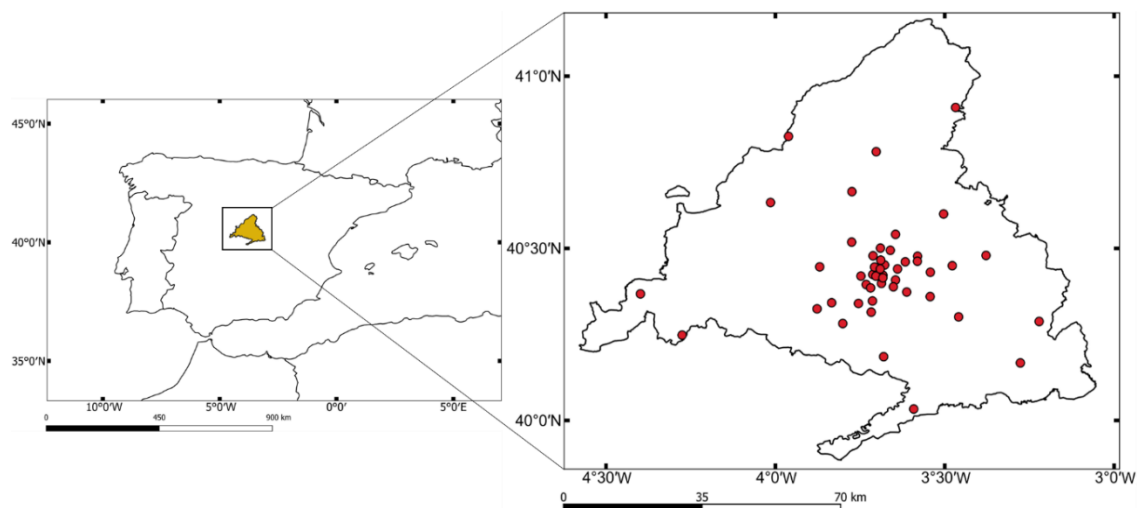


Fig. 1. Study area of the Community of Madrid. The red circles indicate the ground stations considered for the correlation analyses. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the Web version of this article.)

Level-2 products include aerosol layer height, absorbing aerosol index, and geolocated total columns of carbon monoxide (CO), sulfur dioxide (SO₂), methane (CH₄), formaldehyde (CH₂O), and ozone (O₃), apart from NO₂. Level-1 and Level-2 products can be found in two versions: near real-time (NRT) and offline (OFFL). For NRT processing, products can be accessed 3 h after sensing. OFFL products, which were the ones used for this study, are better suitable and have higher data quality but take longer processing times (Eskes and Eichmann, 2018).

When comparing ground and satellite data, some studies perform a previous regridding technique on a finer mesh that enhances the original spatial resolution of Level-2 TROPOMI images and the resulting linear correlation coefficient (Goldberg et al., 2021; Cersosimo et al., 2020). The Level-3 images used here result from an adaptation of the reprocessing system performed for NO₂ images in OMI and are available through Google Earth Engine. The provided data is already merged to create an orthorectified raster layer with a 0.01° × 0.01° resolution. High cloud cover and low-quality pixels are also masked. Following the recommendations detailed in the dataset, VCDs lower than -0.001 mol/m² were filtered. (Google Earth Engine, 2023). Level-3 NO₂ data are provided in mol/m² and have been converted to Dobson units.

2.2 *In situ* NO₂ data

The Community of Madrid has an air quality network comprising 48 ground stations in the most populated areas. There is a cluster of 24 stations in the city, located in the

center of the territory, where half of the total population lives. The remaining 24 are spread over the rest of the region, where rural, urban, and suburban areas can be found (Figs. 1 and 3). Stations are further classified into traffic, industrial, and background types. Traffic and industrial stations are located near roads and industrial plants, and their observations are more sensitive to changes in their activity. In background stations, pollution levels are not dominated by such emissions hotspots. The stations generally measure SO_2 , CO , $\text{PM}_{2.5}$, PM_{10} , O_3 , NO , and NO_2 , among other substances, at the surface level (City of Madrid, 2023a; Community of Madrid, 2023a). Some of them track weather variables as well (i.e., wind speed, wind direction, temperature, humidity, pressure, solar radiation, and rainfall). NO_2 is observed through chemiluminescence analyzers every hour. Datasets from 2001 for the city and 2005 for the rest of the Community of Madrid are publicly available and provide data in mixing ratio units ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

2.3 Data collocation

Given Sentinel-5P's orbital period, the overpass time for Madrid was estimated for every orbit file, which stores the start of the granule (Eskes et al., 2022). Overpass times always fall in between 12:00 and 4:00 p.m. (hereafter expressed in local time), meaning that in situ data outside this interval were not used. Every satellite observation was matched with the closest ground measurement in all 48 locations to perform all correlation analyses.

3. Results

3.1 Correlation between NO_2 satellite data and in situ observations

In this section, in situ observations and satellite data were qualitatively compared to establish the correlation between tropospheric NO_2 concentrations obtained by TROPOMI NO_2 data and surface-level measurements from air quality stations in the Community of Madrid.

Two correlation analyses were conducted (Fig. 2). Firstly, a rigorous space-time collocation of the data was considered. Toward this objective, each in situ data was compared with the corresponding Level-3 tropospheric column value from TROPOMI considering the nearest time and location. The results showed that the NO_2 column concentration retrieved by TROPOMI data was highly correlated with the surface air quality monitoring stations' concentration of NO_2 in the Community of Madrid, obtaining a linear correlation coefficient (r) of 0.78 (Fig. 2a).

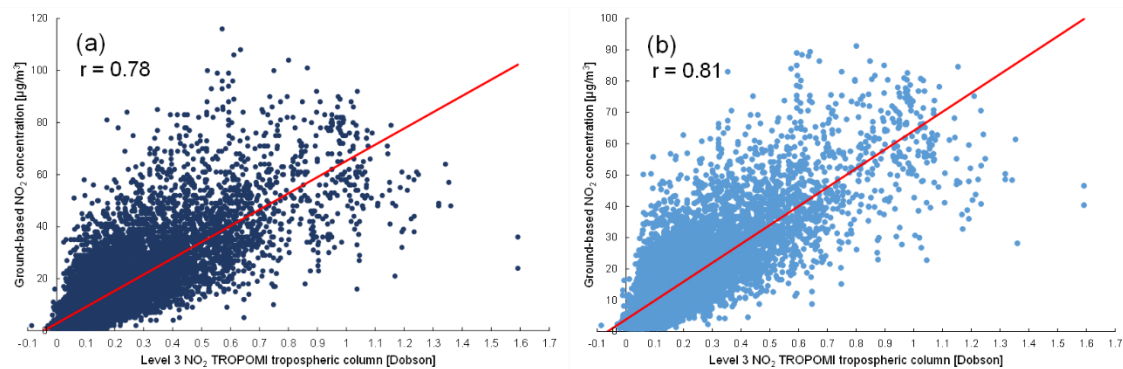


Fig. 2. Scatterplot of Level-3 tropospheric TROPOMI NO_2 vs. in situ observations for the 48 stations in the Community of Madrid in 2022. (a) Data at Sentinel-5P overpass time; (b) average data between 12:00 and 4:00 p.m.

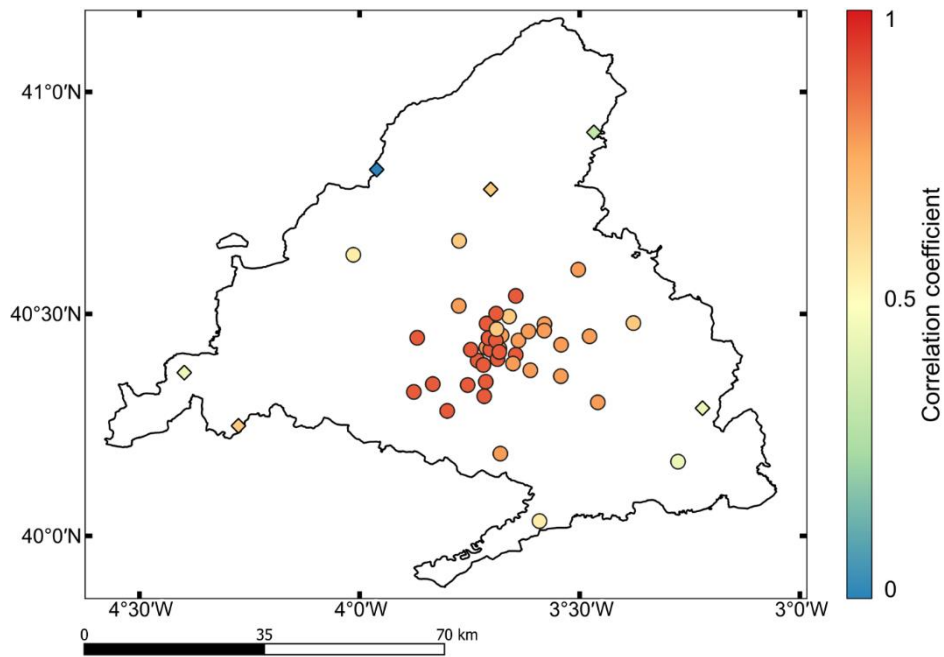


Fig. 3. Correlation coefficients between Level-3 tropospheric TROPOMI NO₂ and in situ observations for the 48 stations in the Community of Madrid in 2022. Diamonds represent rural locations; circles represent urban and suburban locations.

The second correlation was carried out by averaging all data available from satellite data and ground-based data within the range of 12:00 and 4:00 p.m., corresponding to the daily time frame when satellite data was acquired. The reason for adjusting the correlation to this range was based on the fact that previous works had found that NO₂ emissions can be more precisely mapped for longer study periods. Because of TROPOMI's enhanced spatial resolution and short revisit time, NO₂ concentration gradients can be more accurately and rapidly determined, in contrast to other sensors where the average image would remain too noisy (Goldberg et al., 2021). By calculating daily mean values, the correlation coefficient increased from 0.78 to 0.81 (Fig. 2b). This was the approach used in the rest of the calculations.

The correlation coefficient values for all 48 locations of the air quality monitoring stations network are detailed in Table 1. From a spatial perspective, better linear NO₂ relationships were observed for the metropolitan area of the Community of Madrid compared with the rural sites (Fig. 3). To further analyze this spatiotemporal correlation, in situ data from stations labeled as urban and suburban by the local administration were merged into the same group and compared to satellite data following the same classification. As expected, the resulting correlation coefficient for urban/suburban sites was higher than that obtained for rural sites. The correlation coefficient values were 0.79 and 0.52, respectively (Fig. 4).

Although TROPOMI has helped provide images with unprecedented spatial and temporal resolutions, previous research has highlighted that it may not be suitable for detecting the very fine spatial gradient of NO₂ concentrations occurring in traffic roads and industrial plants, which also present frequent daily variations (Jeong and Hong, 2021; Goldberg et al., 2021). To address this issue, the correlation between satellite-based and in situ data was studied for both background stations and traffic/industrial stations in urban areas. Rural sites were not taken into account due to the lack of traffic/industrial stations and generally lower correlation coefficient values. The results

showed that separating traffic/industrial stations and background stations slightly enhanced the linear correlation coefficient, which increased from 0.79 to 0.80, as shown in Fig. 5.

3.2 Spatiotemporal variations in NO₂ from TROPOMI and air quality stations network

3.2.1 Monthly cycles

The previous section presented the strong correlation between the tropospheric NO₂ column observed by TROPOMI and the surface-level concentrations measured by the air quality stations. To assess the capability of TROPOMI to detect variations within the same year, an image of the mean values of the NO₂ concentration for every month of 2022 was generated from Level-3 data. As shown in Fig. 6, the highest NO₂ concentrations were found between October and March and the lowest, between April and September. These maps show a persistent NO₂ hotspot over the metropolitan area of Madrid city and a lower NO₂ concentration in the rural sites of the Community of Madrid separated from the city.

Table 1. Linear correlation coefficient (r) between Level-3 tropospheric TROPOMI NO₂ and in situ observations for the 48 air quality stations in the Community of Madrid in 2022. The first column shows r values at Sentinel-5P overpass time; the second column shows r values for average data between 12:00 and 4:00 p.m.

Station	Location	Type	Linear correlation coefficient, r	
			Overpass time	12:00-16:00 average
Plaza de España	Urban	Traffic	0.77	0.76
Alcalá de Henares	Urban	Traffic	0.67	0.68
Alcobendas	Urban	Traffic	0.81	0.82
Alcorcón	Urban	Background	0.84	0.83
Escuelas Aguirre	Urban	Traffic	0.74	0.78
Algete	Suburban	Background	0.76	0.73
Ramón y Cajal	Urban	Traffic	0.77	0.80
Aranjuez	Suburban	Background	0.57	0.57
Arganda del Rey	Urban	Industrial	0.67	0.73
Arturo Soria	Urban	Background	0.73	0.80
Villaverde	Urban	Background	0.79	0.83
Farolillo	Urban	Background	0.84	0.86
Casa de Campo	Suburban	Background	0.83	0.86
Barajas Pueblo	Urban	Background	0.66	0.72
Plaza del Carmen	Urban	Background	0.82	0.85
Moratalaz	Urban	Traffic	0.77	0.84
Cuatro Caminos	Urban	Traffic	0.81	0.81
Barrio del Pilar	Urban	Traffic	0.80	0.86
Vallecas	Urban	Background	0.73	0.80
Colmenar Viejo	Urban	Traffic	0.57	0.61
Méndez Álvaro	Urban	Background	0.80	0.85
Castellana	Urban	Traffic	0.82	0.83
Parque del Retiro	Urban	Background	0.84	0.88

Plaza Castilla	Urban	Traffic	0.63	0.69
Ensanche de Vallecas	Urban	Background	0.74	0.79
Urb. Embajada	Urban	Background	0.66	0.72
Plaza Elíptica	Urban	Traffic	0.80	0.83
Sanchinarro	Urban	Background	0.63	0.69
El Pardo	Suburban	Background	0.76	0.80
Juan Carlos I	Suburban	Background	0.68	0.78
Tres Olivos	Urban	Background	0.77	0.82
Getafe	Urban	Traffic	0.83	0.85
Guadalix de la Sierra	Rural	Background	0.63	0.64
Leganés	Urban	Traffic	0.85	0.87
Majadahonda	Suburban	Background	0.85	0.90
Móstoles	Suburban	Background	0.88	0.90
Orusco de Tajuña	Rural	Background	0.39	0.45
Puerto de Cotos (Rascafría)	Rural	Background	0.08	0.02
Rivas-Vaciamadrid	Suburban	Background	0.71	0.79
San Martín de Valdeiglesias	Rural	Background	0.46	0.43
Torrejón de Ardoz	Suburban	Background	0.72	0.75
Valdemoro	Suburban	Background	0.79	0.79
Villa del Prado	Rural	Background	0.58	0.62
Villarejo de Salvanés	Suburban	Traffic	0.43	0.48
El Atazar	Rural	Background	0.38	0.38
Collado Villalba	Urban	Traffic	0.55	0.56
Coslada	Urban	Traffic	0.72	0.74
Fuenlabrada	Urban	Industrial	0.86	0.86

These illustrations are complemented by Fig. 7, which shows the monthly variations of NO₂ concentrations measured by all 48 ground stations and TROPOMI. Generally, the monthly relationship between all ground stations and TROPOMI is consistent with the correlation analysis. Similar tendencies in NO₂ concentration were observed for all months between in situ observations and TROPOMI data, except December, which showed a greater discrepancy. Since it was found that the correlation coefficients between satellite and ground station measurements exhibited significant differences between urban and rural locations, the temporal variation of each kind was exemplified with those where the *r* value was highest. Fig. 7b displays Móstoles as the example of urban location and Fig. 7c presents Guadalix as the example of rural location. TROPOMI's monthly NO₂ concentration pattern also aligns more closely with in situ data for the urban station than the rural station.

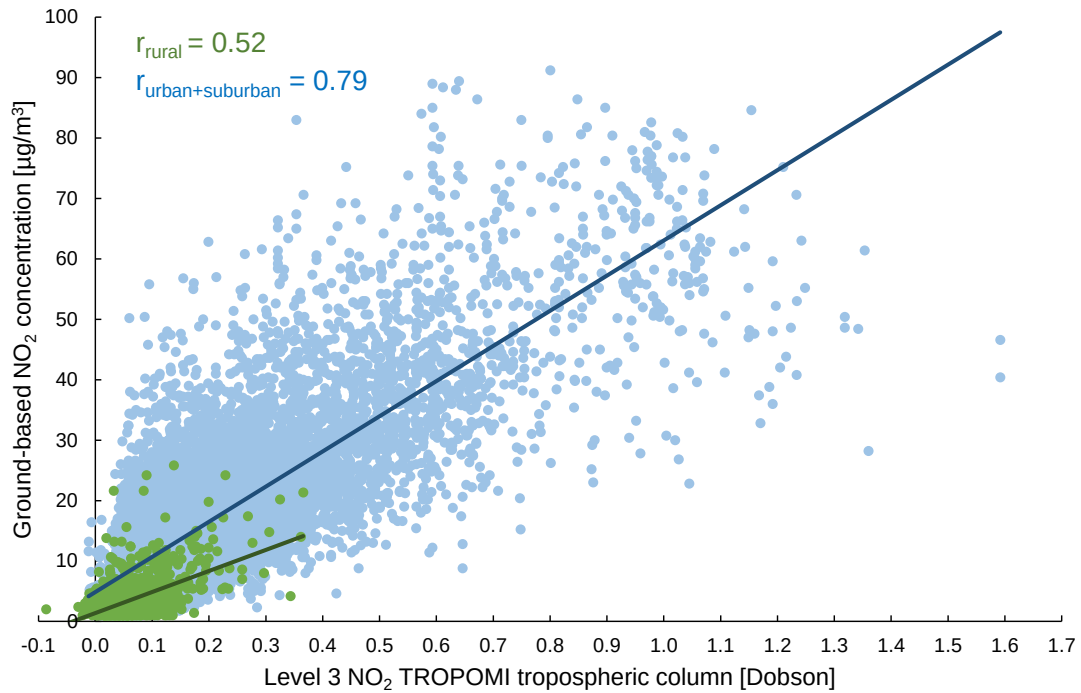


Fig. 4. Scatterplot of Level-3 tropospheric TROPOMI NO_2 vs. in situ observations for the 48 stations in the Community of Madrid in 2022. In green, data from rural locations; in blue, data from urban and suburban areas. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the Web version of this article.)

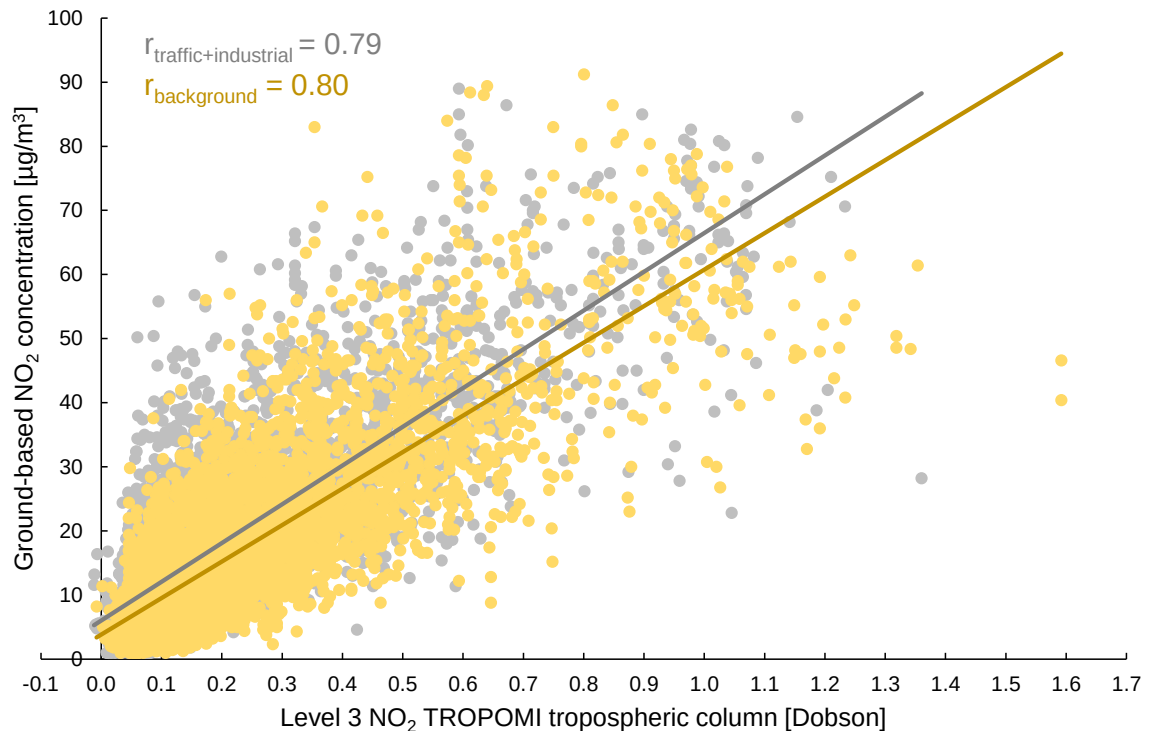


Fig. 5. Scatterplot of Level-3 tropospheric TROPOMI NO_2 vs. in situ observations for the urban stations in the Community of Madrid in 2022. In yellow, data collected in background stations; in grey, data collected in traffic and industrial stations. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the Web version of this article.)

3.2.2. Weekly cycles

Satellite data can also be used to investigate the weekly cycle of NO₂ emissions. This analysis identified the differences in NO₂ emissions mainly originating from transportation. Two days for weekdays, Wednesdays and Thursdays (Fig. 8a), were considered for comparison with the two days of the weekend, Saturdays and Sundays (Fig. 8b). Data comprised 8 weeks of April and May, resulting in 16 days for each group. This is consistent with previous work (Cersosimo et al., 2020) that approached this comparison by having the same number of images for each type of day. This analysis was carried out for two warm months outside of summer to disregard pollution caused by domestic heating and account for the population's main activities at the same time.

The results showed that the highest NO₂ concentrations were found in the metropolitan area between the M-30 highway and the Adolfo Suárez Madrid-Barajas airport (Fig. 8c). These values peaked during weekdays and decreased on weekends. In addition, the highest values shifted to southern regions from weekdays to weekends.

Weekly variations observed by all air quality stations and TROPOMI were also presented in Fig. 9. Patterns detected by both sources were consistent for all days of the week except for Tuesday, which showed a slight difference.

4. Discussion

The application of the regridding technique of ordinary kriging to the original Level-2 data to obtain Level-3 NO₂ data has proven to enhance the spatial resolution of satellite-based NO₂ tropospheric column images and the correlation between the ground-based data and satellite data (Cersosimo et al., 2020). Following a similar approach, Level-3 NO₂ data from Google Earth Engine Dataset was used in our work.

Previous research has conducted correlation analyses using mean values of NO₂ data (Goldberg et al., 2021; Jeong and Hong, 2021). This study compares each in situ data with the spatially and temporally closest Level-3 TROPOMI value (Cersosimo et al., 2020). The coefficient obtained in this first correlation analysis agreed with the values obtained in other studies following a similar approach (Table 2). In general, a better correlation is seen when in situ measurements are compared with regridded Sentinel-5P TROPOMI data.

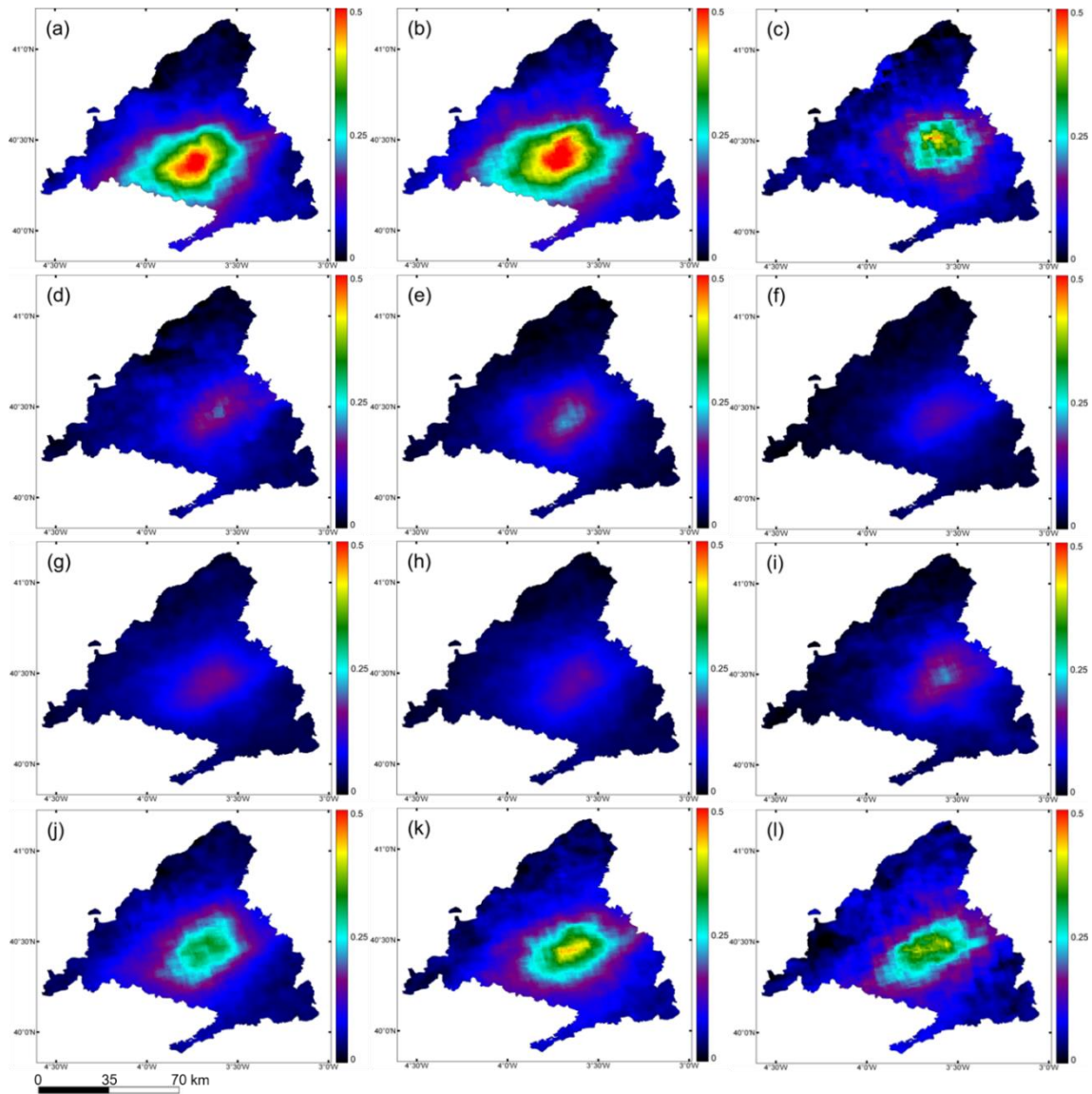


Fig. 6. Monthly maps of mean Level-3 tropospheric TROPOMI NO₂ column (Dobson) over the Community of Madrid in 2022: January (a), February (b), March (c), April (d), May (e), June (f), July (g), August (h), September (i), October (j), November (k), December (l).

The correlation coefficient values obtained in different locations strongly correlated in all cases. The variability observed between them could be explained by multiple causes. Some of the main reasons are atmospheric factors, orographic factors, contrasting emission profiles, and the nature of in situ data. Regarding atmospheric factors, NO₂ concentration tends to decrease under sunlight due to photolysis processes, which are also enhanced by atmospheric clarity and larger solar elevation angles (Cersosimo et al., 2020; Goldberg et al., 2021; Trebs et al., 2009). It accumulates under the PBL, determining its vertical distribution. The PBL height increases in the morning and decreases at night (Su et al., 2018), influencing other important factors in atmospheric dynamics. A complex orography of the study area can influence local weather conditions, resulting in heterogeneous air quality scenarios that reduce the correlation coefficient values to approximately 0.5. However, orographic conditions can also lead to homogeneous and persistent emissions that are easier to detect by TROPOMI (Cersosimo et al., 2020). Madrid city is placed on a relatively uniform terrain within a mountainous basin that can inhibit the vertical mixing

of air layers during thermal inversion events (Su et al., 2008). As NO₂ measured at surface level is subject to bias depending on the devices used to determine the air quality (Dickerson et al., 2019), some studies suggest combining satellite observations with land use data to infer surface level concentrations (Jeong and Hong, 2021; Anand and Monks, 2017).

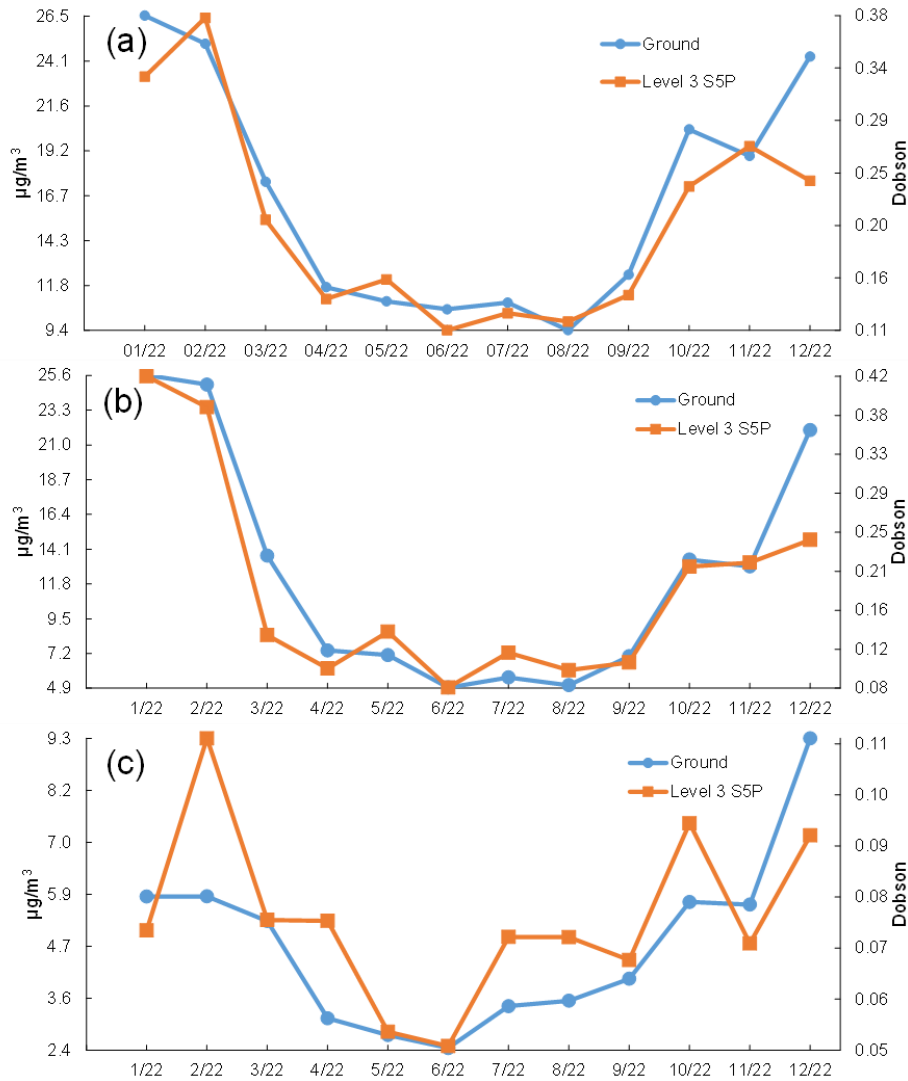


Fig. 7. Ground (blue) and Level-3 tropospheric TROPOMI NO₂ (orange) monthly time series in 2022 for (a) all 48 stations in the air quality network of the Community of Madrid (mean value); (b) Móstoles station; and (c) Guadalix station. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the Web version of this article.)

Spatial patterns in NO₂ concentrations using TROPOMI data are more clearly detected for longer study periods due to a larger number of satellite observations available (Goldberg et al., 2021). This is useful for capturing spatial heterogeneities (i.e., roads, cities, power plants). We found that the correlation coefficient increased moderately (from 0.78 to 0.81) when considering the average NO₂ concentration between 12:00 and 4:00 p.m., showing a higher coherence between satellite and air quality station retrievals. Considering the data comparison between the time of the satellite overpass and the closest in situ measurement is a more rigorous approach than comparing daily mean values, as NO₂ concentration varies heavily in urban environments throughout the day.

As observed previously (Jeong and Hong, 2021), a clear disparity between the correlation coefficients was obtained for urban/suburban and rural air quality stations ($r = 0.79$ and $r = 0.52$, respectively). The rural stations with the largest urbanized areas, especially Guadalix and Villa del Prado, also present a better correlation between satellite and in situ data. This could be explained by the fact that TROPOMI is very sensitive to higher NO_2 pollution levels, which generally occur in densely populated regions, regardless of their geographic location (Rudke et al., 2023). Rural stations are also situated in more orographically irregular spots, where cloud cover, wind speed, and temperature are less homogeneous in contrast with the metropolitan area. The influence on the correlation coefficient of these external factors and anthropogenic activities could be of interest for further investigation.

Among the above-mentioned anthropogenic NO_2 sources, the most important are the transport and household sectors, which accounted for 72.3% of the energy consumption in the Community of Madrid in 2020 (Energy Foundation of the Community of Madrid, 2022a). In the same year, transport alone, which plays a significant role in the metropolitan area, represented 43.7% of total GHG emissions according to the official inventory report (Community of Madrid, 2022b). It is essential to analyze how closely NO_2 hotspots, such as road traffic or industrial plants, can be monitored by satellite data in the region. Therefore, traffic and industrial locations were separated from background-type stations for an independent correlation analysis. The linear correlation coefficient was coherent with previous research suggesting that TROPOMI might not fully detect the spatiotemporal variations from this kind of sources (Jeong and Hong, 2021). The correlation values obtained in the Community of Madrid were also slightly different ($r = 0.79$ for traffic/industrial and $r = 0.80$ for background stations). However, this contrast is not remarkable enough to be considered statistically valid, and should be complemented by further studies.

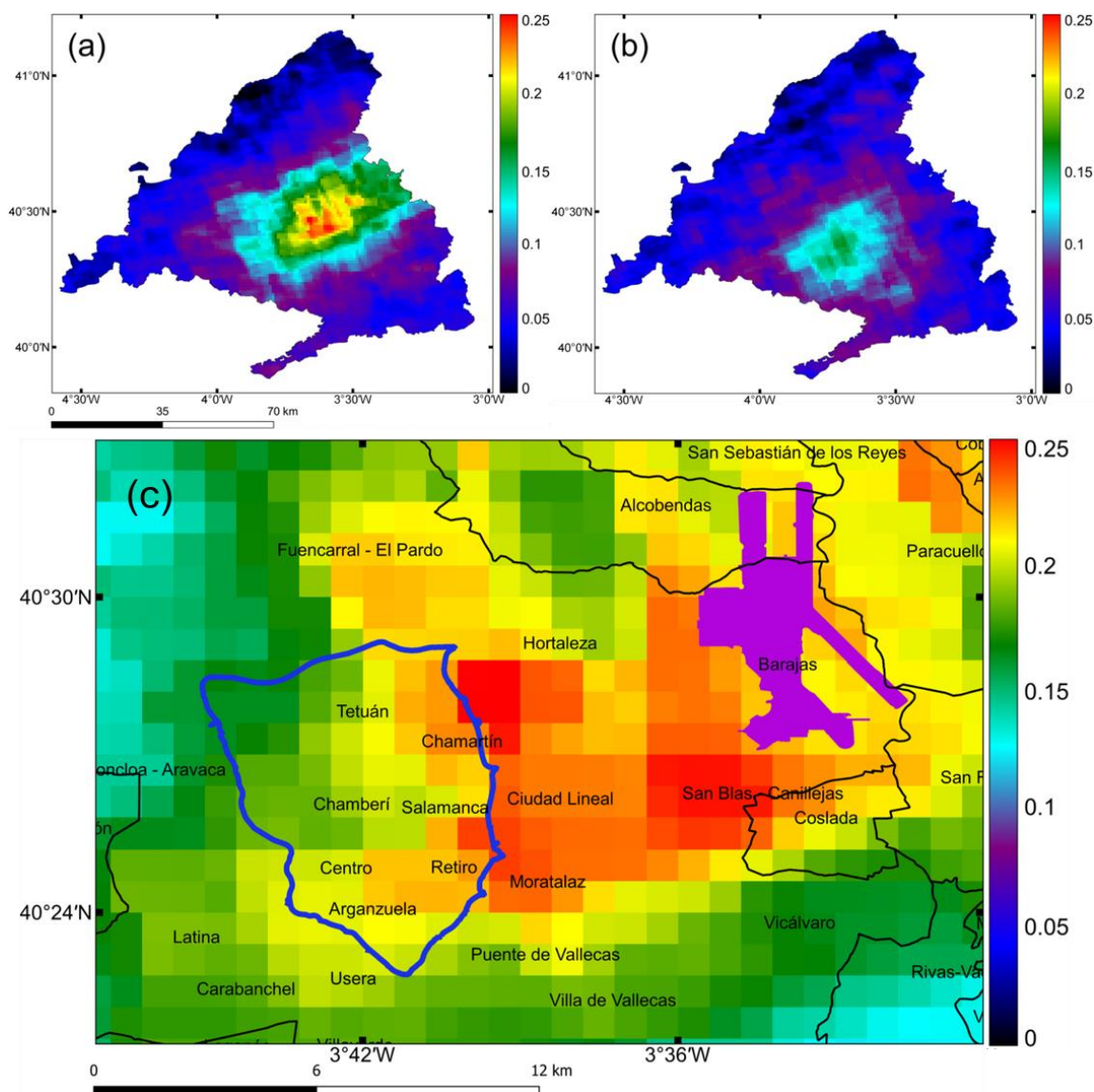


Fig. 8. Level-3 tropospheric TROPOMI NO₂ column (Dobson) over the Community of Madrid for (a) 16 weekdays in April–May 2022 and (b) 16 weekend days in the same period. Figure (c) shows a detail of the metropolitan area for weekdays, with the M-30 highway in blue and the Adolfo Suárez Madrid-Barajas airport in purple. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the Web version of this article.)

The monthly analysis of NO₂ concentration carried out was in line with the literature, concluding that the NO₂ concentration is higher in winter than in summer (Cersosimo et al., 2020; Zheng et al., 2019). The highest concentrations were found in the coldest months of the year, when the demand for heating fuel increases. The lowest NO₂ concentrations were observed in the warmer months, especially in June, July, and August. In situ and satellite observations follow this pattern, showing a generally strong correlation (Figs. 6 and 7). The same pattern repeats for the urban and rural locations taken as an example, although the latter has lower coherence because of the reasons discussed above. The NO₂ monthly variation also showed a persistent NO₂ hotspot that corresponded to the city of Madrid. Stations in this area also exhibited the strongest correlation coefficients and consistent NO₂ concentrations influenced by the high population density, and orographic and atmospheric conditions. Average traffic intensity in the metropolitan area also decreases during the summer months, when the population

goes on vacation, and peaks from October to February (City of Madrid, 2023b). Summer is also the period with clearest sky conditions, longest sunlight time, and largest solar elevation angles in this latitude, which favor NO_2 chemical elimination from the atmosphere. Previous studies also found that NO_2 lifetime in the atmosphere is more extended in winter than in summer, which explains the large and persistent pollution in colder months (Shah et al., 2020). When comparing urban and rural sites, NO_2 concentration growth in rural sites during summer could be due to biogeochemical processes of peroxyacyl nitrates (PANs) dissociation and soil NO_x emissions (Rasool et al., 2019; Romer et al., 2018). The combination of these factors explains the monthly variations observed in the study area.

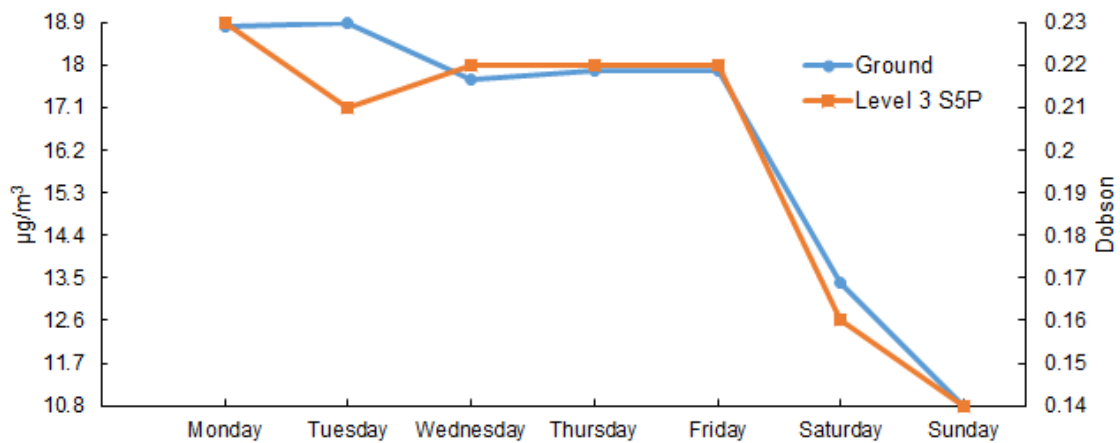


Fig. 9. Ground (blue) and Level-3 tropospheric TROPOMI NO_2 (orange) weekly time series in 2022 between 12:00 and 4:00 p.m. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the Web version of this article.)

Table 2. Linear correlation coefficients (r) calculated by comparing Level-3 TROPOMI tropospheric NO_2 and in situ observations at satellite overpass time in different studies.

Study	Location	Linear correlation coefficient, r
Griffin et al., 2019 (Level-2)	Canadian Oil Sands region	0.67
Cersosimo et al., 2020 (Regridded)	Italia	0.71 - 0.85
Jeong and Hong, 2021 (Level-2)	South Korea	0.67
Goldberg et al., 2021(Regridded)	United States	0.66
Rudke et al., 2023 (Level-2)	São Paulo	0.62 - 0.74
Madrid [Level-3] (This study)		0.78

The relationship between NO_2 concentration and anthropic cyclic activities was also studied by analyzing weekly patterns. Since April and May are not cold months in the region, domestic heating should not play a relevant role in this case, allowing a more suitable perspective to understand mobility trends. As expected, weekdays exhibit higher NO_2 concentrations than weekends, especially for satellite overpass times (between 12:00 and 4:00 p.m.). Caution is required if NO_2 concentration was to be measured using only satellite data. Satellite observations are acquired in the early afternoon (between 12:00 and 4:00 p.m.), and on weekdays a traffic peak occurs in the early morning, leading to a possible underestimation of NO_2 emissions. These temporal variations can be investigated through air quality models (Harkey et al.,

2015), but remote sensing observations can provide complementary information of significant added value. This is particularly important in the case of upcoming geostationary satellites, which will provide hourly, high-resolution coverage (Penn and Holloway, 2020).

Mondays are the weekdays with the highest NO₂ concentrations. The lowest values were found on the weekends, particularly on Sundays, when the activities are slowed down. The most elevated NO₂ concentration values during weekdays were found in the city's metropolitan area, particularly in the districts of Hortaleza, Ciudad Lineal, San Blas-Canillejas, Barajas, and the heavily trafficked highway M-30, the main ring road of Madrid. Another emission hotspot that gathers high traffic intensity and reveals peak values is the area between the M-30 highway and the surroundings of the Adolfo Suárez Madrid-Barajas airport. Those values decrease clearly on the other side of the road. In recent years, increasing restrictions have been approved to prevent older and more polluting vehicles from circulating inside the ring (MPRCMD, 2022). These limitations' main purpose is to avoid high NO₂ pollution scenarios. Further analysis of how effectively these regulations are tackling the problem using TROPOMI data may be suitable for future research.

On weekends, the main NO₂ concentration is still accumulated in the metropolitan area. However, in general, NO₂ concentration decreases, and its distribution is slightly shifted to southern locations in contrast to weekdays. The higher NO₂ concentration in the northern part of the region could be explained by a combination of factors. Firstly, the public transport network in the Community of Madrid is more extensive in the southern zone than in the northern zone, which could lead to higher use of private vehicles for employee commuting in this area. Additionally, the private vehicle use rate increases with travel distance (Community of Madrid, 2019), especially in weekdays. Also, per-capita income is generally higher in the northern municipalities, allowing people better access to such means of transport (Community of Madrid, 2023b).

5. Conclusions

Using TROPOMI Sentinel-5P NO₂ data and surface level measurements from 48 air quality stations, a series of correlation analyses were performed to analyze NO₂ concentration coherence between both sources in the Community of Madrid in 2022. The spatial-temporal correlation analyses showed a strong relationship. The coefficient value of 0.78 was obtained considering NO₂ data retrieved from the nearest time and location, and the coefficient value of 0.81, considering the average of all data available from satellite and ground stations within the range of 12:00 and 4:00 p.m., which is comparable to other studies carried out in other parts of the world (see Table 2).

This study, as well as the ones cited, compares observations of different nature, being atmospheric column and surface-level concentrations. The atmospheric dynamics of NO₂, characterized by a short lifetime and mainly originated at the low troposphere, offer strong positive correlations, supporting the viability of this type of analysis. The estimation of surface NO₂ concentrations from TROPOMI data has been the main scope of other studies (Chan et al., 2021; Cooper et al., 2020; Wei et al., 2022; Zhang et al., 2022). The products of these efforts are suggested to undergo further comparisons to achieve the highest possible coherence.

When differentiating between urban/suburban and rural locations, a clear disparity in the correlation coefficients was found for air quality sites within these categories.

Urban/suburban sites yielded stronger correlation coefficients ($r = 0.79$) than rural sites ($r = 0.52$).

Moreover, monthly fluctuations revealed higher NO_2 concentrations between October and March, and the lowest, between April and September. This is consistent with previous studies, where NO_2 concentration increased in the coldest months of the year due to the higher demand for heating fuel and the influence of atmospheric conditions. Regarding weekly variations, the observed NO_2 concentrations demonstrated the noticeable effect of the changes in traffic, vehicle ownership, and industrial activities. Mondays were the weekdays with the highest NO_2 concentrations, while Sundays showed the lowest values. In general, similar patterns in NO_2 concentration were observed from satellite data and in situ data in the monthly and weekly analyses. In addition, the spatial distribution of NO_2 revealed high concentrations of the gas in the area between the M-30 highway and the surroundings of the Adolfo Suárez Madrid-Barajas airport.

This research has demonstrated the high consistency between TROPOMI NO_2 data and the air quality ground stations data in the Community of Madrid through the calculation of linear correlation coefficients. The results indicate the great potential to identify highly NO_2 -polluted areas and can be very valuable to infer NO_2 concentration at surface level. TROPOMI NO_2 data can be used as a tool for policymakers to shape NO_2 pollution control strategies, as it provides high spatial resolution and short timescales.

To achieve more precise NO_2 concentration mapping with enhanced spatial and temporal resolutions, future research can explore the potential of leveraging data from aerial sensors (Griffin et al., 2019; Schönhardt et al., 2015; Tack et al., 2017) and forthcoming satellite missions. There is no recent research on NO_2 atmospheric column in Madrid that has incorporated airborne instruments, which leaves ample room for improvement. Sentinel-4 (ESA, 2023) stands out as the most promising satellite mission. Its family of geostationary sensors is expected to capture hourly images of the atmospheric composition over the European territory, providing an unparalleled temporal resolution. This capability will facilitate a thorough comparison with in situ measurements, bolstered by an increased number of observations. The continuous monitoring of tropospheric NO_2 will enable a more comprehensive characterization of the spatiotemporal patterns over the city.

Extended research can also be conducted to analyze the consistency between satellite data and in situ measurements related to other gases. In addition, the study of the effectiveness of pollution mitigation policies using satellite data can be useful to focus efforts at local and national levels.

Ethical statement for solid state ionics

- 1) This material is the authors' own original work, which has not been previously published elsewhere.
- 2) The paper is not currently being considered for publication elsewhere.
- 3) The paper reflects the authors' own research and analysis in a truthful and complete manner.
- 4) The paper properly credits the meaningful contributions of co-authors and co-researchers.

5) The results are appropriately placed in the context of prior and existing research.

6) All sources used are properly disclosed (correct citation). Literally copying of text must be indicated as such by using quotation marks and giving proper reference.

7) All authors have been personally and actively involved in substantial work leading to the paper, and will take public responsibility for its content.

Author contributions

Conceptualization, S.M., S.A. and C.M.; methodology, C.M., C.S., and G.M.; software, S.A., C.M. and G.M.; validation, S.M. and C.S.; formal analysis, C.M., S.M. and S.A.; investigation, C.M., C.S. and G.M.; resources, S.M. and S.A.; data curation, C.M., S.M. and S.A.; writing—original draft preparation, C.M. and S.M.; writing—review and editing, S.A., C.S. and G.M.; visualization, C.M., S.M. and S.A.; supervision, C.S. and G.M.; project administration, S.M. and S.A.; funding acquisition, S.A. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Declaration of competing interest

The authors declare the following financial interests/personal relationships which may be considered as potential competing interests: Sergio Álvarez reports financial support was provided by European Union.

Data availability

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Acknowledgements

This work was supported by Project TED2021-130457A-I00, funded by MCIN/AEI/10.13039/501100011033 and European Union “NextGenerationEU”/PRTR”.

References

Anand, J.S., Monks, P.S., 2017. Estimating daily surface NO₂ concentrations from satellite data - a case study over Hong Kong using land use regression models. *Atmos. Chem. Phys.* 17, 8211–8230. <https://doi.org/10.5194/acp-17-8211-2017>.

Boersma, K.F., Eskes, H.J., Dirksen, R.J., Van Der A, R.J., Veefkind, J.P., Stammes, P., Huijnen, V., Kleipool, Q.L., Sneep, M., Claas, J., Leitão, J., Richter, A., Zhou, Y., Brunner, D., 2011. An improved tropospheric NO₂ column retrieval algorithm for the Ozone Monitoring Instrument. *Atmos. Meas. Tech.* 4, 1905–1928. <https://doi.org/10.5194/AMT-4-1905-2011>.

Boersma, K.F., Eskes, H.J., Richter, A., De Smedt, I., Lorente, A., Beirle, S., Van Geffen, J.H.G.M., Zara, M., Peters, E., Van Roozendael, M., Wagner, T., Maasakkers, J.D., Van Der A, R.J., Nightingale, J., De Rudder, A., Irie, H., Pinardi, G., Lambert, J.C., Compernelle, S.C., 2018. Improving algorithms and uncertainty estimates for satellite NO₂ retrievals: results from the quality assurance for the essential climate variables (QA4ECV) project. *Atmos. Meas. Tech.* 11, 6651–6678. <https://doi.org/10.5194/AMT-11-6651-2018>.

Bovensmann, H., Burrows, J.P., Buchwitz, M., Frerick, J., Noël, S., Rozanov, V.V., Chance, K.V., Goede, A.P.H., 1999. SCIAMACHY: mission objectives and measurement modes. *Journal of the atmospheric sciences*. J. Atmos. Sci. 56, 127–150.

[https://doi.org/10.1175/1520-0469\(1999\)056<0127:SMOAMM>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0469(1999)056<0127:SMOAMM>2.0.CO;2). Volume 56 Issue 2 (1999).

Burrows, J.P., Weber, M., Buchwitz, M., Rozanov, V., Ladstätter-Weißenmayer, A., Richter, A., Debeek, R., Hoogen, R., Bramstedt, K., Eichmann, K.-U., Eisinger, M., Perner, D., Burrows, J.P., Weber, M., Buchwitz, M., Rozanov, V., Ladstätter-Weißenmayer, A., Richter, A., Debeek, R., Hoogen, R., Bramstedt, K., Eichmann, K.-U., Eisinger, M., Perner, D., 1999. The global ozone monitoring experiment (GOME): mission concept and first scientific results. *JAtS* 56, 151–175. [https://doi.org/10.1175/1520-0469\(1999\)056](https://doi.org/10.1175/1520-0469(1999)056).

Buzikov, S.V., Matushkin, O.P., Jonson, J.E., Borken-Kleefeld, J., Simpson, D., Nyíri, A., Posch, M., Heyes, C., 2017. LETTER • OPEN ACCESS Impact of doping alumina nanoparticles on spray characteristics of diesel-biodiesel fuel blends Mukul Tomar and Naveen Kumar-Development of a bi-fuel power supply system for a diesel engine Impact of excess NO_x emissions from diesel cars on air quality, public health and eutrophication in Europe. *Environ. Res. Lett.* 12, 94017. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa8850>.

Cersosimo, A., Serio, C., Masiello, G., 2020. TROPOMI NO₂ tropospheric column data: regridding to 1 km grid-resolution and assessment of their consistency with in situ surface observations. 2020. *Rem. Sens.* 12, 2212. <https://doi.org/10.3390/RS12142212>. 2212 12.

Chan, K.L., Khorsandi, E., Liu, S., Baier, F., Valks, P., 2021. Estimation of surface NO₂ concentrations over Germany from TROPOMI satellite observations using a machine learning method. 2021. *Rem. Sens.* 13, 969. <https://doi.org/10.3390/RS13050969>. 969 13.

City of Madrid, 2023a. Air Quality Data since 2001. <https://datos.madrid.es/portal/site/egob/menuitem.c05c1f754a33a9fbe4b2e4b284f1a5a0/?vgnnextoid=aecb88a7e2b73410VgnVCM2000000c205a0aRCRD&vgnnextchannel=374512b9ace9f310VgnVCM100000171f5a0aRCRD4.17.23>.

City of Madrid, 2023b. Traffic Intensity Data. <https://datos.madrid.es/portal/site/egob/menuitem.c05c1f754a33a9fbe4b2e4b284f1a5a0/?vgnnextoid=23d57fa19bfa7410VgnVCM2000000c205a0aRCRD&vgnnextchannel=374512b9ace9f310VgnVCM100000171f5a0aRCRD4.18.23>.

Community of Madrid, 2019. Mobility Survey Report 2018. https://www.crtm.es/media/712934/edm18_sintesis.pdf (Accessed 18 April 2023).

Community of Madrid, 2022a. Energy Balance 2020. <https://www.fenercom.com/wp-content/uploads/2022/06/Balance-Energético-2020-de-la-Comunidad-de-Madrid-vDigital.pdf> (Accessed 18 April 2023).

Community of Madrid, 2022b. CO₂ Equivalent Emissions in the Community of Madrid in 2020. https://www.comunidad.madrid/sites/default/files/doc/medio-ambiente/cma_crf_madrid_2020_inv_2020.pdf (Accessed 18 April 2023).

Community of Madrid, 2023a. Air Quality Data since 2005. https://datos.comunidad.madrid/catalogo/dataset/calidad_aire_datos_historico4.17.23.

Community of Madrid, 2023b. GDP Estimation by Municipality 2015-2019. <https://www.madrid.org/iestadis/fijas/estructu/economicas/contabilidad/epibmb15acttab.htm>4.18.23.

Cooper, M.J., Martin, R.V., McLinden, C.A., Brook, J.R., 2020. Inferring ground-level nitrogen dioxide concentrations at fine spatial resolution applied to the TROPOMI satellite instrument. *Environ. Res. Lett.* 15, 104013. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ABA3A5>.

Dickerson, R.R., Anderson, D.C., Ren, X., 2019. On the use of data from commercial NO_x analyzers for air pollution studies. *Atmos. Environ.* 214, 116873. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2019.116873>.

ESA, 2023. Sentinel-4 – Earth Online. <https://sentinels.copernicus.eu/web/sentinel/missions/sentinel-4>. (Accessed 14 September 2023).

Eskes, H.J., Eichmann, K.-U., 2018. S5P Mission Performance Centre Nitrogen Dioxide Readme L2. Ministry of Infrastructure and Water Management. Royal Netherlands Meteorological Institute (Accessed 15 April 2023).

Eskes, H., Van Geffen, J., Boersma, F., Eichmann, K.-U., Apituley, A., Pedernana, M., Sneep, M., Veefkind, J.P., Loyola, D., 2022. Sentinel-5 Precursor/TROPOMI Level 2 Product User Manual Nitrogen dioxide. Ministry of Infrastructure and Water Management. Royal Netherlands Meteorological Institute (Accessed 15 April 2023).

Goldberg, D.L., Anenberg, S.C., Kerr, G.H., Mohegh, A., Lu, Z., Streets, D.G., 2021. TROPOMI NO₂ in the United States: a detailed look at the annual averages, weekly cycles, effects of temperature, and correlation with surface NO₂ concentrations. *Earth's Future* 9, e2020EF001665. <https://doi.org/10.1029/2020EF001665>.

Google Earth Engine, 2023. Sentinel-5P OFFL NO₂: Offline Nitrogen Dioxide. https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/COPERNICUS_S5P_OFFL_L3_NO2#description (Accessed 17 April 2023).

Griffin, D., Zhao, X., McLinden, C.A., Boersma, F., Bourassa, A., Dammers, E., Degenstein, D., Eskes, H., Fehr, L., Fioletov, V., Hayden, K., Kharol, S.K., Li, S.M., Makar, P., Martin, R.V., Mihele, C., Mittermeier, R.L., Krotkov, N., Sneep, M., Lamsal, L.N., Linden, M. ter, Geffen, J. van, Veefkind, P., Wolde, M., 2019. High-resolution mapping of nitrogen dioxide with TROPOMI: first results and validation over the Canadian oil sands. *Geophys. Res. Lett.* 46, 1049–1060. <https://doi.org/10.1029/2018GL081095>.

Harkey, M., Holloway, T., Oberman, J., Scotty, E., 2015. An evaluation of CMAQ NO₂ using observed chemistry-meteorology correlations. *J. Geophys. Res. Atmos.* 120 (11). <https://doi.org/10.1002/2015JD023316>. 775–11,797.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2023. The earth's energy budget, climate feedbacks and climate sensitivity. *Clim. Chang.* 2021 – Phys. Sci. Basis 923–1054. <https://doi.org/10.1017/9781009157896.009>.

Jeong, U., Hong, H., 2021. Assessment of tropospheric concentrations of NO₂ from the TROPOMI/Sentinel-5 precursor for the estimation of long-term exposure to surface NO₂

over South Korea. 2021. *Rem. Sens.* 13, 1877. <https://doi.org/10.3390/RS13101877>. 1877 13.

Khomenko, S., Cirach, M., Pereira-Barboza, E., Mueller, N., Barrera-Gómez, J., Rojas-Rueda, D., de Hoogh, K., Hoek, G., Nieuwenhuijsen, M., 2021. Premature mortality due to air pollution in European cities: a health impact assessment. *Lancet Planet. Health* 5, e121–e134. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(20\)30272-2](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(20)30272-2).

Kim, J., Jeong, U., Ahn, M.H., Kim, J.H., Park, R.J., Lee, Hanlim, Song, C.H., Choi, Y.S., Lee, K.H., Yoo, J.M., Jeong, M.J., Park, S.K., Lee, K.M., Song, C.K., Kim, Sang

Woo, Kim, Y.J., Kim, Si Wan, Kim, M., Go, S., Liu, X., Chance, K., Miller, C.C., Al-Saadi, J., Veihelmann, B., Bhartia, P.K., Torres, O., Abad, G.G., Haffner, D.P., Ko,

D.H., Lee, S.H., Woo, J.H., Chong, H., Park, S.S., Nicks, D., Choi, W.J., Moon, K.J., Cho, A., Yoon, J., Kim, S. kyun, Hong, H., Lee, K., Lee, Hana, Lee, S., Choi, M.,

Veefkind, P., Levelt, P.F., Edwards, D.P., Kang, M., Eo, M., Bak, J., Baek, K., Kwon, H.A., Yang, J., Park, J., Han, K.M., Kim, B.R., Shin, H.W., Choi, H., Lee, E.,

Chong, J., Cha, Y., Koo, J.H., Irie, H., Hayashida, S., Kasai, Y., Kanaya, Y., Liu, C., Lin, J., Crawford, J.H., Carmichael, G.R., Newchurch, M.J., Lefer, B.L., Herman, J.R., Swap, R.J., Lau, A.K.H., Kurosu, T.P., Jaross, G., Ahlers, B., Dobber, M., McElroy, C.T., Choi, Y., 2020. New Era of air quality monitoring from space: geostationary environment monitoring spectrometer (GEMS). *Bull. Am. Meteorol. Soc.* 101, E1–E22. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-18-0013.1>.

Levelt, P.F., Van Den Oord, G.H.J., Dobber, M.R., Mälkki, A., Visser, H., De Vries, J., Stammes, P., Lundell, J.O.V., Saari, H., 2006. The ozone monitoring instrument. *IEEE Trans. Geosci. Rem. Sens.* 44, 1093–1100. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2006.872333>.

Lorente, A., Folkert Boersma, K., Yu, H., Dörner, S., Hilboll, A., Richter, A., Liu, M., Lamsal, L.N., Barkley, M., De Smedt, I., Van Roozendaal, M., Wang, Y., Wagner, T., Beirle, S., Lin, J.T., Krotkov, N., Stammes, P., Wang, P., Eskes, H.J., Krol, M., 2017. Structural uncertainty in air mass factor calculation for NO₂ and HCHO satellite retrievals. *Atmos. Meas. Tech.* 10, 759–782. <https://doi.org/10.5194/AMT-10-759-2017>.

Lorente, A., Boersma, K.F., Eskes, H.J., Veefkind, J.P., van Geffen, J.H.G.M., de Zeeuw, M.B., Denier van der Gon, H.A.C., Beirle, S., Krol, M.C., 2019. Quantification of nitrogen oxides emissions from build-up of pollution over Paris with TROPOMI. *Sci. Rep.* 91 (9), 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-56428-5>. 2019. .

Martin, Randall V., Jacob, Daniel J., Chance, Kelly, Kurosu, Thomas, P., Palmer, Paul I., Evans, Mathew J., Martin, R.V., Jacob, D.J., Chance, K., Kurosu, T.P., Palmer, P.I., Evans, M.J., 2003. Global inventory of nitrogen oxide emissions constrained by space-based observations of NO₂ columns. *J. Geophys. Res. Atmos.* 108, 4537. <https://doi.org/10.1029/2003JD003453>.

McDuffie, E.E., Smith, S.J., O'Rourke, P., Tibrewal, K., Venkataraman, C., Marais, E.A., Zheng, B., Crippa, M., Brauer, M., Martin, R.V., 2020. A global anthropogenic

emission inventory of atmospheric pollutants from sector- and fuel-specific sources (1970–2017): an application of the Community Emissions Data System (CEDS). *Earth Syst. Sci. Data* 12, 3413–3442. <https://doi.org/10.5194/ESSD-12-3413-2020>.

Ministerio de la Presidencia, Relaciones con las Cortes y Memoria Democrática (MPRCMD), 2022. Real Decreto 1052/2022, de 27 de diciembre, por el que se regulan las zonas de bajas emisiones. https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2022-22689. (Accessed 18 April 2023).

Oppenheimer, C., Kyle, P.R., Tsanev, V.I., McGonigle, A.J.S., Mather, T.A., Sweeney, D., 2005. Mt. Erebus, the largest point source of NO₂ in Antarctica. *Atmos. Environ.*

39, 6000–6006. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2005.06.036>.

Penn, E., Holloway, T., 2020. Evaluating current satellite capability to observe diurnal change in nitrogen oxides in preparation for geostationary satellite missions.

Environ. Res. Lett. 15, 034038. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/AB6B36>.

Rasool, Q.Z., Bash, J.O., Cohan, D.S., 2019. Mechanistic representation of soil nitrogen emissions in the Community Multiscale Air Quality (CMAQ) model v 5.1. *Geosci.*

Model Dev 12, 849–878. <https://doi.org/10.5194/GMD-12-849-2019>.

Reuter, M., Buchwitz, M., Schneising, O., Krautwurst, S., O'Dell, C.W., Richter, A., Bovensmann, H., Burrows, J.P., 2019. Towards monitoring localized CO₂ emissions from space: Co-located regional CO₂ and NO₂ enhancements observed by the OCO-2 and S5P satellites. *Atmos. Chem. Phys.* 19, 9371–9383. <https://doi.org/10.5194/ACP-19-9371-2019>.

Romer, P.S., Duffey, K.C., Wooldridge, P.J., Edgerton, E., Baumann, K., Feiner, P.A., Miller, D.O., Brune, W.H., Koss, A.R., De Gouw, J.A., Misztal, P.K., Goldstein, A.H., Cohen, R.C., 2018. Effects of temperature-dependent NO_x emissions on continental ozone production. *Atmos. Chem. Phys.* 18, 2601–2614. <https://doi.org/10.5194/ACP-18-2601-2018>.

Rudke, A.P., Martins, J.A., Hallak, R., Martins, L.D., de Almeida, D.S., Beal, A., Freitas, E.D., Andrade, M.F., Koutrakis, P., Albuquerque, T.T.A., 2023. Evaluating TROPOMI and MODIS performance to capture the dynamic of air pollution in São Paulo state: a case study during the COVID-19 outbreak. *Remote Sens. Environ.* 289, 113514. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2023.113514>.

Schönhardt, A., Altube, P., Gerilowski, K., Krautwurst, S., Hartmann, J., Meier, A.C., Richter, A., Burrows, J.P., 2015. A wide field-of-view imaging DOAS instrument for two-dimensional trace gas mapping from aircraft. *Atmos. Meas. Tech.* 8, 5113–5131. <https://doi.org/10.5194/amt-8-5113-2015>.

Shah, V., Jacob, D.J., Li, K., Silvern, R., Zhai, S., Liu, M., Lin, J., Zhang, Q., 2020. Effect of changing NO_x lifetime on the seasonality and long-term trends of satellite-observed tropospheric NO₂ columns over China. *Atmos. Chem. Phys.* 20, 1483–1495. <https://doi.org/10.5194/ACP-20-1483-2020>.

Shaw, S., Van Heyst, B., 2022. An evaluation of risk ratios on physical and mental health correlations due to increases in ambient nitrogen oxide (NO_x) concentrations. 2022. *Atmos* 13, 967. <https://doi.org/10.3390/ATMOS13060967>. 967 13.

Su, J.G., Brauer, M., Ainslie, B., Steyn, D., Larson, T., Buzzelli, M., 2008. An innovative land use regression model incorporating meteorology for exposure analysis. *Sci. Total Environ.* 390, 520–529. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2007.10.032>.

Su, T., Li, Z., Kahn, R., 2018. Relationships between the planetary boundary layer height and surface pollutants derived from lidar observations over China: regional pattern and influencing factors. *Atmos. Chem. Phys.* 18, 15921–15935. <https://doi.org/10.5194/ACP-18-15921-2018>.

Tack, F., Merlaud, A., Iordache, M.D., Danckaert, T., Yu, H., Fayt, C., Meuleman, K., Deutsch, F., Fierens, F., Van Roozendaal, M., 2017. High-resolution mapping of the NO₂ spatial distribution over Belgian urban areas based on airborne APEX remote sensing. *Atmos. Meas. Tech.* 10, 1665–1688. <https://doi.org/10.5194/AMT-10-1665-2017>.

Trebs, I., Bohn, B., Ammann, C., Rummel, U., Blumthaler, M., Königstedt, R., Meixner, F.X., Fan, S., Andreae, M.O., 2009. Atmospheric Measurement Techniques Relationship between the NO₂ photolysis frequency and the solar global irradiance. *Atmos. Meas. Tech.* 2, 725–739. <https://doi.org/10.5194/amt-2-725-2009>. 2009. .

European Union, 2022. Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on Ambient Air Quality and Cleaner Air for Europe. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=COM%3A2022%3A542%3AFIN>. (Accessed 20 April 2023).

World Health Organization (WHO), 2021. WHO Global Air Quality Guidelines: Particulate Matter (PM_{2.5} and PM₁₀), Ozone, Nitrogen Dioxide, Sulfur Dioxide and Carbon Monoxide. World Health Organization. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/345329> (Accessed 20 April 2023).

European Union, 2008. Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/en/ALL/?uri=CELEX%3A32008L0050>. (Accessed 20 April 2023).

Van Geffen, J.H.G.M., Eskes, H.J., Boersma, K.F., Maasakkers, J.D., Veefkind, J.P., 2019. TROPOMI ATBD of the total and tropospheric NO₂ data products. https://sentinels.copernicus.eu/web/sentinel/user-guides/document-library/-/asset_publisher/xlslt4309D5h/content/sentinel-5p-tropomi-total-and-tropospheric-no2-data-products-atbd?sessionId=9EF384A69F0E9AAA8D78FCF9C4BD2880.jvm2?redirect=https%3A%2F%2Fsentinels.copernicus.eu%2Fweb%2Fsentinel%2Fuser-guides%2Fdocument-library%3BsessionId%3D9EF384A69F0E9AAA8D78FCF9C4BD2880.jvm2%3Fp_p_id%3D101_INSTANCE_xlslt4309D5h%26p_p_lifecycle%3D0%26p_p_state%3Dnormal%26p_p_mode%3Dview%26p_p_col_id%3Dcolumn-1%26p_p_col_count%3D1. (Accessed 15 April 2023).

Veefkind, J.P., Aben, I., McMullan, K., Förster, H., de Vries, J., Otter, G., Claas, J., Eskes, H.J., de Haan, J.F., Kleipool, Q., van Weele, M., Hasekamp, O., Hoogeveen, R., Landgraf, J., Snel, R., Tol, P., Ingmann, P., Voors, R., Kruizinga, B., Vink, R., Visser, H., Levelt, P.F., 2012. TROPOMI on the ESA Sentinel-5 Precursor: a GMES mission for global observations of the atmospheric composition for climate, air quality and ozone layer applications. *Remote Sens. Environ.* 120, 70–83. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2011.09.027>.

Wei, J., Liu, S., Li, Z., Liu, C., Qin, K., Liu, X., Pinker, R.T., Dickerson, R.R., Lin, J., Boersma, K.F., Sun, L., Li, R., Xue, W., Cui, Y., Zhang, C., Wang, J., 2022. Ground-level NO₂ surveillance from space across China for high resolution using interpretable spatiotemporally weighted artificial intelligence. *Environ. Sci. Technol.* 56, 9988–9998.

https://doi.org/10.1021/ACS.EST.2C03834/ASSET/IMAGES/LARGE/ES2C03834_0006.JPEG.

Williams, J.E., Folkert Boersma, K., Le Sager, P., Verstraeten, W.W., 2017. The high-resolution version of TM5-MP for optimized satellite retrievals: description and validation. *Geosci. Model Dev. (GMD)* 10, 721–750. <https://doi.org/10.5194/GMD-10-721-2017>.

Yang, L.H., Jacob, D.J., Colombi, N.K., Zhai, S., Bates, K.H., Shah, V., Beaudry, E., Yantosca, R.M., Lin, H., Brewer, J.F., Chong, H., Travis, K.R., Crawford, J.H., Lamsal, L.N., Koo, J.H., Kim, J., 2023. Tropospheric NO₂ vertical profiles over South Korea and their relation to oxidant chemistry: implications for geostationary satellite retrievals and the observation of NO₂ diurnal variation from space. *Atmos. Chem. Phys.* 23, 2465–2481. <https://doi.org/10.5194/ACP-23-2465-2023>.

Zhang, C., Liu, C., Li, B., Zhao, F., Zhao, C., 2022. Spatiotemporal neural network for estimating surface NO₂ concentrations over north China and their human health impact. *Environ. Pollut.* 307. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2022.119510>.

Zheng, Z., Yang, Z., Wu, Z., Marinello, F., 2019. Spatial variation of NO₂ and its impact factors in China: an application of Sentinel-5P products,. 2019. *Rem. Sens.* 11, 1939. <https://doi.org/10.3390/RS11161939>. 1939 11.

World Health Organization (WHO), 2013. Review of Evidence on Health Aspects of Air Pollution: REVIHAAP Project: Technical Report. World Health Organization. Regional Office for Europe. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/341712> (Accessed 20 April 2023).

Resultado 2: Impact of the implementation of Madrid's low emission zone on NO₂ concentration using Sentinel-5P/TROPOMI data

Carlos Morillas^{a*}, Sergio Álvarez^a, José C. M. Pires^{b c}, Adrián Jesús García^{a d}, Sara Martínez^a

^a Department of Land Morphology and Engineering, Universidad Politécnica de Madrid, 28040, Madrid, Spain

^b LEPABE — Laboratory for Process Engineering, Environment, Biotechnology and Energy, Faculty of Engineering, University of Porto, Rua Dr Roberto Frias, 4200-465, Porto, Portugal

^c ALiCE — Associate Laboratory in Chemical Engineering, Faculty of Engineering, University of Porto, Rua Dr. Roberto Frias, 4200-465, Porto, Portugal

^d Detektia Earth Surface Monitoring S.L., Calle Profesor Aranguren, 3, Ciudad Universitaria, 28040 Madrid, Spain

*Corresponding author: Carlos Morillas; c.morillas@upm.es

Highlights

- Study based on NO₂ emissions in Madrid's low emissions zone (LEZ) using TROPOMI satellite data.
- Peak concentrations of traffic-related NO₂ in the city accumulate outside the SPLEZ.
- Heating seems to be a main contributor to increasing NO₂ emissions.
- NO₂ emissions decreased during the strict lockdown period of COVID-19 pandemic.
- The comparison of satellite data with surface-level measurements showed a high correlation.

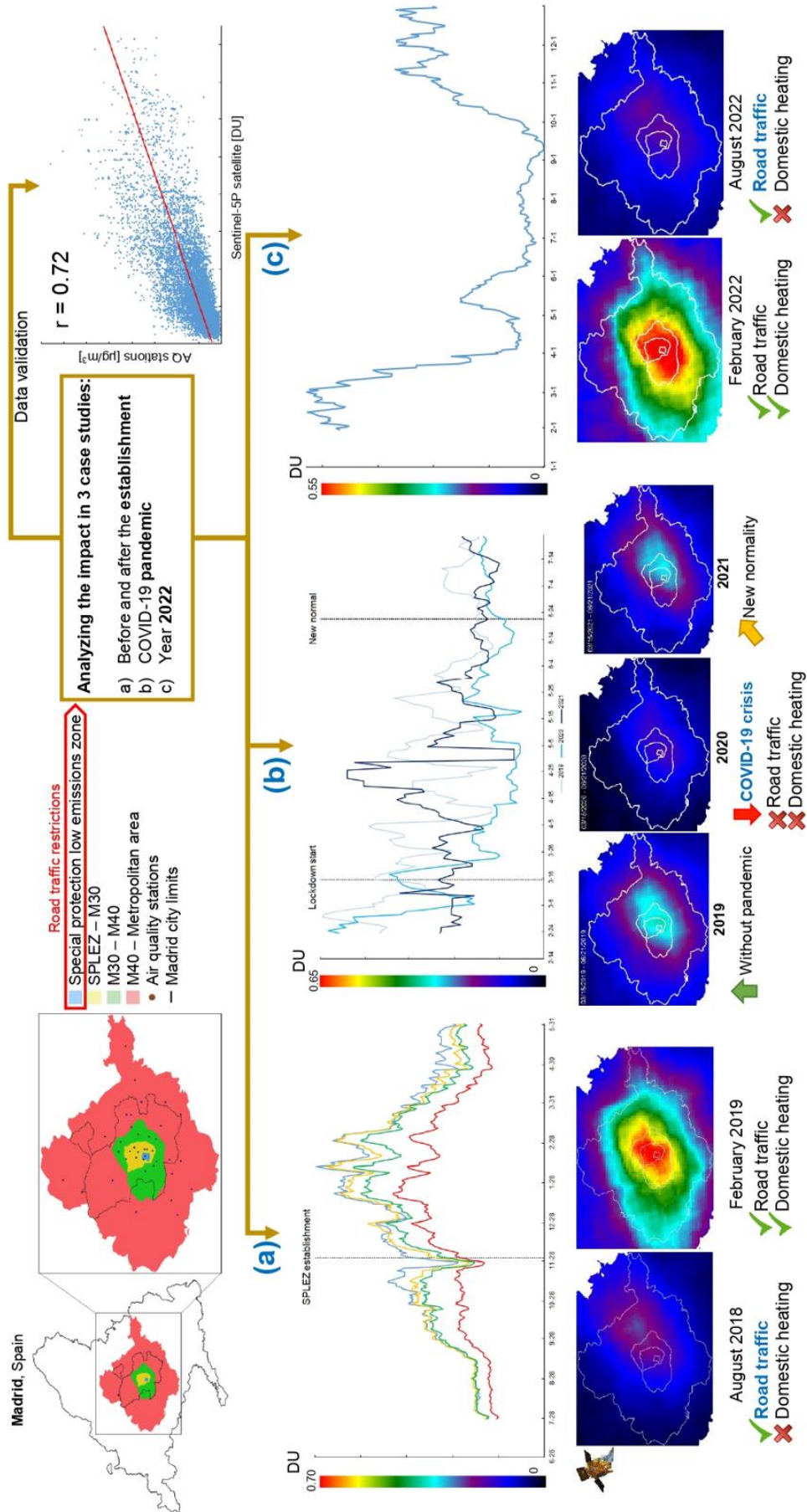
Impact of the implementation of Madrid's low emission zone on NO₂ concentration using Sentinel-5P/TROPOMI data

ABSTRACT

In recent years, several measures and policies have been introduced to safeguard healthy NO₂ levels in urban areas, including the creation of low emission zones (LEZs). In November 2018, a traffic-restricted area known as the Special Protection Low Emission Zone (SPLEZ) was established in the core of the city of Madrid, embracing most of its central district. This study aims to evaluate whether the implementation of the LEZ has led to improvements in air quality by analyzing NO₂ concentrations in various case scenarios. For this purpose, data from the TROPOspheric Monitoring Instrument (TROPOMI) onboard the Sentinel-5 precursor (Sentinel-5P) were used. The pre- and post-LEZ implementation seasonal analysis (from July 2018 to May 2019) and the entirety of 2022 indicated that the epicenter of transport-related NO₂ concentrations did not lie within its boundaries. However, NO₂ levels within the SPLEZ peaked during winter, with heating and meteorological factors playing a significant role. Additionally, the findings from the case study of the COVID-19 pandemic demonstrated the influence of human activities on the NO₂ concentration in both the SPLEZ and the entire metropolitan area. NO₂ emissions decreased during the strict lockdown period and steadily increased as activities resumed. Satellite data was compared to surface-level measurements in each case study, resulting in a linear correlation coefficient of 0.72. TROPOMI data was found to closely align with surface-level observations as pollution levels increased, contrasting with better air quality scenarios. Despite certain limitations, it can serve as a valuable tool for providing complementary information to surface-level data, particularly in characterizing changes in pollution distribution patterns.

Keywords: Air quality; COVID-19 pandemic; Low emission zone; Nitrogen dioxide; Satellite data

Graphical abstract



1. Introduction

Nitrogen monoxide (NO) and nitrogen dioxide (NO₂) are the most widely studied nitrogen oxides (NO_x) in the scientific literature due to their impacts on human health. NO_x are produced under high temperatures and solar radiation conditions. They can be generated naturally (i.e. lightning, volcanic eruptions) or in anthropogenic processes (i.e. combustion of fossil fuels, biomass burning). Among the anthropogenic sources, domestic heating (4.4%), power generation (18.4%), and road transportation (26.3%) are the most notable contributors globally (McDuffie et al., 2020). Most atmospheric NO_x emissions rapidly transform into NO₂, which can react with other substances to form secondary pollutants: particulate matter, nitric acid (HNO₃), peroxyacyl nitrates (PANs), and ozone (O₃).

Elevated levels of atmospheric NO₂ can have adverse effects on human health, particularly on the respiratory, immune, and circulatory systems (Buzikov et al., 2017; WHO, 2013; Shaw and Van Heyst, 2022). From an environmental perspective, it can cause acidification and eutrophication of ecosystems, as well as disruptions to vegetation and water quality (Emberson et al., 2001; Hakeem et al., 2017). Even in urban areas, NO₂ can damage buildings and historical heritage (Cicek et al., 2009).

For these reasons, recent years have witnessed efforts to develop air quality improvement plans in major European cities. One leading measure is the creation of Low Emission Zones (LEZs), where activities such as combustion-based transportation are restricted to maintain pollution levels under healthier margins (Ku et al., 2020). Additionally, transforming urban environments into wider and more open spaces favors walking and electric transportation, as well as micro-mobility and the creation of new green infrastructures.

Madrid is an area of particular interest in this regard. Previous studies have found that the metropolitan area of Madrid has the highest mortality in Europe due to NO₂ pollution, with an average annual level of 39.2 µg/m³ (Khomenko et al., 2021). The current limit set by the

European Union is 40 µg/m³ (European Union, 2008), which will be halved with new regulations (European Union, 2022). Furthermore, the World Health Organization (WHO) recommends 10 µg/m³ in its latest air quality guidelines (WHO, 2021). To address this issue, the creation of the first low-emission zone in the city of Madrid was approved in 2018. It was located in the central district, where NO₂ limits were frequently exceeded. Earlier studies have reported that the establishment of LEZs can lead to improvements in air quality, as evidenced by ground-based measurements (Panteliadis et al., 2014; Qadir et al., 2013; Santos et al., 2019). While not all European cities have achieved equally effective results (Ku et al., 2020; Ma et al., 2021), traffic restrictions, particularly on diesel vehicles, generally result in a reduction of pollution and other potential benefits such as improved public health and road safety (Settey et al., 2019). Previous research has demonstrated the effectiveness of the SPLEZ through the exclusive use of data from Madrid's air quality stations network (Salas et al., 2021). To date, this represents the first endeavor to examine the changes brought about by the establishment of the SPLEZ in Madrid, employing additional new technologies such as remote sensing.

The first satellite data on atmospheric NO₂ were obtained in 1995 through the Global Ozone Monitoring Experiment (GOME, Burrows et al., 1999). Subsequent projects, such as the Scanning Imaging Absorption Spectrometer for Atmospheric Cartography (SCIAMACHY, Bovensmann et al., 1999) and the Ozone Monitoring Instrument (OMI,

Levelt et al., 2006), kept improving the quality of the acquired images. Nowadays, the Tropospheric Monitoring Instrument (TROPOMI) is the spectroscopic sensor that has provided the highest spatial and temporal resolution ever achieved at a global level. The device is onboard the Sentinel-5 Precursor satellite (Sentinel-5P), which is part of the European Union's Copernicus program for monitoring the Earth's surface, atmosphere, and oceans. While many environmental and meteorological factors influence the distribution of NO₂ in the atmosphere, it has been demonstrated that atmospheric column measurements obtained by TROPOMI exhibit a strong correlation with surface measurements, especially in urban environments (Cersosimo et al., 2020; Goldberg et al., 2021; Jeong and Hong, 2021). This has also been observed in the case of Madrid (Morillas et al., 2024).

Studying how remote sensing information can complement or even substitute data obtained through ground-based air quality networks is of great interest. This is particularly relevant because satellite images can provide a regional perspective on the distribution of pollution over time and are not limited to specific geographical points. Understanding the main patterns resulting from implementing a LEZ can be especially useful in areas with high and persistent pollution or with limited surface level air quality networks.

To study the impact under different scenarios, the implementation of the SPLEZ was evaluated in three parts. The first part involved comparing NO₂ levels before and after its establishment. The second part analyzed NO₂ concentration over the SPLEZ and its surroundings under an exceptional and critical event, using the COVID-19 pandemic as the most recent example. The third one focused on observing patterns throughout an entire calendar year. The findings were complemented by analyzing territorial variables (transportation, heating, population density) and meteorological factors (wind speed, wind direction) associated with pollution distribution in the city. The whole study was complemented and compared with data collected by air quality monitoring stations in Madrid.

2. Materials and methods

2.1 Study area

The region of interest in this work is the SPLEZ in the city of Madrid. Madrid is located in the center of the Community of Madrid (see Fig. 1). The SPLEZ, originally named Madrid Central, was a 472-ha area within the perimeter shown in Fig. 1d. The establishment of Madrid Central aimed to promote pedestrianization, traffic reduction, and, consequently, lower pollution levels, particularly nitrogen oxides (NO_x). Since its initial implementation on November 30th 2018, it has undergone several modifications in terms of restrictions and extension, following changes in the central administration.

The main mobility restrictions targeted vehicles owned by non-residents in the area, based on their labeling (MPRCMD, 2018). Electric vehicles (Zero label) and hybrids or those powered by natural gas (ECO label) were allowed to circulate and park freely, with ECO vehicles limited to a maximum parking duration of 2 h. Diesel and gasoline vehicles, depending on their year of registration (B and C labels), could only enter for specific purposes with special access permission, provided they searched for a public or private parking space. Lastly, vehicles without a label were not allowed to enter (City of Madrid, 2022a).

At the end of May 2019, successive changes were introduced, leading to the current situation of 2023. The SPLEZ was renamed Distrito Centro as part of the Madrid 360 project (City of Madrid, 2022b). Greater freedom of movement was established, especially for C-labeled vehicles with high occupancy. Residents and businesses were equally placed regarding regulations, although progressive restrictions are expected in the coming years (City of Madrid, 2022a). The perimeter of the north-west area was reduced until Mártires de Alcalá Street, and unrestricted circulation was allowed through Bailén Street. Due to its high pollution levels, the Plaza Elíptica area was added (Fig. 1d), although it was not considered in this study.

In the first case analysis, three additional regions were considered to further evaluate pollution patterns, as shown in Fig. 1c. Given the close relationship between road transportation and NO₂ emissions in urban environments, the following areas were taken into account: the region from the SPLEZ to the M30 (the city's major ring road); the area from the M30 to the M40 (the subsequent ring road); and the zone stretching from the M40 to the rest of the metropolitan area, where the highest traffic influx between the city and outer municipalities occurs.

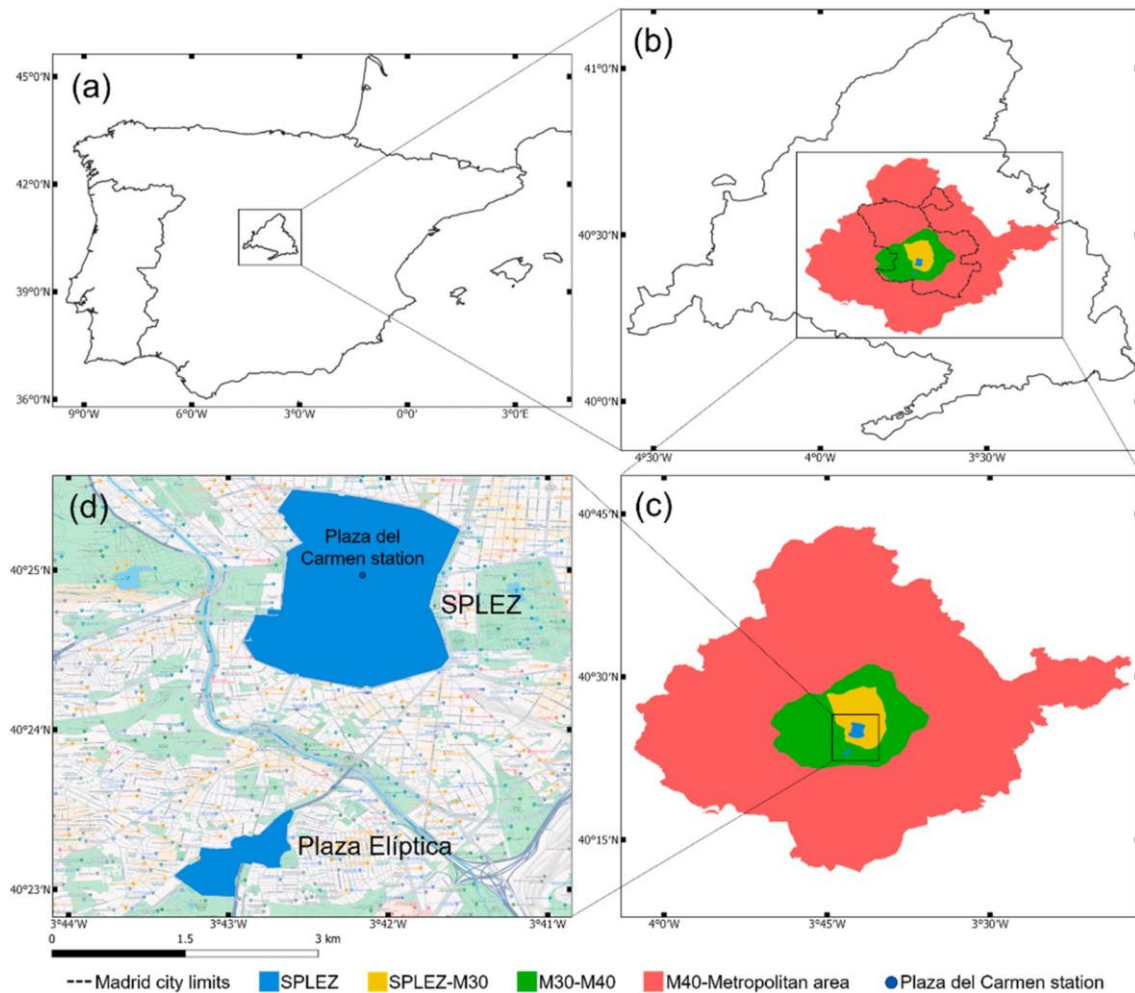


Fig. 1. Location of the Community (a) and the city (b) of Madrid; study areas (c) and the low emission zones (d).

2.2. Study period

The first part of the study assesses the impact of the SPLEZ on NO₂ concentration before and after November 30th 2018. To maintain consistency regarding the aforementioned

restrictions, and due to limitations in TROPOMI's data availability (see Section 2.3.), the study period was set between June 28th 2018, and May 31st 2019.

The second part of the study examines the effects of the COVID-19 crisis on the SPLEZ. On March 14th 2020, the Spanish government declared a state of alarm (MPRCMD, 2020a). The situation was consecutively extended until June 21st of the same year, with the adoption of a “new normality” (MPRCMD, 2020b). Starting from March 15th, a period of home confinement took place, leading to the suspension of all daily activities. On May 2nd, a phased de-escalation process began, and certain activities were gradually resumed. Subsequently, during the new normality, some containment measures were kept on or reintroduced, although not as strict as the initial lockdown. To provide a pre- and post-perspective, the study period for the second case spans from February 14th to July 22nd for the years 2019, 2020, and 2021. This allowed for a year-on-year comparison as well.

The third part analyzes the NO₂ concentration over the SPLEZ during a full calendar year. The most recent one, 2022, was selected, covering the period from January 1st to December 31st.

2.3 Satellite NO₂ data

TROPOMI, the payload on the Copernicus Sentinel-5P satellite, was launched in October 2017 and began providing data on June 28th 2018. Its primary objective is to monitor the atmosphere for climate change and air quality purposes. It is expected to remain operational until the future launches of Sentinel-4 and Sentinel-5. Sentinel-5P describes a near-polar, sun-synchronous orbit with an altitude of 824 km. It crosses the equator at 13:30 Mean Local Solar Time for 14 orbits per day, providing a global daily view of the atmospheric composition. In the case of Madrid, overpass times always fall between 12:00 and 4:00 p.m. Local Time (UTC+1 in winter and UTC+2 in summer) and were estimated based on the start of granule time (Eskes et al., 2022). Occasionally, two observations of the same point within an approximate 100-min difference occur when two consecutive orbits overlap on certain days. In such cases, average daily values were calculated. The initial 3.5 × 7.5 km² spatial resolution was improved to 3.5 × 5.5 km² in August 2019.

TROPOMI is a passive optical sensor designed to measure the total column amounts of several trace gases across the UV and SWIR spectral regions (Van Geffen et al., 2019). Data products are classified into three processing levels. Level-0 corresponds to raw data; Level-1 products provide geo-located top of the atmosphere Earth radiances for each spectral band; and most Level-2 products are derived using a Differential Optical Absorption Spectroscopy (DOAS) algorithm. This process retrieves tropospheric and stratospheric vertical column densities (VCDs), similar to other satellite missions (Eskes and Eichmann, 2018; Williams et al., 2017). Level-2 products include information on aerosols and other substances, but this study focuses solely on NO₂. Products are available in two versions: near real-time (NRT) and offline (OFFL). NRT products are accessible within 3 h of sensing, while OFFL products used in this study offer higher data quality but require longer processing times (Eskes and Eichmann, 2018).

Level-3 images, referred to hereafter, result from an adapted reprocessing system in OMI (Ozone Monitoring Instrument) and are openly available. They are derived from Level-2 products by using the harp-converter drive tool with the bin-spatial operation. The data is merged into a 0.01 × 0.01° resolution mosaic, producing an orthorectified raster layer (Google Earth Engine, 2023). This collection of images has also undergone

masking to exclude points with high cloud cover or low-quality pixels (tropospheric_NO2_column_number_density_validity<50). VCDs lower than -0.001 mol/m^2 were filtered out following recommendations. Level-3 NO₂ data are provided in mol/m^2 and were converted to Dobson units (DU).

2.4 Software tools

All image retrieval and processing were conducted using Google Earth Engine (GEE), a cloud-based platform that allows access to and operations on extensive catalogs of imagery on a global scale (Google Earth Engine, 2023).

The maps were created using QGIS, a free and open-source Geographic Information System software that allows the import and manipulation of images obtained from GEE (QGIS, 2023).

2.5 In-situ data

In each case study, satellite data were consistently compared with in situ measurements taken by the air quality monitoring network of the Community of Madrid and the City of Madrid. The whole region is equipped with 48 stations, with 24 located within the city. These stations measure various substances, including SO₂, CO, PM_{2.5}, PM₁₀, O₃, NO, and NO₂, at the surface level (City of Madrid, 2023a; Community of Madrid, 2023). NO₂ levels are registered by chemiluminescence analyzers every hour, and datasets are provided in mass concentration ($\mu\text{g/m}^3$). Data undergo a validation process that is published alongside each corresponding value. Records from Plaza del Carmen station were particularly crucial in this study, as it is the only one located within the SPLEZ limits. Fig. 2 shows all stations in the Community of Madrid and their distribution according to the four regions of interest mentioned in Section 2.1 (see also Fig. S1). A linear correlation analysis was conducted by comparing average data between 12:00 and 4:00 p.m. from TROPOMI and ground stations, following the approach of previous studies (Morillas et al., 2024). In situ information was provided by the air quality monitoring network of both the city and the Community of Madrid for every case study considered. For Section 3.2, data between June 28th 2018, and May 31st 2019 from all stations falling within the metropolitan area were used. For Section 3.3, data from Plaza del Carmen station between February 14th and July 22nd for the years 2019, 2020, and 2021 were used. For Section 3.4, data from the Plaza del Carmen station for the whole year 2022 were employed.

2.6. Territorial and meteorological factors

To provide a more in-depth analysis of the spatial distribution of NO₂, its relationship with various variables —both territorial and meteorological— has been studied. This includes official traffic data for each of the study zones (City of Madrid, 2023b), Copernicus Atmospheric Monitoring Service (CAMS) data to assess the ratio between NO_x emissions from heating and road traffic within the SPLEZ (Granier et al., 2019), official population density data to allocate demand from domestic heating (MITERD, 2021), and ERA5-Land hourly wind speed and wind direction data to study atmospheric transport dynamics (Muñoz Sabater, 2019).

3. Results

3.1 Data comparison

To ensure correspondence between satellite and in-situ data, both sources were compared. The resulting linear correlation coefficient obtained was $r = 0.72$, as shown in Fig. 3. Regions with higher and more persistent pollution (typically urban areas) exhibited stronger values than those with cleaner air conditions (mostly rural sites located within the furthest region, Table S1).

3.2 Air quality in the SPLEZ before and after implementation

To perform the comparison before and after the establishment of the SPLEZ in Madrid, the daily average of Level-3 tropospheric TROPOMI NO₂ concentration in the whole area between 12:00 and 4:00 p.m. from June 28th 2018 to May 31st 2019 was obtained. To assess the potential influence and spillover effects on its surroundings, this analysis was extended to the three additional regions. The study period was divided into two parts, with the implementation date of the SPLEZ (November 30th 2018) serving as a benchmark.

To ensure a direct collocation between Sentinel-5P and in-situ measurements, satellite data were precisely obtained at the locations of the air quality stations. Due to the variable availability of high-quality TROPOMI images, comparisons were limited to days when both satellite and in-situ values were recorded simultaneously. This is complemented by mean values measured by TROPOMI for the entire areas before and after November 30th, 2018, as shown in Table 1. The daily mean NO₂ concentration observed by TROPOMI in the whole study period decreased with increasing distance from the SPLEZ. Fig. 4a displays the evolution of the 30-days moving average of NO₂ concentration as seen by TROPOMI, while Fig. 4b shows measurements from the air quality network. Before the implementation of the SPLEZ, a general upward trend in daily NO₂ concentration was detected, followed by a downward trend afterward, indicative of seasonal variations. Differences between the study areas tended to expand during periods of greater pollution but contracted in intervals of better air quality. The sensitivity to these changes increased as proximity to the SPLEZ became closer. Additionally, there was a sudden reduction in NO₂ concentration in the days before the SPLEZ implementation, followed by a common gradual enhancement until a decline at the end of February.

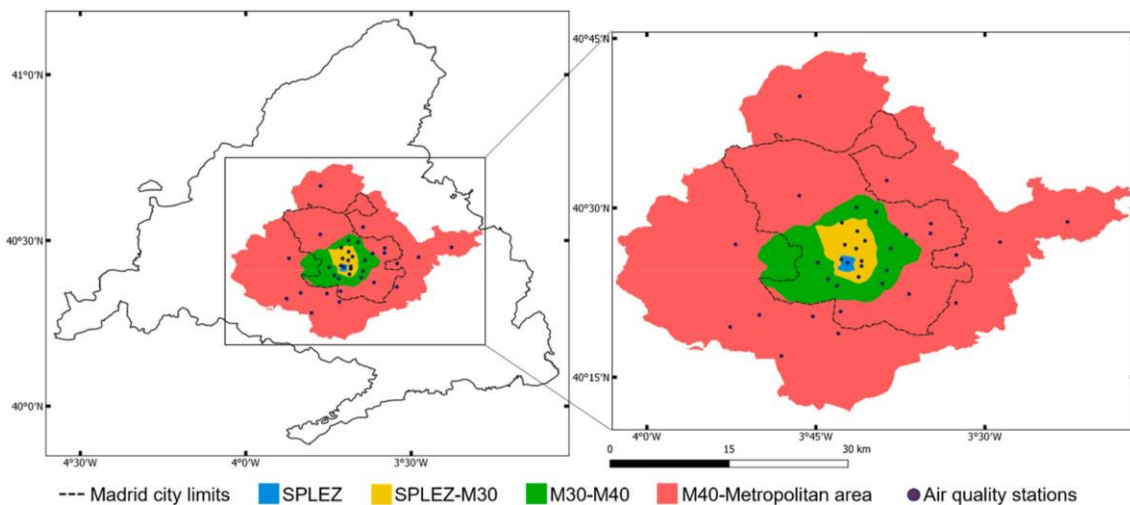


Fig. 2. Spatial distribution of the air quality stations network of the Community and the City of Madrid.

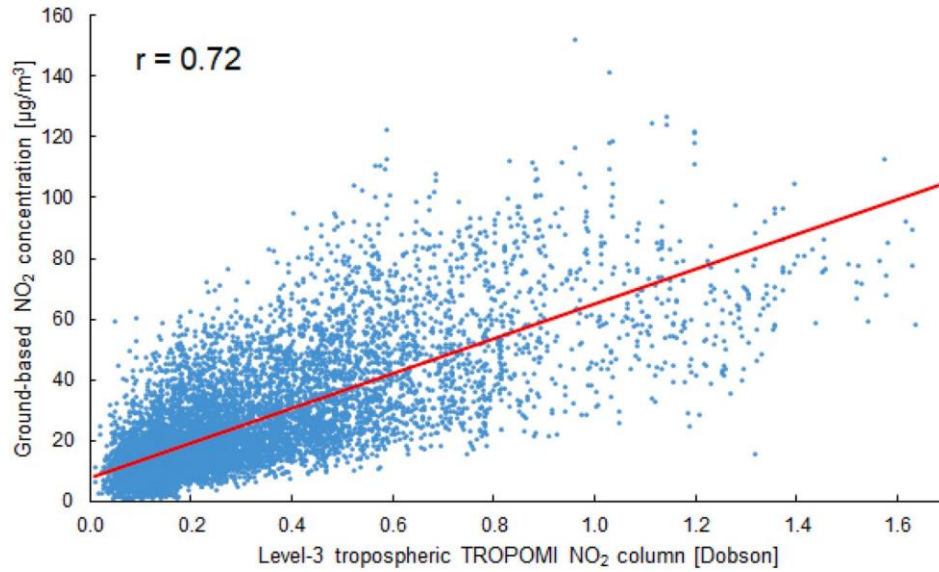


Fig. 3. Scatterplot of Level-3 tropospheric TROPOMI NO₂ vs. in situ observations averaged between 12:00 and 4:00 p.m. for every case study.

Table 1. Table 1. Average Level-3 tropospheric TROPOMI NO₂ concentration (DU) over the four study areas before and after the SPLEZ establishment.

Period	SPLEZ	SPLEZ-M30	M30-M40	M40-Metropolitan area
06/28/2018 - 11/29/2018	0.301	0.300	0.271	0.191
11/30/2018 - 05/31/2019	0.431	0.418	0.375	0.246

Fig. 5 displays changes in traffic intensity compared to the average levels of 2015. The 12-month moving average shows a noticeable decrease from early 2018, with a milder effect on the surrounding areas. This decline continued after the implementation of the SPLEZ, but rose again following its closure in June 2019.

NO₂ spatial patterns were also analyzed to explore significant behaviors in its distribution. As shown in Fig. 6, the average NO₂ concentration was low in July (Fig. 6a) and August (Fig. 6b). A gradual increase took place in September (Fig. 6c), except for November (Fig. 6e), and reached a maximum in February (Fig. 6h). Peak NO₂ concentrations were identified in the northeast area of the SPLEZ-M30 region, notably in November (Fig. 6e) and December (Fig. 6f). The highest NO₂ values were recorded in January (Fig. 6g) and February (Fig. 6h), with the SPLEZ and the M30 region exhibiting the most significant pollution levels. Subsequently, concentrations gradually declined until the end of May (Fig. 6k). It was also observed that, during warm months, peak concentrations generally shifted to other regions outside the center but gathered around the SPLEZ in colder periods.

This is consistent with CAMS data (see Fig. S2), which depict a gradual decrease in NO_x emissions from road traffic in the SPLEZ, a circumstance that can be extrapolated to the rest of the city. Residential emissions have remained constant for years. In winter, emissions from heating occasionally surpass those from traffic, while the greatest difference occurs during the summer. The most polluted areas in winter correspond to the most densely populated municipalities in the region (see Fig. S3).

The results on the average wind speed and direction are presented in Fig. 7. It was observed that higher wind speeds directly influenced the dispersion of NO₂ in the SPLEZ during the study period.

Additionally, a closer relationship between the wind and the distribution of NO₂ concentration is noticeable during periods with higher speeds and more persistent directions (see Fig. 8). This is particularly noticeable in July 2018 (Fig. 8a), March 2019 (Fig. 8i) or April 2019 (Fig. 8j), where both higher speeds (see also Fig. 7b) and consistently northeastern directions tend to follow the distribution pattern of NO₂ in relation to the city center.

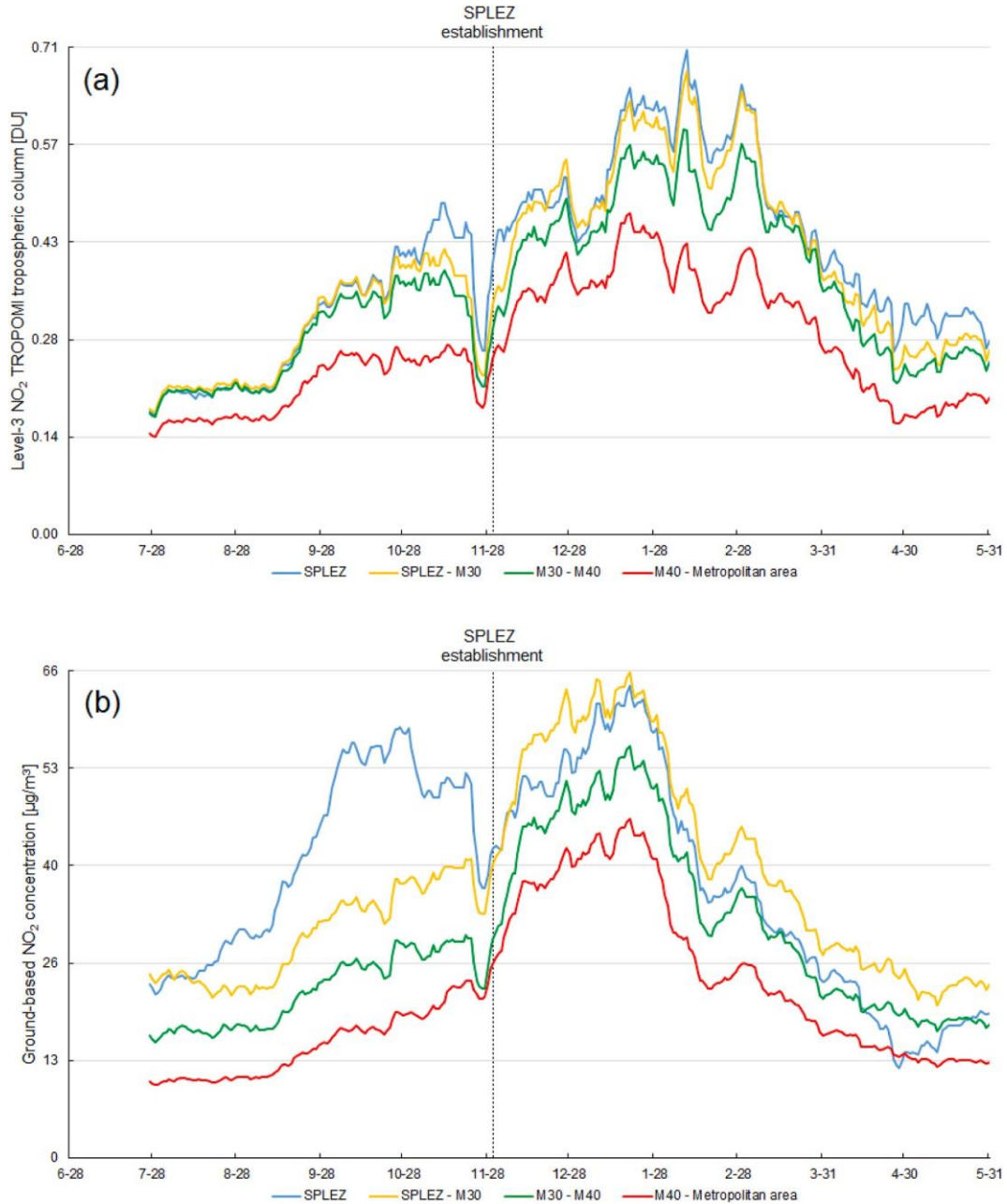


Fig. 4. 30-day moving average of (a) Level-3 tropospheric TROPOMI NO₂ concentration (DU) and (b) in situ NO₂ concentration (µg/m³) between 12:00 and 4:00 p.m. at each station's specific location within the four study areas.

3.3 SPLEZ before and after the COVID-19 pandemic crisis

To analyze the impact of the COVID-19 pandemic on the SPLEZ, an examination of the NO_2 concentration was conducted, considering three consecutive time intervals from February 14th to July 22nd. These periods were delineated by the measures adopted by the national government during the first stages of the crisis: the start of the lockdown (March 15th) and the end of the first state of alarm (June 21st). The analysis was done for the years 2019 (pre-pandemic), 2020 (during the pandemic), and 2021 (post-pandemic) to facilitate a year-on-year comparison.

Table 2 presents the mean values of the NO_2 column measured by TROPOMI in the three periods considered. A general decreasing trend is observed for the years 2019 and 2021. In 2020, the average concentration decreased abruptly during the state of alarm (from 0.46 to 0.14 DU) and slightly increased again after adopting the new normality. In 2021, a lower value was observed during the first period compared to previous years.

The temporal evolution is shown in Fig. 9 where, given the duration of the study period, a 10-day moving average was considered to characterize the trends. Fig. 9a and b illustrate the contrast between satellite and in situ measurements, following the same approach as in the first case. Both datasets exhibit a comparable trend. In 2020, there was an immediate decrease in the NO_2 concentration in the SPLEZ with the start of the lockdown. In early May of that year, coinciding with the beginning of the lockdown de-escalation phases, there was an enhancement that aligned the trends again until the early stages of the new normality period.

The spatial distribution of NO_2 was addressed by obtaining a mean map for 2019, 2020, and 2021 comprising each study period, as shown in Fig. 10. Peak values were generally centered towards northeastern regions outside the SPLEZ, especially in warmer periods. During the state of alarm of 2020 (Fig. 10e), anthropogenic emissions were barely distinguishable, although a slight rebound was noticeable after the establishment of the new normality (Fig. 10f). Except for colder periods (Fig. 10a and d), the SPLEZ did not particularly exhibit the highest NO_2 concentration compared to its surroundings.

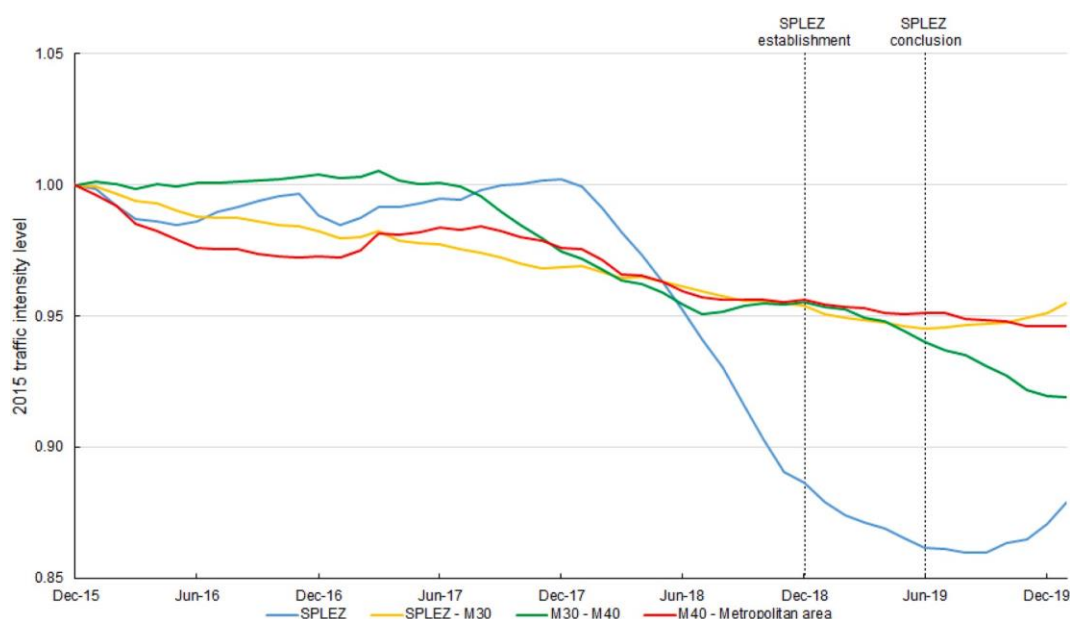


Fig. 5. 12-month moving average of weekday traffic intensity in each study area normalized to the average levels of 2015. Prepared by the authors based on the data provided by the City of Madrid.

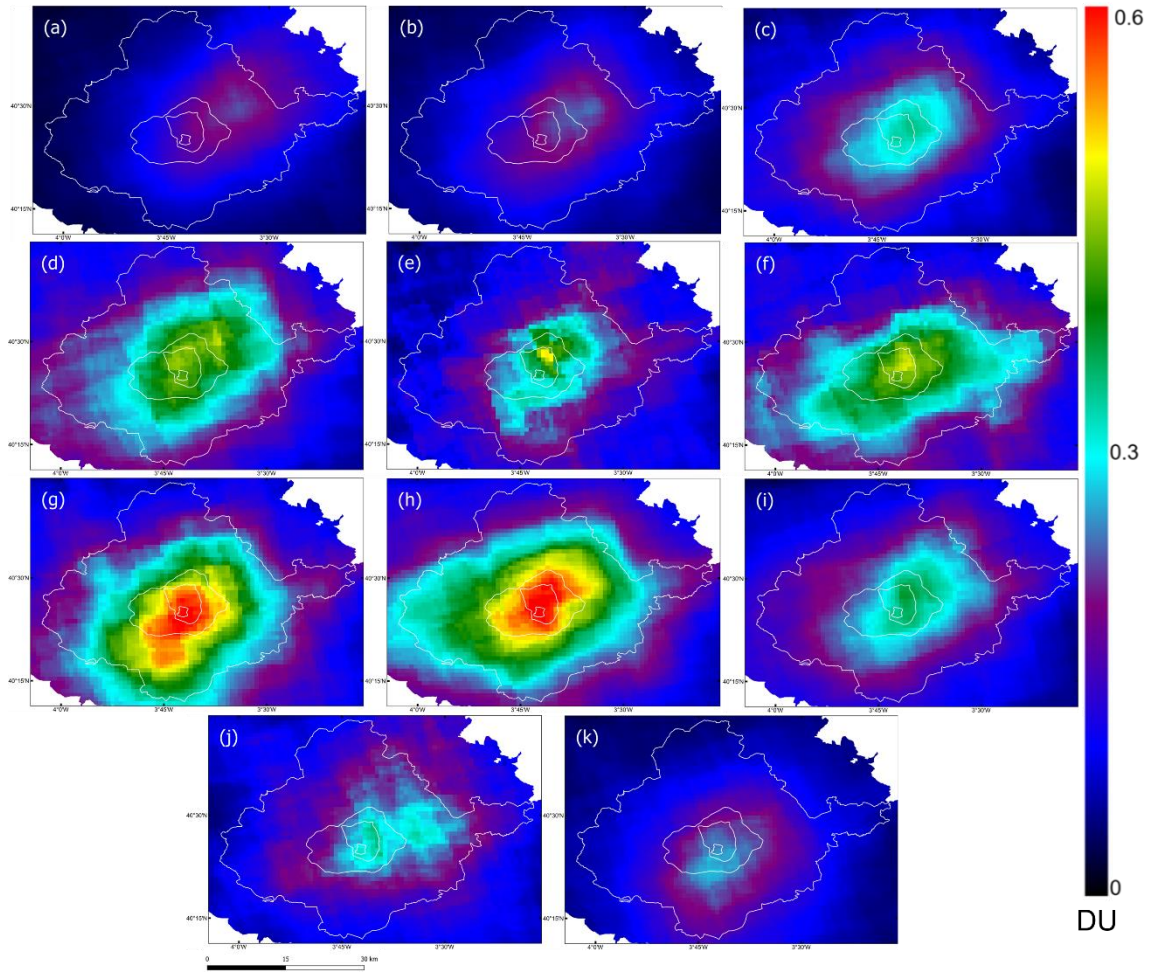


Fig. 6. Monthly maps of mean Level-3 tropospheric TROPOMI NO₂ column (DU) in (a) July 2018 (including the last 3 days of June), (b) August 2018, (c) September 2018, (d) October 2018, (e) November 2018, (f) December 2018, (g) January 2019, (h) February 2019, (i) March 2019, (j) April 2019 and (k) May 2019. The white lines from the inside to the outside represent the SPLEZ and the surrounding areas.

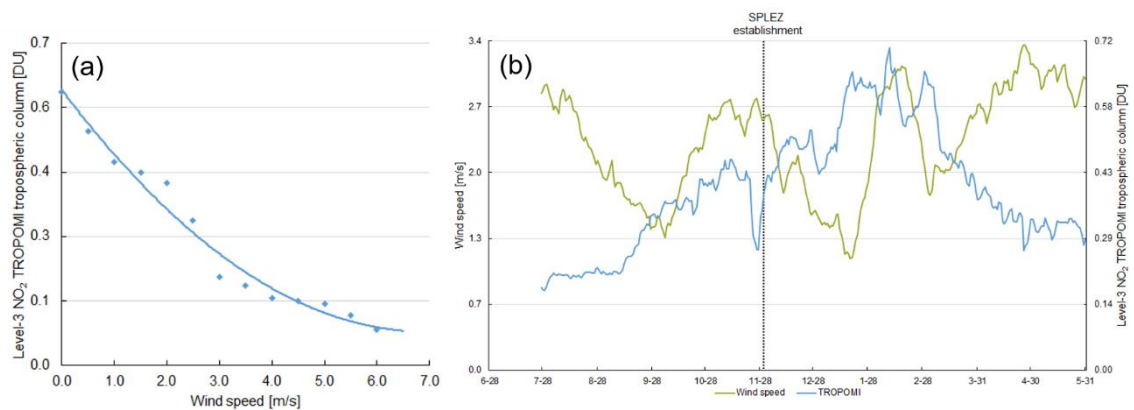


Fig. 7. Average speed of the 10 m wind (m/s) and Level-3 TROPOMI NO₂ tropospheric column (DU) between 12:00 and 4:00 p.m. in the SPLEZ during the study period. (a) Presents NO₂ concentration based on wind speed; (b) displays the 30-day moving average of wind speed and NO₂ concentration.

3.4 Annual NO₂ pollution over the SPLEZ in 2022

Data for the whole year 2022 were gathered to evaluate the spatiotemporal evolution of NO₂ pollution in the SPLEZ as observed by TROPOMI throughout a natural year. Table 3 shows mean monthly values in the area. Higher concentrations were found in the colder months, especially in January with 0.50 DU and February with 0.55 DU, and lower values in warmer periods, particularly in summer months.

Fig. 11 displays the average daily values and the 30-day moving average in 2022 as seen by TROPOMI and Plaza del Carmen ground station. NO₂ pollution clearly decreased at the beginning of March and remained stable until October, with the exception of a temporary rise in May.

Monthly maps were also created to address spatial patterns, as shown in Fig. 12. TROPOMI NO₂ images revealed the SPLEZ as one of the NO₂ pollution hotspots during colder months (Fig. 12a and b). However, peak concentrations shifted to northeastern regions in months of lower pollution (i.e. spring, summer).

4. Discussion

The main objective of analyzing the impact of the SPLEZ before and after its establishment was to verify potential changes in NO₂ emission patterns detected by TROPOMI and characterize them. Additionally, similar to previous research using in situ data (Salas et al., 2021; Santos et al., 2019), the effects of the SPLEZ in adjacent areas were analyzed. In such studies, the temporal progression of NO₂ concentration before November 30th 2018 in every region of interest followed a similar qualitative trend, showing higher accumulation in central areas compared to the outskirts, while maintaining consistent quantitative differences between the study zones. After the implementation date, air quality monitoring stations found an exclusive downward trend in the SPLEZ until the end of May 2019 and no remarkable negative spillover effects in terms of NO₂ pollution.

This study has confirmed that TROPOMI can successfully detect these behaviors, although with some exceptions. Firstly, the differences in NO₂ concentration are greater as the measured values increase and are lower in scenarios with better air quality. This can be observed in two consecutive timeframes in Fig. 4: from November 30th until March 1st, and from then until May 31st. As found in previous studies (Goldberg et al., 2021; Jeong and Hong, 2021), the sensor's resolution still limits the distinction of spatial concentration gradients at this scale. While these changes are clearly observed in the in situ data (refer to Fig. 4b), TROPOMI appears to be more responsive to concentration changes in scenarios with higher pollution (as evidenced in the period between December 2018 and January 2019, where TROPOMI NO₂ values for the SPLEZ are below those of its surroundings). This could be attributed to the fact that the spectral behavior of the gas is more easily detectable by the sensor at increased concentrations. Nevertheless, its spatiotemporal distribution follows a consistent pattern in all cases.

It is important to note that this study does not compare observations of the same nature (surface concentration vs tropospheric column). Although NO₂ is generated and accumulates mostly in urban environments, TROPOMI observes higher layers of the troposphere (Huang et al., 2023), potentially detecting emissions from sources located in different areas. Despite the strong satellite-in situ data correlation, remote sensing observations are subject to environmental factors that play a crucial role in NO₂

dynamics. Complex orographic and atmospheric conditions can give rise to a range of air quality scenarios. Although Madrid does not present many heterogeneous landforms, it is set on a mountain basin that can prevent movements between air layers in thermal inversion episodes (Su et al., 2008). Besides, NO₂ accumulates beneath the planetary boundary layer (PBL), which expands in the morning and comprises at night (Su et al., 2018), determining its vertical distribution. Temperature can impact all the above-mentioned aspects and additionally favor NO₂ conversion back to NO, generating ozone as a side pollutant (Gorai et al., 2015). Previous studies have indicated that the NO₂ lifetime in the atmosphere is longer in winter than in summer (Shah et al., 2020). However, this was not further addressed in this paper and should be the focus of future research.

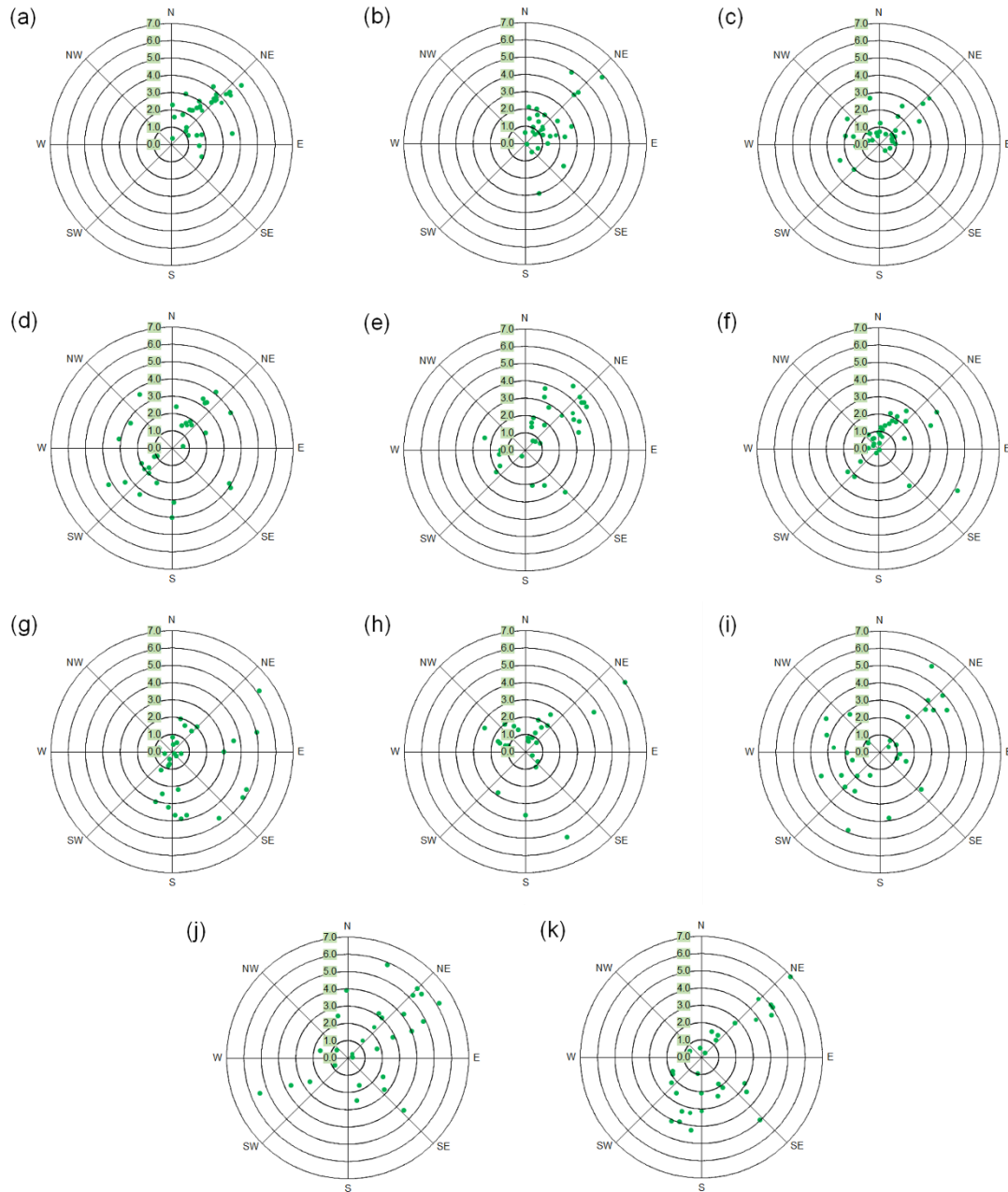


Fig. 8. Daily average speed of the 10 m wind (m/s) and wind direction in Madrid between 12:00 and 4:00 p.m. in (a) July 2018 (including the last 3 days of June), (b) August 2018, (c) September 2018, (d) October

2018, (e) November 2018, (f) December 2018, (g) January 2019, (h) February 2019, (i) March 2019, (j) April 2019 and (k) May 2019. Prepared by the authors based on ERA5-Land hourly data.

Table 2. Average Level-3 tropospheric TROPOMI NO₂ concentration (DU) in the SPLEZ during the three periods considered in 2019, 2020, and 2021.

Period	2019	2020	2021
02/14 – 03/14	0.45	0.46	0.29
03/15 – 06/21	0.29	0.14	0.24
06/22 – 07/22	0.22	0.17	0.18

Among these factors, wind speed is arguably the most influential, as it can rapidly disperse pollution away from its sources (Contreras and Ferri, 2016). A comparison between Fig. 6, Fig. 8 unveils an intriguing relationship in months characterized by high average wind speeds and persistent wind directions, where corresponding spatial distributions are evident. Wind plays a pivotal role in determining the distribution of the NO₂ tropospheric column and hinder the perception of changes that are clearly observed at the surface level (see also Fig. 7b).

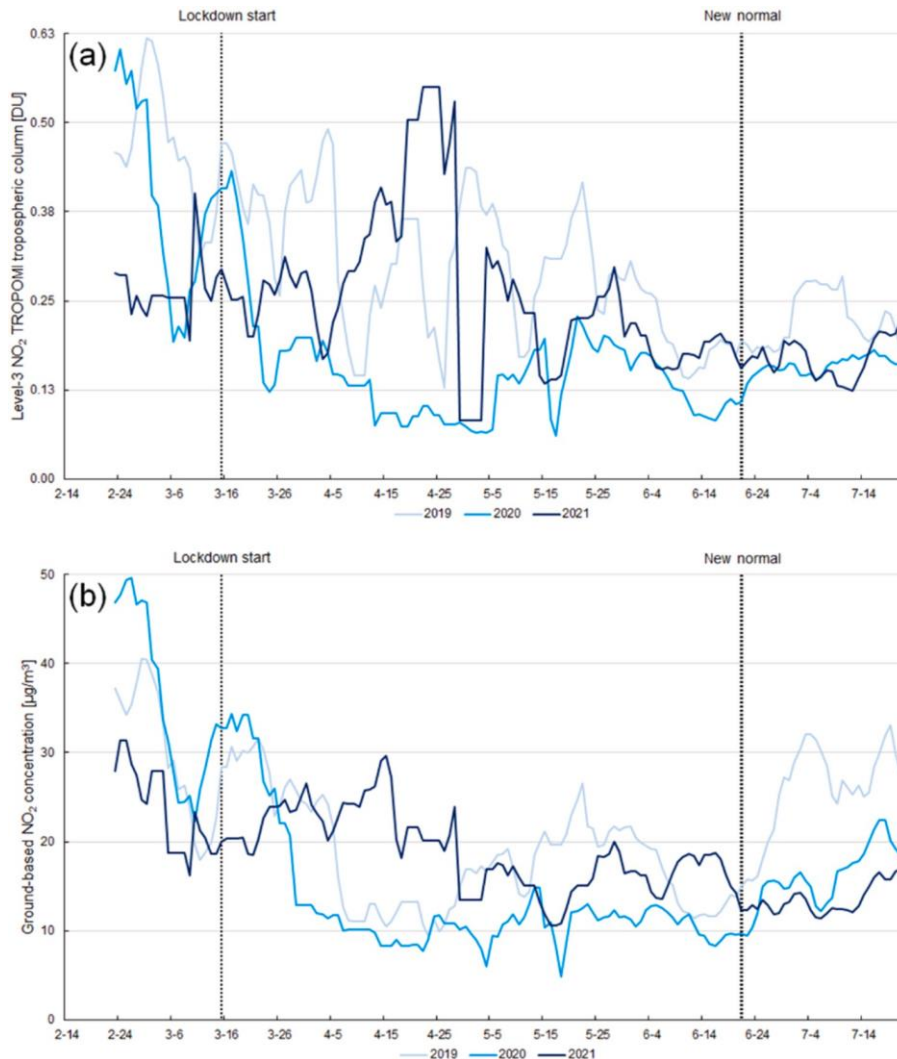


Fig. 9. 10-day moving average of (a) Level-3 tropospheric TROPOMI NO₂ concentration (DU) and (b) in situ NO₂ concentration (µg/m³) at Plaza del Carmen station location between 12:00 and 4:00 p.m. from February 14th to July 22nd in 2019, 2020 and 2021.

The temporal evolution observed by TROPOMI (Fig. 4) shows the usual seasonal trend of NO₂ pollution, with an increase in colder months and a decrease during the middle part of the year (see also Fig. 11). Since Sentinel-5P data was not available until June 28th 2018, a qualitative comparison of interannual pollution patterns to glean further insights into the impact of the SPLEZ was not possible. The sudden decrease in concentrations before November 30th 2018 was common to all areas considered, and it may have been due to beneficial climatic conditions (Salas et al., 2021). NO₂ has an atmospheric lifetime of hours, which is further shortened during periods of clarity and sunlight that promote photolysis processes and chemical conversion (Williams et al., 2017). The increase in NO₂ concentration observed since early 2018 could be attributed to the execution of construction works to remodel Gran Vía, the primary roadway crossing Madrid Central. This might have impacted traffic flow, leading to congestion and delays before the implementation of the SPLEZ.

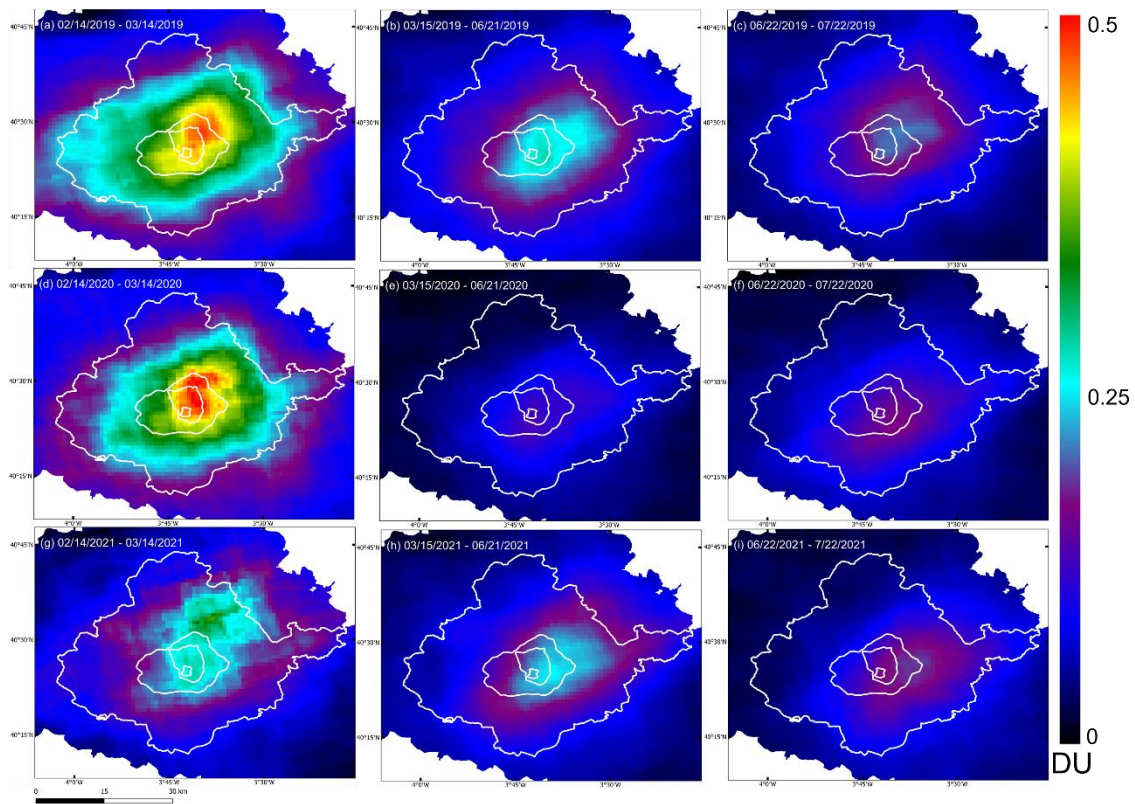


Fig. 10. Maps of mean Level-3 tropospheric TROPOMI NO₂ column (DU) between February 14th - March 14th, March 15th - June 21st, and June 22nd - July 22nd in (a, b, c) 2019, (d, e, f) 2020, and (g, h, i) 2021. The white lines from the inside to the outside represent the SPLEZ and the surrounding areas.

Monthly maps in Fig. 6 reveal that the SPLEZ experiences elevated NO₂ concentrations and is situated closer to the epicenter of emissions during colder months, when the demand for heating fuel rises (see Fig. S3). In warmer periods, the distribution shifts, and higher values move towards peripheral areas, primarily to the northeast. These patterns suggest that, during winter, heating rather than transportation might be the predominant source of emissions within the SPLEZ, as illustrated in Fig. S2. In spring and summer, transportation becomes the primary source of NO₂, highlighting the SPLEZ-M30 region as the main concentration hotspot, while the SPLEZ itself is not as prominent.

The study on the impact of the COVID-19 pandemic on the SPLEZ revealed NO₂ as an accurate tracker of human activities. Table 2 shows that the average NO₂ concentration significantly dropped in 2020 during the state of alarm (from 0.46 DU to 0.14 DU), representing only 48% of the same period of 2019 (0.29 DU). Fig. 9 illustrates the substantial impact of these restrictions on pollution over the SPLEZ, mostly related to mobility limitations. The data indicates a drastic decrease in NO₂ levels during the lockdown (Bauwens et al., 2020; Tobías et al., 2020; Virghileanu et al., 2020), followed by a subsequent rise with the resumption of certain activities during the de-escalation phase. Both the satellite and the air quality stations equally detected these changes, although TROPOMI data revealed differences between study zones more distinctly at higher pollution scenarios (see comparison in Fig. 9). Gradually, the trend in 2020 aligned with those of 2019 and 2021, especially after the start of the new normality. In 2021, it was noticed that the concentration of NO₂ did not follow the same trend during the pre-pandemic period compared to previous years, showing a 37% lower concentration. While various factors could contribute to this deviation, it is worth noting that some restrictions remained in place for several months. Many activities have not fully resumed to this day, and others, such as remote work, have permanently changed due to the impact of the pandemic. These patterns are not exclusive to the SPLEZ, but their study enabled the characterization of the distribution of NO₂ from traffic. Fig. 10 shows that the spatial distribution has remained consistent across corresponding periods in different years. Fig. 10b–e, and h show the effects of 2020 mobility restrictions on NO₂ distribution and how pollution accumulates in northeastern areas outside the SPLEZ. During colder periods (Fig. 10a and d), domestic heating brings the SPLEZ once again closer to the epicenter of NO₂ concentration.

Table 3. Monthly average Level-3 tropospheric TROPOMI NO₂ concentration over the SPLEZ in 2022.

Month	Average NO ₂ concentration [DU]
January	0.50
February	0.55
March	0.24
April	0.19
May	0.22
June	0.14
July	0.16
August	0.15
September	0.17
October	0.32
November	0.39
December	0.31

The analysis of the temporal evolution in 2022 further supports these findings. Table 3 and Fig. 11 show that winter is the period with the highest mean NO₂ concentration in the SPLEZ, especially in January (0.50 DU) and February (0.55 DU). The middle of the year is characterized by an overall lower pollution situation. Warmer months are particularly important for identifying the main sources of emissions, not only over the SPLEZ but also in the whole metropolitan area. The reduction in activities during summer vacations, coupled with the increased presence of sunlight, contributes to a decrease in NO₂ pollution, and the remaining fraction can be mainly attributed to transportation. The

magnitude of the enhancement in the NO₂ column observed by TROPOMI between April and May (Fig. 11) was different from surface-level measurements. This discrepancy could be attributed to meteorological conditions that usually affect the total number and quality of the available images (Schneider et al., 2021). Overall, the SPLEZ remains one of the main NO₂ hotspots in the city, as indicated by TROPOMI. This is particularly evident in colder periods. However, Level-3 images also show that NO₂ stemming from transportation does not play as much of a leading role in the area.

The results from data correlation are consistent with previous studies examining the relationship between NO₂ tropospheric column and surface mixing ratio (Cersosimo et al., 2020; Goldberg et al., 2021; Griffin et al., 2019; Jeong and Hong, 2021; Rudke et al., 2023). Rural sites generally show lower coefficients than urban locations. Higher correlations found in urban areas could also be attributed to a wider range of concentrations found over the year (as opposed to a small range in rural areas). Population density is also closely associated with NO₂ pollution (Sharifi and Felegari, 2022). Although the spatial resolution is still limited for assessing small-scale events (Goldberg et al., 2021), satellite imagery provides an accurate view of how NO₂ pollution distributes in peak hours of the day.

5. Conclusions

The impact of the implementation of the SPLEZ in the city of Madrid was evaluated using TROPOMI data. To facilitate the analysis, and due to the absence of a more extensive time series for comparison, three case studies were conducted. The first case compared the periods before and after the implementation of the SPLEZ. The second case analyzed the effect of an exceptional event, such as the COVID-19 pandemic, on anthropogenic emissions in the area. Finally, the third case involved examining data from the most recent available full year (2022).

According to the seasonal analysis, during the winter, the use of fossil fuel heating positions the SPLEZ at the epicenter of NO₂ pollution. In warmer months, when road transportation becomes the main activity, peak values are primarily directed toward northeastern territories. However, various environmental factors, especially high wind speeds and consistent wind directions, can definitely influence its distribution, complicating the comparisons with in situ measurements.

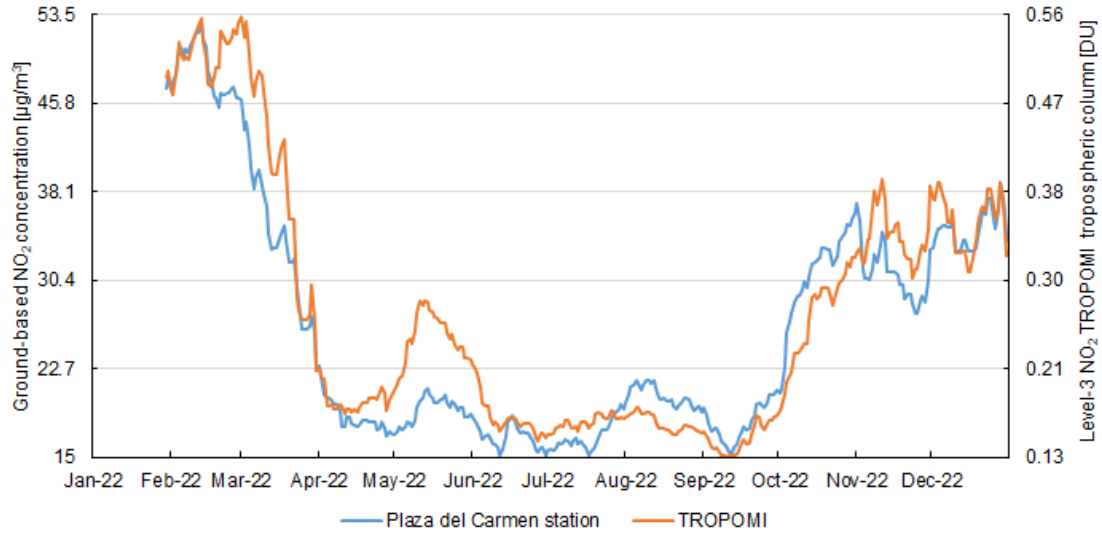


Fig. 11. 30-day moving average of (a) Level-3 tropospheric TROPOMI NO₂ concentration (DU) and (b) in situ NO₂ concentration (µg/m³) at Plaza del Carmen station location between 12:00 and 4:00 p.m. in 2022.

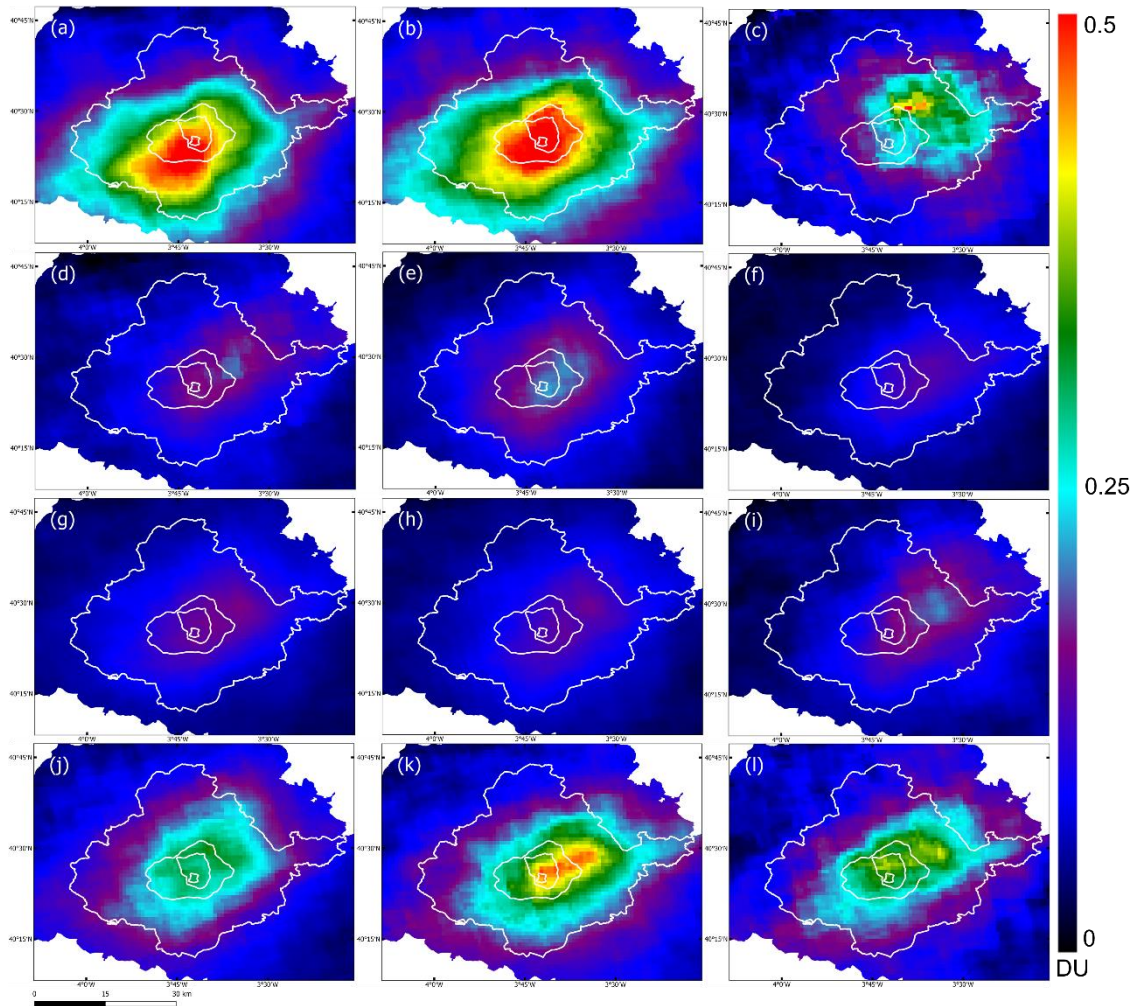


Fig. 12. Monthly maps of mean Level-3 tropospheric TROPOMI NO₂ column (DU) over the SPLEZ and its surroundings in 2022: (a) January, (b) February, (c) March, (d) April, (e) May, (f) June, (g) July, (h) August, (i) September, (j) October, (k) November and (l) December. The white lines from the inside to the outside represent the SPLEZ and the surrounding areas.

The results from the COVID-19 pandemic case study highlight the impact of human activities on the NO₂ concentration in both the SPLEZ and the entire metropolitan area. During the strict lockdown period, pollution reached its minimum levels in the SPLEZ. As certain activities resumed, emissions began to increase again. It is important to note that pollution levels have not yet returned to pre-pandemic levels in subsequent years. This can be attributed not only to meteorological factors but also to the lasting impact of the crisis and the measures that influenced the population's way of life during the new normality.

Previous research relying exclusively on air quality stations data found that high levels of NO₂ in the study area decreased following the implementation of the low-emission policy. This led to pollution levels falling below those in adjacent regions for the first time (Salas et al., 2021). This study complements these findings, suggesting that since the establishment of the SPLEZ, and despite the changes in the traffic restrictions criteria, NO₂ from road transport still plays a significant role in the zone, albeit to a lesser extent than in other regions of the metropolitan area. Remote sensing can detect distribution patterns and spatial differences similar to those observed by ground stations, especially over high pollution thresholds, although not without limitations.

It is necessary to consider that, although NO₂ mainly accumulates in the tropospheric layers, TROPOMI observes the entire atmospheric column, whereas ground-based stations provide surface mixing ratio data. Furthermore, despite its enhanced spatial resolution, the sensor may still face challenges in detecting spatial gradients at a small scale, especially with only one or two daily observations. However, it may be appropriate to allow a descriptive analysis of how emissions distribution can change as a result of policies and regulations, such as the implementation of LEZs. Satellite results were subjected to comparison using in situ data from the air quality stations network, yielding a linear correlation coefficient of 0.72, which is consistent with previous research. This confirms its suitability as a complement to ground level information for assessing the impact of low-emission policies.

CRedit authorship contribution statement

Carlos Morillas: Conceptualization, Data curation, Formal analysis, Investigation, Methodology, Software, Visualization, Writing – original draft. Sergio Alvarez: Conceptualization, Data curation, Formal analysis, Funding acquisition, Project administration, Resources, Software, Visualization, Writing – review & editing. Jose C.M. Pires: Investigation, Methodology, Supervision, Validation, Writing – review & editing. Adrian Jesus Garcia: Investigation, Methodology, Software, Supervision, Writing – review & editing. Sara Martinez: Conceptualization, Data curation, Formal analysis, Project administration, Resources, Validation, Visualization, Writing – original draft.

Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Data availability

Data will be made available on request.

Acknowledgements

This work was financially supported by: Project TED2021-130457A- I00, funded by MCIN/AEI/10.13039/501100011033 and European Union "NextGenerationEU"/PRTR" (Grant ID: Sergio Alvarez). UIDB/ 00511/2020 and UIDP/00511/2020 (LEPABE), and LA/P/0045/2020 (ALiCE), funded by national funds through FCT/MCTES (PIDDAC) (Grant ID: Jose CM Pires).

Appendix A. Supplementary data

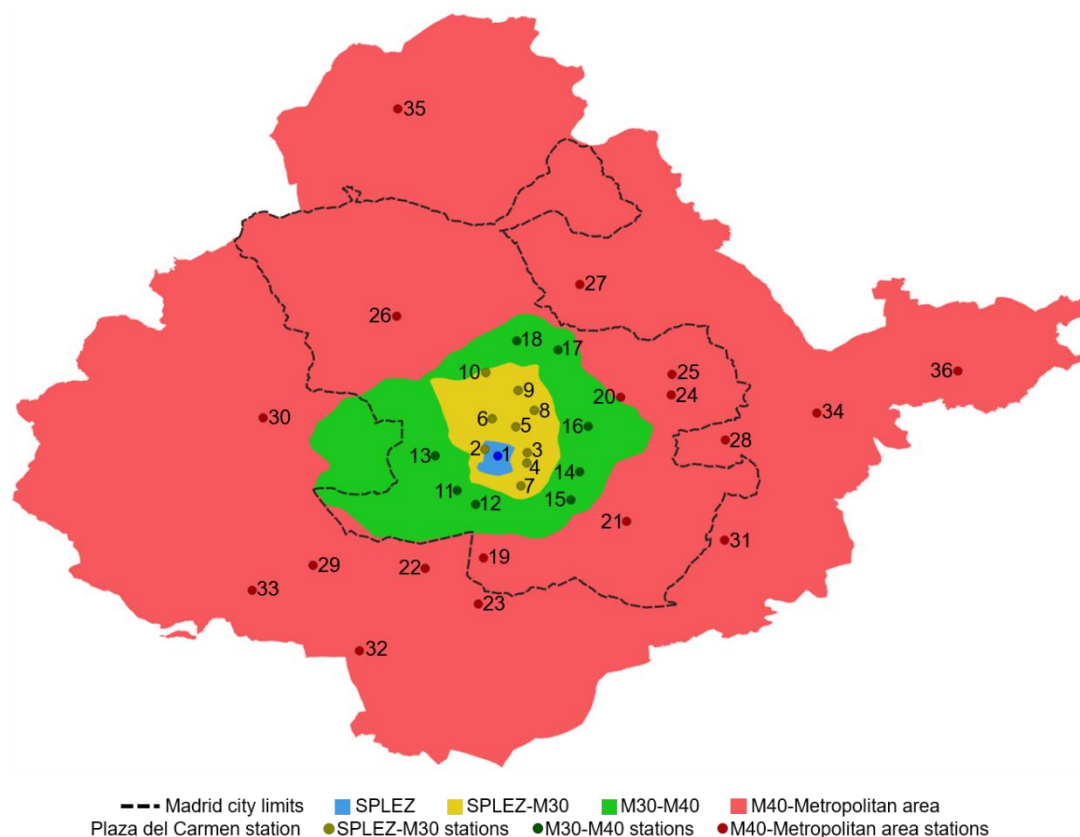


Figure S1: Distribution of the station groups of the air quality network. The numbers correspond to the official codes for the following locations: 1: Plaza del Carmen; 2: Plaza de España; 3: Escuelas Aguirre; 4: Parque del Retiro; 5: Castellana; 6: Cuatro Caminos; 7: Méndez Álvaro; 8: Ramón y Cajal; 9: Plaza Castilla; 10: Barrio del Pilar; 11: Farolillo; 12: Plaza Elíptica; 13: Casa de Campo; 14: Moratalaz; 15: Vallecas; 16: Arturo Soria; 17: Sanchinarro; 18: Tres Olivos; 19: Villaverde; 20: Juan Carlos I; 21: Ensanche de Vallecas; 22: Leganés; 23: Getafe; 24: Urbanización Embajada; 25: Barajas Pueblo; 26: El Pardo; 27: Alcobendas; 28: Coslada; 29: Alcorcón; 30: Majadahonda; 31: Rivas-Vaciamadrid; 32: Fuenlabrada; 33: Móstoles; 34: Torrejón de Ardoz; 35: Colmenar Viejo; 36: Alcalá de Henares.

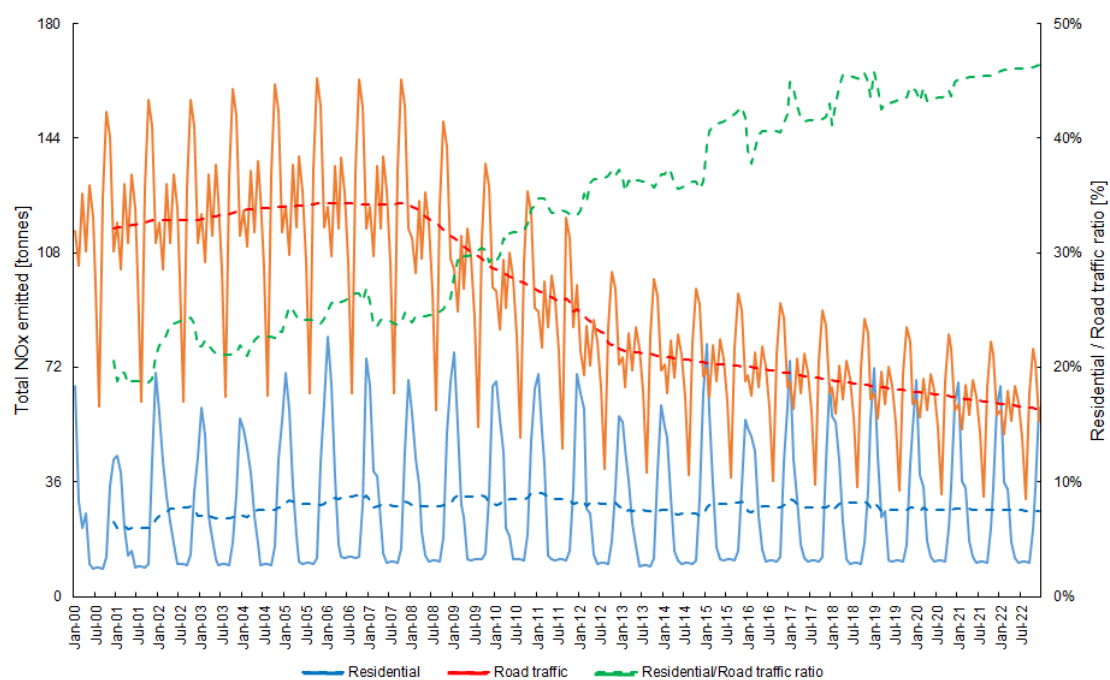


Figure S2: 12-month moving average of residential and road traffic NO_x emissions (tonnes) in the SPLEZ area. Prepared by the authors based on the data provided by CAMS.

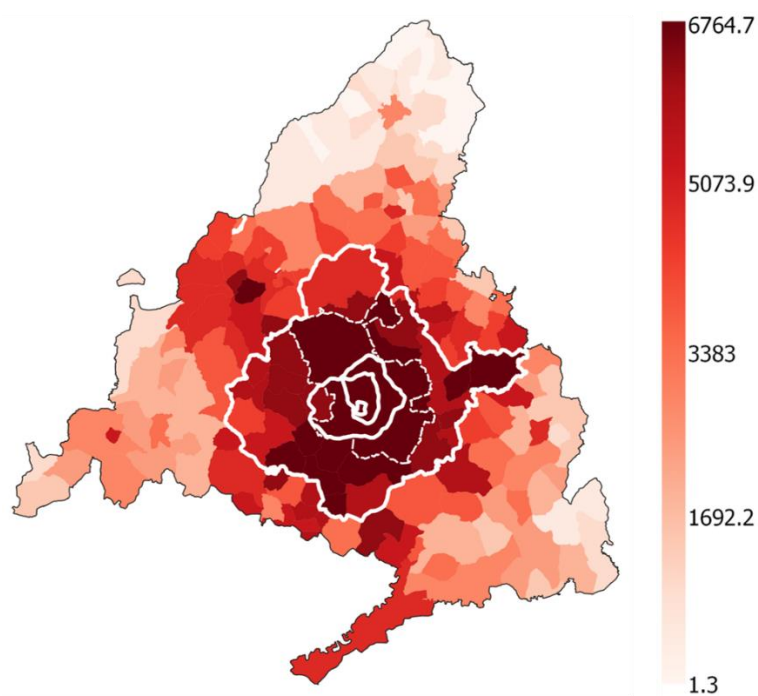


Figure S3: Population density of the Community of Madrid municipalities (people per square kilometer). Solid lines represent the study areas, while dashed lines represent the boundaries of the city of Madrid. Prepared by the authors based on the data provided by MITERD.

Table S1: Linear correlation coefficient (r) between Level-3 tropospheric TROPOMI NO₂ and ground stations data used in every case study. Linear correlation coefficient (r) values were calculated using average data between 12:00 and 4:00 PM.

Region	Station number	Linear correlation coefficient, r
SPLEZ – M30	1	0.74
	2	0.74
	3	0.73
	4	0.79
	5	0.76
	6	0.77
	7	0.77
	8	0.78
	9	0.74
	10	0.74
M30 – M40	11	0.78
	12	0.80
	13	0.76
	14	0.79
	15	0.75
	16	0.80
	17	0.78
	18	0.75
M40 – Metropolitan area	19	0.79
	20	0.82
	21	0.74
	22	0.74
	23	0.75
	24	0.69
	25	0.69
	26	0.79
	27	0.68
	28	0.61
	29	0.73
	30	0.71
	31	0.59
	32	0.76
	33	0.78
	34	0.69
	35	0.47
	36	0.69

References

Bauwens, M., Compernelle, S., Stavrakou, T., Müller, J.F., van Gent, J., Eskes, H., Levelt, P.F., van der A, R., Veefkind, J.P., Vlietinck, J., Yu, H., Zehner, C., 2020. Impact of coronavirus outbreak on NO₂ pollution assessed using TROPOMI and OMI observations. *Geophys. Res. Lett.* 47, e2020GL087978 <https://doi.org/10.1029/2020GL087978>.

Bovensmann, H., Burrows, J.P., Buchwitz, M., Frerick, J., Noël, S., Rozanov, V.V., Chance, K.V., Goede, A.P.H., 1999. SCIAMACHY: mission objectives and measurement modes in: *Journal of the Atmospheric Sciences* Volume 56 issue 2 (1999). *J. Atmos. Sci.* 56, 127–150.

Burrows, J.P., Weber, M., Buchwitz, M., Rozanov, V., Ladstätter-Weißenmayer, A., Richter, A., Debeek, R., Hoogen, R., Bramstedt, K., Eichmann, K.-U., Eisinger, M., Perner, D., Burrows, J.P., Weber, M., Buchwitz, M., Rozanov, V., Ladstätter-Weißenmayer, A., Richter, A., Debeek, R., Hoogen, R., Bramstedt, K., Eichmann, K.-U., Eisinger, M., Perner, D., 1999. The global ozone monitoring Experiment (GOME): mission concept and first scientific results. *JAtS* 56, 151–175. [https://doi.org/10.1175/1520-0469\(1999\)056](https://doi.org/10.1175/1520-0469(1999)056).

Buzikov, S.V., Matushkin, O.P., Jonson, J.E., Borken-Kleefeld, J., Simpson, D., Nyíri, A., Posch, M., Heyes, C., 2017. Impact of doping alumina nanoparticles on spray characteristics of diesel-biodiesel fuel blends Mukul Tomar and Naveen Kumar-Development of a bi-fuel power supply system for a diesel engine Impact of excess NO_x emissions from diesel cars on air quality, public health and eutrophication in Europe. *Environ. Res. Lett.* 12, 94017 <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa8850>.

Cersosimo, A., Serio, C., Masiello, G., 2020. TROPOMI NO₂ tropospheric column data: regridding to 1 km grid-resolution and assessment of their consistency with in situ surface observations, 2020 *Rem. Sens.* 12, 2212. <https://doi.org/10.3390/RS12142212>, 12, 2212.

Cicek, A., Aslan, A., Yazici, K., Savas Koparal, A., 2009. Effects of environmental conditions on historical buildings: lichens and NO_x gases. *Environ. Monit. Assess.* 154, 187–195. <https://doi.org/10.1007/S10661-008-0388-1/METRICS>.

City of Madrid, 2022a. Ordenanza de Movilidad Sostenible 05/10/2018. <https://sede.madrid.es/portal/site/tramites/menuitem.5dd4485239c96e10f7a72106a8a409a0/?vgnnextoid=869e9f757ed6f710VgnVCM1000001d4a900aRCRD&vgnnextchannel=6b3d814231ede410VgnVCM1000000b205a0aRCRD&vgnnextfmt=default>. (Accessed 7 April 2023).

City of Madrid, 2022b. Boletín Oficial del Ayuntamiento de Madrid 21/07/2022. [https://sede.madrid.es/csvfiles/UnidadesDescentralizadas/UDCBOAM/Contenidos/Boletin/2022/Anexos 2022/3.1. Anexo Madrid 360 BOAM_.pdf](https://sede.madrid.es/csvfiles/UnidadesDescentralizadas/UDCBOAM/Contenidos/Boletin/2022/Anexos%2022/3.1.%20Anexo%20Madrid%20360%20BOAM_.pdf). (Accessed 7 April 2023).

City of Madrid, 2023a. Air Quality Data since 2001. <https://datos.madrid.es/portal/site/egob/menuitem.c05c1f754a33a9fbe4b2e4b284f1a5a0/?vgnnextoid=aecb88a7e2b73410VgnVCM2000000c205a0aRCRD&vgnnextchannel=374512b9ace9f310VgnVCM100000171f5a0aRCRD>. (Accessed 17 April 2023).

City of Madrid, 2023b. Average traffic intensity on weekdays data. <https://datos.madrid.es/portal/site/egob/menuitem.c05c1f754a33a9fbe4b2e4b284f1a5a0/?vgnnextoid>

=1a9fd0e209b45410VgnVCM1000000b205a0aRCRD&vgnnextchannel=374512b9ace9f310VgnVCM100000171f5a0aRCRD&vgnnextfmt=default. (Accessed 18 December 2023).

Community of Madrid, 2023. Air Quality Data since 2005. https://datos.comunidad.madrid/catalogo/dataset/calidad_aire_datos_historico (Accessed 17 April 2023).

Contreras, L., Ferri, C., 2016. Wind-sensitive interpolation of urban air pollution forecasts. *Procedia Comput. Sci.* 80, 313–323. <https://doi.org/10.1016/J.PROCS.2016.05.343>.

Embersson, L.D., Ashmore, M.R., Murray, F., Kuylensstierna, J.C.I., Percy, K.E., Izuta, T., Zheng, Y., Shimizu, H., Sheu, B.H., Liu, C.P., Agrawal, M., Wahid, A., Abdel-Latif, N. M., Van Tienhoven, M., De Bauer, L.I., Domingos, M., 2001. Impacts of air pollutants on vegetation in developing countries. *Water Air Soil Pollut.* 130, 107–118. <https://doi.org/10.1023/A:1012251503358/METRICS>.

Eskes, H.J., Eichmann, K.-U., 2018. S5P Mission Performance Centre Nitrogen Dioxide Readme L2. Ministry of Infrastructure and Water Management. Royal Netherlands Meteorological Institute. <https://doi.org/10.5270/S5P-9bnp8q8>.

Eskes, H., Van Geffen, J., Boersma, F., Eichmann, K.-U., Apituley, A., Pedernana, M., Sneep, M., Veefkind, J.P., Loyola, D., 2022. Sentinel-5 Precursor/TROPOMI Level 2 Product User Manual Nitrogen dioxide. Ministry of Infrastructure and Water Management. Royal Netherlands Meteorological Institute. <https://sentinels.copernicus.eu/documents/247904/2474726/Sentinel-5P-Level-2-Product-User-Manual-Nitrogen-Dioxide.pdf/ad25ea4c-3a9a-3067-0d1c-aaa56eb1746b?t=1658312035057>. (Accessed 15 April 2023).

European Union, 2008. Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on Ambient Air Quality and Cleaner Air for Europe. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A32008L0050>. (Accessed 17 April 2023).

European Union, 2022. Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on Ambient Air Quality and Cleaner Air for Europe. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=COM%3A2022%3A542%3AFIN>. (Accessed 17 April 2023).

Google Earth Engine, 2023. Sentinel-5P OFFL NO2: Offline Nitrogen Dioxide. https://developers.google.com/earth-engine/dataset/catalog/COPERNICUS_S5P_OFFL_L3_NO2#description. (Accessed 17 April 2023).

Goldberg, D.L., Anenberg, S.C., Kerr, G.H., Moheggh, A., Lu, Z., Streets, D.G., 2021. TROPOMI NO₂ in the United States: a detailed look at the annual averages, weekly cycles, effects of temperature, and correlation with surface NO₂ concentrations. *Earth's Future* 9, e2020EF001665. <https://doi.org/10.1029/2020EF001665>.

Google Earth Engine, 2023. <https://earthengine.google.com/>. (Accessed 7 April 2023).

Gorai, A.K., Tuluri, F., Tchounwou, P.B., Ambinakudige, S., 2015. Influence of local meteorology and NO₂ conditions on ground-level ozone concentrations in the eastern part of Texas, USA. *Air Qual. Atmos. Heal.* 8, 81–96. <https://doi.org/10.1007/S11869-014-0276-5/FIGURES/8>.

Granier, C., Darras, S., Denier van der Gon, H., Doubalova, J., Elguindi, N., Galle, B., Gauss, M., Guevara, M., Jalkanen, J.-P., Kuenen, J., Lioussé, C., Quack, B., Simpson, D., Sindelarova, K., 2019. The Copernicus Atmosphere Monitoring Service Global and Regional Emissions (April 2019 version). <https://doi.org/10.24380/d0bn-kx16>.

Griffin, D., Zhao, X., McLinden, C.A., Boersma, F., Bourassa, A., Dammers, E., Degenstein, D., Eskes, H., Fehr, L., Fioletov, V., Hayden, K., Kharol, S.K., Li, S.M., Makar, P., Martin, R.V., Mihele, C., Mittermeier, R.L., Krotkov, N., Snee, M., Lamsal, L.N., Linden, M. ter, Geffen, J. van, Veefkind, P., Wolde, M., 2019. High-resolution mapping of nitrogen dioxide with TROPOMI: first results and validation over the Canadian oil sands. *Geophys. Res. Lett.* 46, 1049–1060. <https://doi.org/10.1029/2018GL081095>.

Hakeem, K.R., Sabir, M., Ozturk, M., Akhtar, M.S., Ibrahim, F.H., Ashraf, M., Ahmad, M. S.A., 2017. Nitrate and nitrogen oxides: sources, health effects and their remediation. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 242, 183–217. https://doi.org/10.1007/398_2016_11/COVER.

Huang, W., Li, S., Ravan, S., Wiecek, B., 2023. Air pollution patterns mapping of SO₂, NO₂, and CO derived from TROPOMI over central-East Europe. *Rem. Sens.* 15, 1565. <https://doi.org/10.3390/RS15061565>.

Jeong, U., Hong, H., 2021. Assessment of tropospheric concentrations of NO₂ from the TROPOMI/Sentinel-5 precursor for the estimation of long-term exposure to surface NO₂ over South Korea. *Rem. Sens.* 13, 1877. <https://doi.org/10.3390/RS13101877>.

Khomenko, S., Cirach, M., Pereira-Barboza, E., Mueller, N., Barrera-Gómez, J., Rojas-Rueda, D., de Hoogh, K., Hoek, G., Nieuwenhuijsen, M., 2021. Premature mortality due to air pollution in European cities: a health impact assessment. *Lancet Planet. Health* 5, e121–e134. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(20\)30272-2](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(20)30272-2).

Ku, D., Bencekri, M., Kim, J., Editors, G., Shiun Lim, J., Alafiza Yunus, N., Jaromír Klemeš, J., Lee, Shinhae, Lee, Seungjae, 2020. Review of European Low Emission Zone Policy. *Chem. Eng. Trans.* 78 <https://doi.org/10.3303/CET2078041>.

Levelt, P.F., Van Den Oord, G.H.J., Dobber, M.R., Mäkelä, A., Visser, H., De Vries, J., Stammes, P., Lundell, J.O.V., Saari, H., 2006. The ozone monitoring instrument. *IEEE Trans. Geosci. Rem. Sens.* 44, 1093–1100. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2006.872333>.

Ma, L., Graham, D.J., Stettler, M.E.J., 2021. Has the ultra low emission zone in London improved air quality? *Environ. Res. Lett.* 16, 124001 <https://doi.org/10.1088/1748-9326/AC30C1>.

McDuffie, E.E., Smith, S.J., O'Rourke, P., Tibrewal, K., Venkataraman, C., Marais, E.A., Zheng, B., Crippa, M., Brauer, M., Martin, R.V., 2020. A global anthropogenic emission inventory of atmospheric pollutants from sector- and fuel-specific sources (1970–2017): an application of the Community Emissions Data System (CEDS). *Earth Syst. Sci. Data* 12, 3413–3442. <https://doi.org/10.5194/ESSD-12-3413-2020>.

Ministerio de la Presidencia, Relaciones con las Cortes y Memoria Democrática (MPRCMD), 2020a. Real Decreto 463/2020, de 14 de marzo, por el que se declara el estado de alarma para la gestión de la situación de crisis sanitaria ocasionada por el COVID-19. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2020/03/14/463/con>. (Accessed 7 April 2023).

Ministerio de la Presidencia, Relaciones con las Cortes y Memoria Democrática (MPRCMD), 2020b. Real Decreto-ley 21/2020, de 9 de junio, de medidas urgentes de prevención, contención y coordinación para hacer frente a la crisis sanitaria ocasionada por el COVID-19. https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2020-5895. (Accessed 7 April 2023).

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD), 2021. Demographic data. <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargar/reto-demografico/datos-demograficos.html> (Accessed 18 December 2023).

Ministerio de la Presidencia, Relaciones con las Cortes y Memoria Democrática (MPRCMD), 2018. Orden PCI/810/2018, de 27 de julio, por la que se modifican los anexos II, XI y XVIII del Reglamento General de Vehículos, aprobado por Real Decreto 2822/1998, de 23 de diciembre. https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2018-10856. (Accessed 7 April 2023).

Morillas, C., Alvarez, S., Serio, C., Masiello, G., Martinez, S., 2024. TROPOMI NO₂ Sentinel-5P data in the Community of Madrid: A detailed consistency analysis with in situ surface observations. *Remote Sens. Appl. Soc. Environ.* 33, 101083 <https://doi.org/10.1016/J.RSASE.2023.101083>.

Muñoz Sabater, J., 2019. ERA5-Land Hourly Data from 1950 to Present. <https://doi.org/10.24381/cds.e2161bac>.

Panteliadis, P., Strak, M., Hoek, G., Weijers, E., van der Zee, S., Dijkema, M., 2014. Implementation of a low emission zone and evaluation of effects on air quality by long-term monitoring. *Atmos. Environ.* 86, 113–119. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2013.12.035>.

Qadir, R.M., Abbaszade, G., Schnelle-Kreis, J., Chow, J.C., Zimmermann, R., 2013. Concentrations and source contributions of particulate organic matter before and after implementation of a low emission zone in Munich, Germany. *Environ. Pollut.* 175, 158–167. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2013.01.002>.

QGIS, 2023. <https://www.qgis.org/en/site/> (Accessed 7 April 2023).

Rudke, A.P., Martins, J.A., Hallak, R., Martins, L.D., de Almeida, D.S., Beal, A., Freitas, E. D., Andrade, M.F., Koutrakis, P., Albuquerque, T.T.A., 2023. Evaluating TROPOMI and MODIS performance to capture the dynamic of air pollution in São Paulo state: a case study during the COVID-19 outbreak. *Remote Sens. Environ.* 289, 113514 <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2023.113514>.

Salas, R., Perez-Villadoniga, M.J., Prieto-Rodriguez, J., Russo, A., 2021. Were traffic restrictions in Madrid effective at reducing NO₂ levels? *Transp. Res. Part D Transp. Environ.* 91, 102689. <https://doi.org/10.1016/J.TRD.2020.102689>.

Santos, F.M., Gómez-Losada, A., Pires, J.C.M., 2019. Impact of the implementation of Lisbon low emission zone on air quality. *J. Hazard Mater.* 365, 632–641. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2018.11.061>.

Schneider, P., Hamer, P.D., Kylling, A., Shetty, S., Stebel, K., 2021. Spatiotemporal patterns in data availability of the sentinel-5P NO₂ product over urban areas in Norway. *Rem. Sens.* 13, 2095. <https://doi.org/10.3390/RS13112095>.

Settey, T., Gnap, J., Benová, D., 2019. Examining the impact of the deployment of low emission zones in Europe on the technological readiness of road freight transport. *Transp. Res. Procedia* 40, 481–488. <https://doi.org/10.1016/J.TRPRO.2019.07.070>.

Shah, V., J. Jacob, D., Li, K., Silvern, R., Zhai, S., Liu, M., Lin, J., Zhang, Q., 2020. Effect of changing NO_x lifetime on the seasonality and long-term trends of satellite- observed tropospheric NO₂ columns over China. *Atmos. Chem. Phys.* 20, 1483–1495. <https://doi.org/10.5194/ACP-20-1483-2020>.

Sharifi, A., Felegari, S., 2022. Nitrogen dioxide (NO₂) pollution monitoring with sentinel-5P satellite imagery over during the coronavirus pandemic (case study: Tehran). *Remote Sens. Lett.* 13, 1029–1039. <https://doi.org/10.1080/2150704X.2022.2120780>.

Shaw, S., Van Heyst, B., 2022. An evaluation of risk ratios on physical and mental health correlations due to increases in ambient nitrogen oxide (NO_x) concentrations. *Atmosphere* 13, 967. <https://doi.org/10.3390/ATMOS13060967>.

Su, J.G., Brauer, M., Ainslie, B., Steyn, D., Larson, T., Buzzelli, M., 2008. An innovative land use regression model incorporating meteorology for exposure analysis. *Sci. Total Environ.* 390, 520–529. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2007.10.032>.

Su, T., Li, Z., Kahn, R., 2018. Relationships between the planetary boundary layer height and surface pollutants derived from lidar observations over China: regional pattern and influencing factors. *Atmos. Chem. Phys.* 18, 15921–15935. <https://doi.org/10.5194/ACP-18-15921-2018>.

Tobías, A., Carnerero, C., Reche, C., Massagué, J., Via, M., Minguillón, M.C., Alastuey, A., Querol, X., 2020. Changes in air quality during the lockdown in Barcelona (Spain) one month into the SARS-CoV-2 epidemic. *Sci. Total Environ.* 726, 138540 <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.138540>.

Van Geffen, J.H.G.M., Eskes, H.J., Boersma, K.F., Maasakkers, J.D., Veeffkind, J.P., 2019. TROPOMI ATBD of the Total and Tropospheric NO₂ Data Products. <https://sentinels.copernicus.eu/documents/247904/2476257/Sentinel-5P-TROPOMI-ATBD-NO2-data-products.pdf/7a4fdde7-516e-48e7-bf44-da60c62b1e4d?t=1658312240128>. (Accessed 17 April 2023).

Vîrghileanu, M., Sa˘vulescu, I., Mihai, B.A., Nistor, C., Dobre, R., 2020. Nitrogen dioxide (NO₂) pollution monitoring with sentinel-5P satellite imagery over Europe during the coronavirus pandemic outbreak. *Rem. Sens.* 12, 3575. <https://doi.org/10.3390/RS12213575>.

Williams, J.E., Folkert Boersma, K., Le Sager, P., Verstraeten, W.W., 2017. The high-resolution version of TM5-MP for optimized satellite retrievals: description and validation. *Geosci. Model Dev. (GMD)* 10, 721–750. <https://doi.org/10.5194/GMD-10-721-2017>.

World Health Organization (WHO), 2021. WHO Global Air Quality Guidelines: Particulate Matter (PM_{2.5} and PM₁₀), Ozone, Nitrogen Dioxide, Sulfur Dioxide and Carbon Monoxide. https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/345329/978924_0034228-eng.pdf?sequence=1. (Accessed 17 April 2023).

World Health Organization (WHO) Regional Office for Europe, 2013. Review of evidence on health Aspects of air pollution: REVIHAAP Project: technical report. <https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/341712/WHO-EURO-2013-4101-43860-61757-eng.pdf?sequence=1>. (Accessed 17 April 2023).

Resultado 3: NO₂ data from air quality networks and Sentinel-5P: relationship with O₃ and meteorological variables in the largest cities of Spain

Carlos Morillas^{a*}, Sergio Álvarez^a, José C. M. Pires^{b c}, Adrián Jesús García^{a d}, Sara Martínez^a

^a Department of Land Morphology and Engineering, Universidad Politécnica de Madrid, 28040, Madrid, Spain

^b LEPABE — Laboratory for Process Engineering, Environment, Biotechnology and Energy, Faculty of Engineering, University of Porto, Rua Dr Roberto Frias, 4200-465, Porto, Portugal

^c ALiCE — Associate Laboratory in Chemical Engineering, Faculty of Engineering, University of Porto, Rua Dr. Roberto Frias, 4200-465, Porto, Portugal

^d Detektia Earth Surface Monitoring S.L., Calle Profesor Aranguren, 3, Ciudad Universitaria, 28040 Madrid, Spain

*Corresponding author: Carlos Morillas; c.morillas@upm.es

Artículo en proceso de revisión y pendiente de publicación

Highlights

- Comparison of in situ and satellite NO₂ data with O₃ and meteorological parameters.
- Linear correlation between NO₂ datasets increase with decreasing wind speed.
- NO₂ is highly negatively correlated with O₃ and wind speed data in all cases.
- NO₂ is frequently negatively correlated with temperature and solar radiation.
- Urban meteorology studies are needed for air quality estimation via remote sensing.

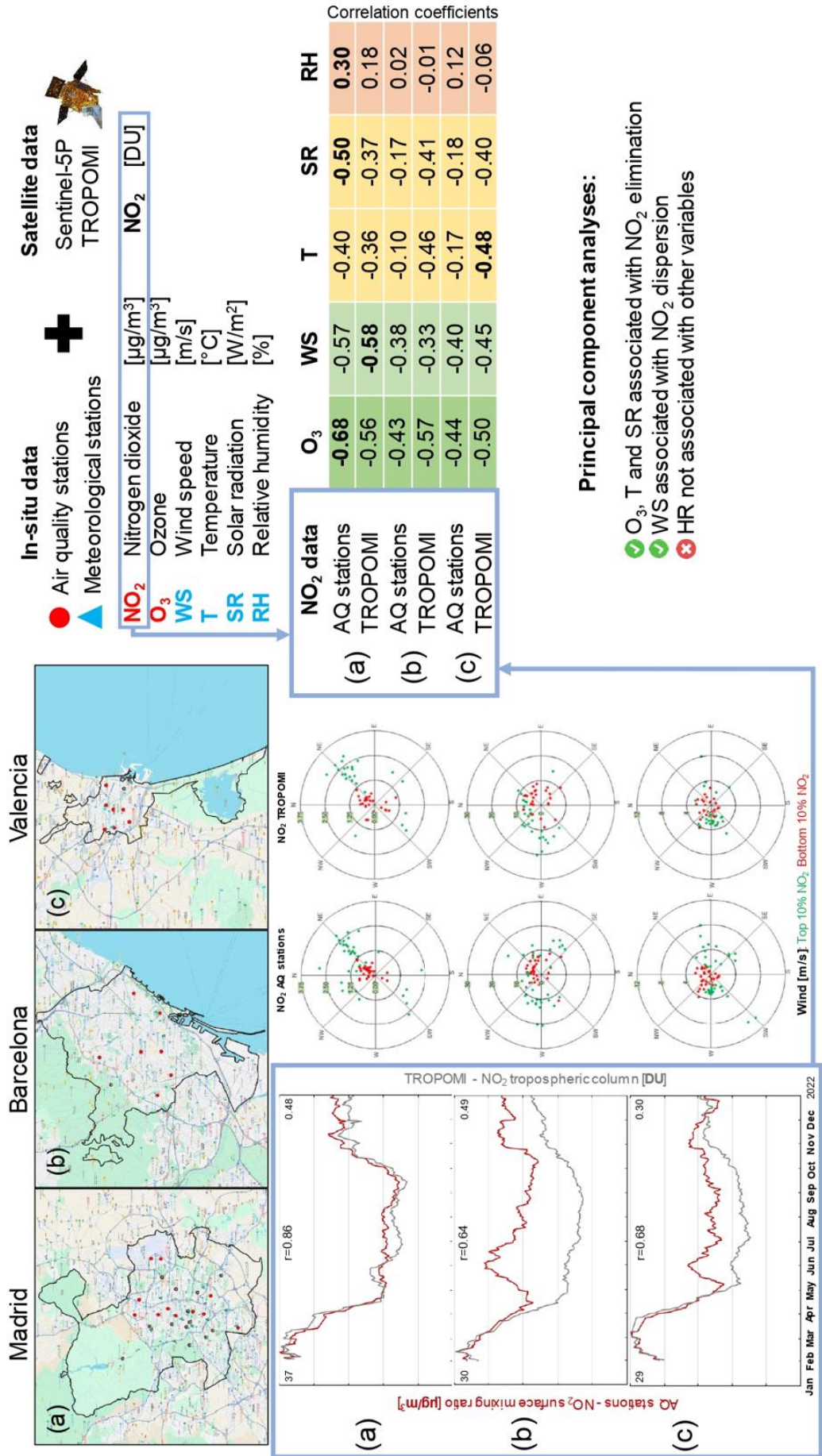
NO₂ data from air quality networks and Sentinel-5P: relationship with O₃ and meteorological variables in the largest cities of Spain

ABSTRACT

In Spain, several major cities have high rates of avoidable deaths due to NO₂ exposure. Understanding NO₂ atmospheric dynamics can support policy action in high pollution scenarios. Recent satellite products have proved useful in characterizing urban atmospheric composition in multiple regions. This study compares NO₂ concentration data from in situ air quality networks and the Copernicus Sentinel-5P satellite in Spain's three largest cities (Madrid, Barcelona, and Valencia) with O₃ levels, wind speed, temperature, relative humidity, and solar radiation from their monitoring stations, and wind direction from the ERA5-Land model. Correlation and principal component analyses determined that O₃ and wind speed were negatively correlated with NO₂ levels in all cases. A similar trend was observed for high temperature and solar radiation in Madrid. Wind direction was decisive for NO₂ distribution in Barcelona and Valencia. Increasing average wind speeds affected the correlation between in situ and satellite NO₂ data (Madrid: $r=0.86$, $v=1.34$ m/s; Valencia: $r=0.68$, $v=2.97$ m/s; Barcelona: $r=0.65$, $v=8.04$ m/s). These relationships offer deeper insights into different air quality scenarios and will become the starting point for surface-level estimations via satellite remote sensing in these and other municipalities lacking air quality monitoring facilities.

Keywords: air quality; meteorological parameters; nitrogen dioxide; satellite data; spatio-temporal correlation.

Graphical abstract



1. Introduction

When assessing air quality, nitrogen oxides (NO_x), which encompass nitrogen monoxide (NO) and nitrogen dioxide (NO₂), emerge as undisputed protagonists with a multifaceted impact. These compounds, resulting from the combination of oxygen and nitrogen at high temperatures, can originate naturally (e.g., lightning, volcanic eruptions, biomass burning) (Martin et al., 2003; Oppenheimer et al., 2005), but their persistence in urban environments stems from the intensive development of activities involving the combustion of fossil fuels (e.g., road transportation, power generation, domestic heating) (McDuffie et al., 2020). Therefore, NO₂ concentration tends to grow with population density (Lamsal et al., 2013).

Once emitted, NO_x rapidly transforms into NO₂, which can have harmful effects on human health by causing diseases of the immune, circulatory, and respiratory systems (Buzikov et al., 2017; Shaw and Van Heyst, 2022; WHO, 2021); on ecosystems, by triggering processes of acidification and eutrophication (Akinawo, 2023; Jonson et al., 2017); and on historical heritage, by accelerating the corrosion of buildings and monuments (Karaca, 2013; Kwon and Cho, 2023). It can further react with other substances and generate secondary pollutants, mainly particulate matter, nitric acid (HNO₃), peroxyacetyl nitrates (PANs), and tropospheric ozone (O₃) (Jenkin, 2004; Liu et al., 2022; Ravina et al., 2022).

Increasing NO₂ pollution in urban environments raises global concern, as 70% of the world's population will live in cities by 2050 (UN, 2018). The European Union has long aimed to tackle this issue. According to current regulations, the annual NO₂ limit value is 40 µg/m³ (EC, 2008). However, plans are underway to halve this threshold in the near future (EC, 2022), with the ultimate goal of eventually meeting the World Health Organization (WHO) recommendation of 10 µg/m³ (WHO, 2021). In Spain, these efforts involve updating legal frameworks (MPJRC, 2021), which advocate for the establishment of low-emission zones in municipalities with over 50,000 inhabitants, and the adoption of more efficient and sustainable transportation models. Yet, Spanish major cities have been identified as some with the highest number of avoidable deaths due to NO₂ in Europe, with Madrid ranking first, Barcelona sixth and Valencia 68th. (Khomenko et al., 2021). Out of the 130 air quality zones designated in Spain in 2022, 30 did not meet the annual limits for NO₂ projected by the European Union, and 84 did not meet those recommended by the WHO (METDC, 2022).

To ensure the ongoing monitoring of air quality and assess the efficacy of new policies, data on pollution levels is gathered via in situ stations (Casquero-Vera et al., 2019). However, in recent years, alternative technologies, such as remote sensing, have emerged as promising tools for conducting equivalent and complementary analyses from a regional standpoint (Morillas et al., 2024a; Zheng et al., 2019), potentially proving beneficial in municipalities lacking extensive air quality monitoring networks. Numerous studies have demonstrated a robust correlation between satellite measurements and data collected from air quality monitoring stations (Cersosimo et al., 2020; Goldberg et al., 2021; Griffin et al., 2019; Ialongo et al., 2020; Jeong and Hong, 2021; Morillas et al., 2024b; Rudke et al., 2023). However, climatic, meteorological, and geographical conditions influence the distribution of air pollution on urban environments, both directly (e.g., dispersion, removal, chemical conversion, changes in mean lifetime) (Giosanu et al., 2021; Giovannini et al., 2020; Rahman et al., 2022; Zhang et al., 2015, 2018) and indirectly (e.g., boundary layer height) (Adams et al., 2023; Barros et al., 2003; Singh, 2019; Su et al., 2018).

This study collects all available meteorological and air quality information from the cities of Madrid, Barcelona and Valencia in 2022 and evaluates their relationship with NO_2 measurements obtained from both monitoring stations networks and the Sentinel-5P satellite. Additionally, surface O_3 concentration data is included due to its strong association with NO_x conversion processes (Pires, 2012). This is the first study to address this comparison using both in-situ and satellite data in Spain.

The objective is to improve understanding of air quality in these locations, where NO_2 is a significant concern, and to serve as a starting point for the calculation of surface-level estimates in these and other Spanish cities.

2. Materials and methods

2.1 Regions of interest and study period

The study regions were the cities of Madrid (3,332,035 inhabitants, Figure 1a), Barcelona (1,660,122, Figure 1b), and Valencia (807,693, Figure 1c) (INE, 2024). The study period covered from January 1st to December 31st, 2022.

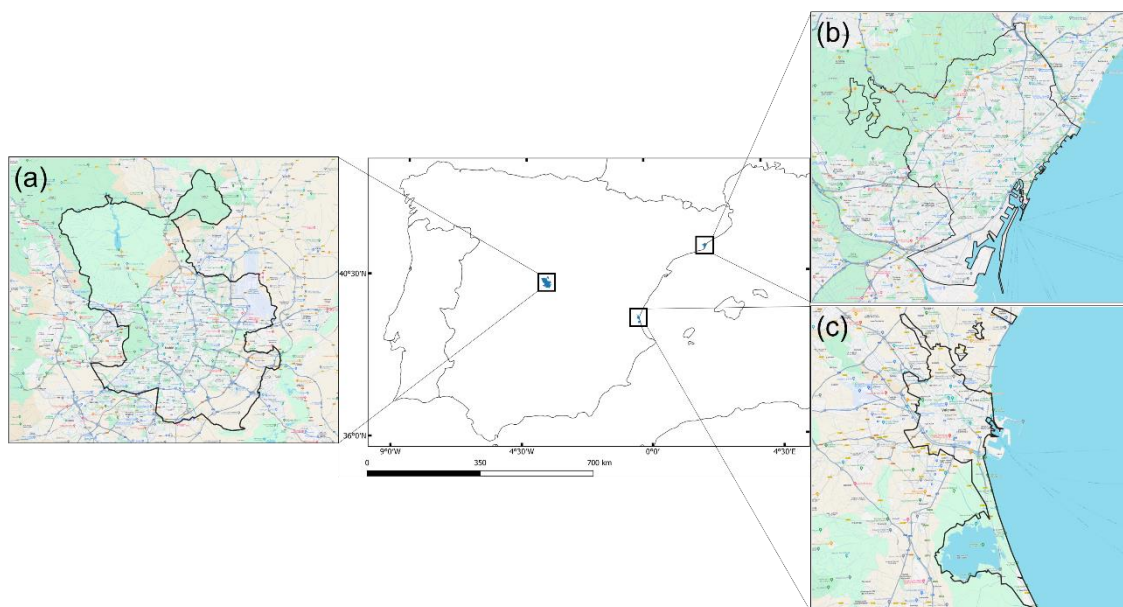


Figure 1.- Geographical location of the cities of (a) Madrid, (b) Barcelona, and (c) Valencia in Spain.

2.2 In situ data

Surface-level NO_2 , O_3 , and all meteorological variables information were obtained from the monitoring stations networks. Hourly NO_2 and O_3 concentrations are typically measured by chemiluminescence analyzers and ultraviolet photometry devices, respectively (David et al., 2015; Maeda et al., 1980), and provide data in mixing ratio units ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Hourly wind speed (m/s), wind direction ($^\circ$), temperature ($^\circ\text{C}$), relative humidity (%) and solar radiation (W/m^2) data were simultaneously available in all three cities. Wind direction data, which can be heavily influenced by the sampling location in urban environments (Ku and Tsai, 2020; Melo et al., 2023) were instead derived from the ERA5-Land hourly model (Muñoz Sabater, 2019), in line with previous research (Cedeno Jimenez and Brovelli, 2023; Petetin et al., 2023). The geographical location of the stations is presented in Figure S1 and data availability is shown in detail in Table S1.

All this information was openly available in all cases (City of Madrid, 2024a, 2024b; Government of Catalonia, 2024; Government of Catalunya, 2024; Government of Valencia, 2024).

2.3 Satellite NO₂ data

TROPOMI (Veefkind et al., 2012), developed jointly by the European Space Agency (ESA) and the Netherlands Space Office, is the sensor aboard the Copernicus Sentinel-5P satellite. Launched into orbit in September 2017, its mission is to monitor atmospheric composition and air quality until the future launches of Sentinel-4 (Caleta et al., 2017) and Sentinel-5 (Irizar et al., 2019). With its capability to measure in the UV (270-500 nm), NIR (675-775 nm) and SWIR (2305-2385 nm) bands, TROPOMI allows observation of a wide range of atmospheric pollutants (Van Geffen et al., 2019). Since June 2018, it has provided openly available daily global imagery, initially at a resolution of 3.5 x 7.5 km², which was subsequently enhanced to 3.5 x 5.5 km² in August 2019. Sentinel-5P operates on a near-polar, sun-synchronous orbit at an altitude of 824 km. It completes 14 orbits per day, with an ascending node equatorial crossing at 13:30 Mean Local Solar Time (Eskes et al., 2022). In Madrid, Barcelona, and Valencia (UTC+1 in winter; UTC+2 in summer), Sentinel-5P overpasses consistently occurred between 12 AM and 4 PM (local time) in 2022. Occasionally, two consecutive orbits may overlap in some regions, resulting in two readings with a 100-minute difference in the same day.

The ESA classifies TROPOMI products into three categories based on the processing level: Level-0, Level-1, and Level-2 (ESA, 2024). Level-2 images include information on aerosol layer height, absorbing aerosol index, and geolocated total columns of carbon monoxide (CO), sulfur dioxide (SO₂), methane (CH₄), formaldehyde (CH₂O), ozone (O₃), and NO₂. These are primarily derived from a DOAS algorithm, similar to other satellite missions (Eskes and Eichmann, 2018; Williams et al., 2017). The images are offered in two versions: near-real-time (NRTI), accessible within 3 hours after sensing, and offline (OFFL), which provide higher data quality but take longer processing times.

In previous studies that worked with TROPOMI images and air quality station data simultaneously, additional processing of the images was carried out, obtaining Level-3 products (Cersosimo et al., 2020; Goldberg et al., 2021). The Level-3 images used in this paper stem from Level-2 products that were further processed using the harp-converter drive tool with the bin-spatial operation, obtaining an orthorectified raster layer in a 0.01 x 0.01 degrees resolution mosaic. High cloud cover, low-quality pixels (<75%), and vertical column density values below -0.001 mol/m² were masked, following the data provider recommendations (Earth Engine Data Catalog, 2024). Original mol/m² units were converted to Dobson units (DU).

2.4 Data processing

The relationship between NO₂ concentration and meteorological parameters was analyzed by (i) representing their temporal evolution, (ii) calculating a linear correlation coefficients (r) matrix, and (iii) comparing top and bottom 10% scenarios of highest and lowest pollution. Subsequently, (iv) a Principal Component Analysis (PCA) was conducted to identify which variables clustered together (Pires et al., 2008a, 2008b).

To enable a direct comparison between both NO₂ data sets, satellite observations were obtained at the precise locations of every air quality monitoring station. Following a similar approach to previous studies (Cedeno Jimenez et al., 2023; Morillas et al., 2024b), regional daily values were calculated by averaging data falling between Sentinel-5P overpass times (12 AM to 4 PM) and removing outliers using a 3 σ (standard deviation)

limit. Scalar averaging was applied for NO₂ and O₃ concentrations, temperature, relative humidity and solar radiation, while vector averaging was performed for wind speed and wind direction. The temporal evolution of all variables was represented using 30-day moving averages.

Given the heavy influence of wind on the transport of atmospheric pollution (Abbassi et al., 2022; Akinyemi et al., 2016; Contreras and Ferri, 2016; Yang et al., 2020), monthly tropospheric NO₂ spatial distributions observed by TROPOMI were compared with wind speed (measured by the meteorological stations) and wind direction (derived from the ERA5 model) data.

3. Results

3.1 Data overview

Table 1 presents the key statistics of all variables in each city. A daily record was available for each dataset, except for the TROPOMI images, which did not always meet quality criteria. NO₂ data from ground stations placed Madrid as the city with the highest pollution levels, being 1.4% higher than those of Barcelona and 22.2% higher than those of Valencia. In the case of TROPOMI observations, the differences were 12.8% and 61.8%, respectively.

Table 2.- Statistical summary of the study variables, where NO₂ AQ represents the average NO₂ concentration measured by the air quality monitoring stations in each city; O₃ AQ represents the average O₃ concentration measured by the air quality monitoring stations in each city; NO₂ TROPOMI represents the average NO₂ concentration observed by TROPOMI at the location of the air quality monitoring stations in each city; and WS, T, RH, and SR represent the average wind speed, temperature, relative humidity, and solar radiation measured by the meteorological stations in each city, respectively. Data were gathered between Sentinel-5P overpass times.

		NO ₂ AQ [µg/m ³]	NO ₂ TROPOMI [DU]	O ₃ AQ [µg/m ³]	WS [m/s]	T [°C]	RH [%]	SR [W/m ²]
Madrid	Average	21.4	0.246	72.8	1.34	20.4	45.5	595
	Min	5.5	0.044	5.3	0.119	6.3	12.5	49.3
	Median	17.7	0.18	72.3	1.21	19.6	41.3	604
	Max	73.1	1.06	147	3.73	37.8	99	977
	Count	365	289	365	365	365	365	365
Barcelona	Average	21.1	0.218	68	8.04	21	57.5	542
	Min	6	0.034	10.3	2.15	6.57	17	22.7
	Median	19.3	0.178	68	7.16	21.2	56.8	497
	Max	72.7	0.881	129	29.6	33.8	98.3	927
	Count	365	286	365	365	365	365	365
Valencia	Average	17.5	0.152	72.2	2.97	22	52.2	522
	Min	2.38	0.026	8.63	0.424	10.1	19.8	16.2
	Median	15.8	0.116	75.1	2.82	22.4	53.2	505
	Max	51.5	0.493	113	10.1	36.1	81.1	900
	Count	365	277	365	365	365	365	365

O₃ concentration values were similar in all three cities, with Madrid presenting the highest average level (72.8 µg/m³), followed by Valencia (72.2 µg/m³) and Barcelona (68 µg/m³). However, the differences between maximum values were larger, being 147 µg/m³ in Madrid, 129 µg/m³ in Barcelona, and 113 µg/m³ in Valencia.

The highest average wind speed was recorded Barcelona (8.04 m/s), as were both extreme values (2.15 m/s and 29.6 m/s). The hottest average temperature took place in Valencia (22 °C), while the annual minimum (6.3 °C) and maximum (37.8 °C) occurred in Madrid. The highest average solar radiation (595 W/m²) and extreme values (49.3 W/m² and 977 W/m²) were also recorded in the capital. Mean relative humidity values were similar across the cities, with slightly higher levels observed in the coastal areas, which exceeded 50%.

3.2 Temporal evolution of study variables

The temporal evolution of in situ and satellite NO₂ concentration data were compared in the first place. The analysis was limited to those cases where both types of observations could be retrieved simultaneously. Tropospheric column density data from TROPOMI displayed a more evident seasonal pattern in all three cities, with higher mean values in autumn and winter. In Madrid, both datasets aligned closely. However, measurements from air quality monitoring stations showed significant spikes in Barcelona and Valencia during warmer months, which were not clearly observed through satellite remote sensing (Figure 2).

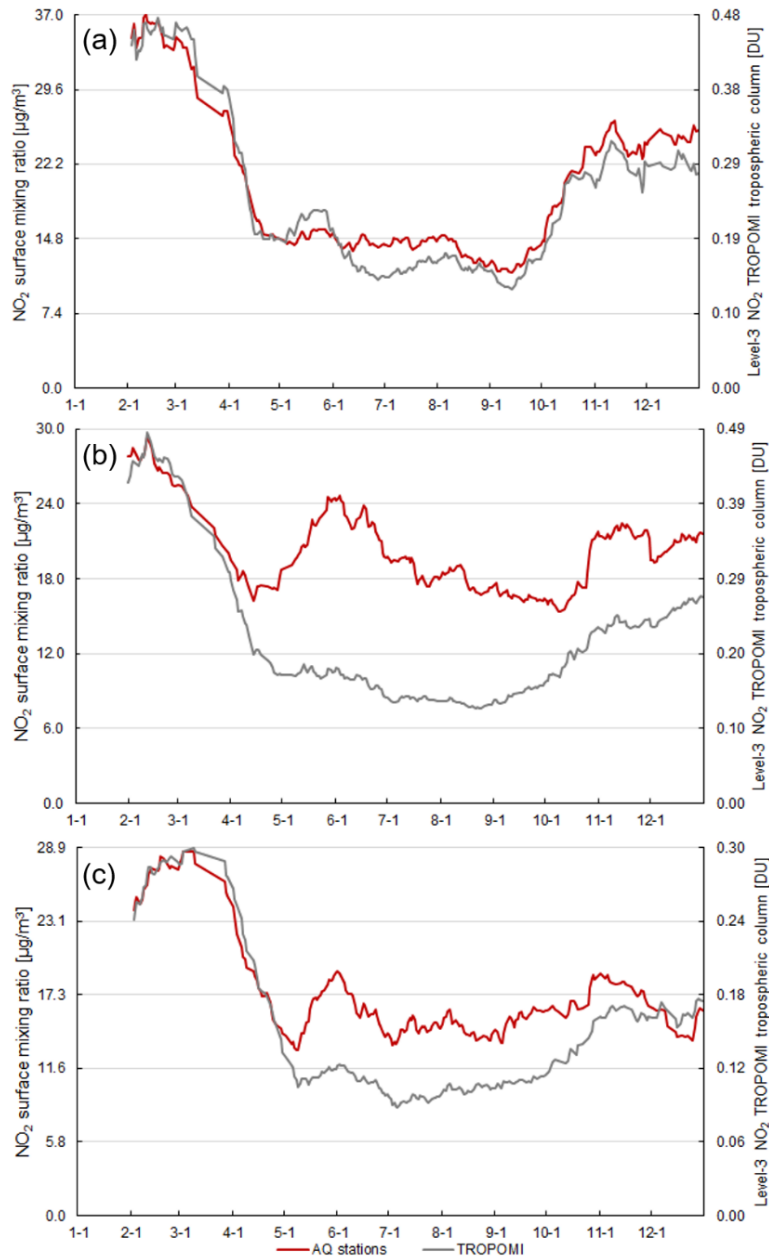


Figure 2.- 30-day moving average of NO₂ concentration measured by the air quality monitoring stations networks and by TROPOMI in (a) Madrid, (b) Barcelona and (c) Valencia in 2022.

The temporal evolution of all rest of variables is depicted in Figure 3.

O₃ surface concentration developed similarly in the three cities. It decreased in colder months and spiked in summer, although this enhancement was more significant in Madrid (Figure 3a).

Wind speed (Figure 3b) and relative humidity (Figure 3d) showed similar patterns in the coastal cities. Wind speed was more intense during spring, and relative humidity maintained a relatively constant distribution, with slight increases in spring and autumn. In contrast, opposite trends were observed in Madrid. Wind speed remained more uniform throughout the year, while relative humidity experienced a significant decrease during the summer.

Temperature (Figure 3c) and solar radiation (Figure 3e) followed similar tendencies in all three cities, increasing from early spring until August as the seasonal decline began.

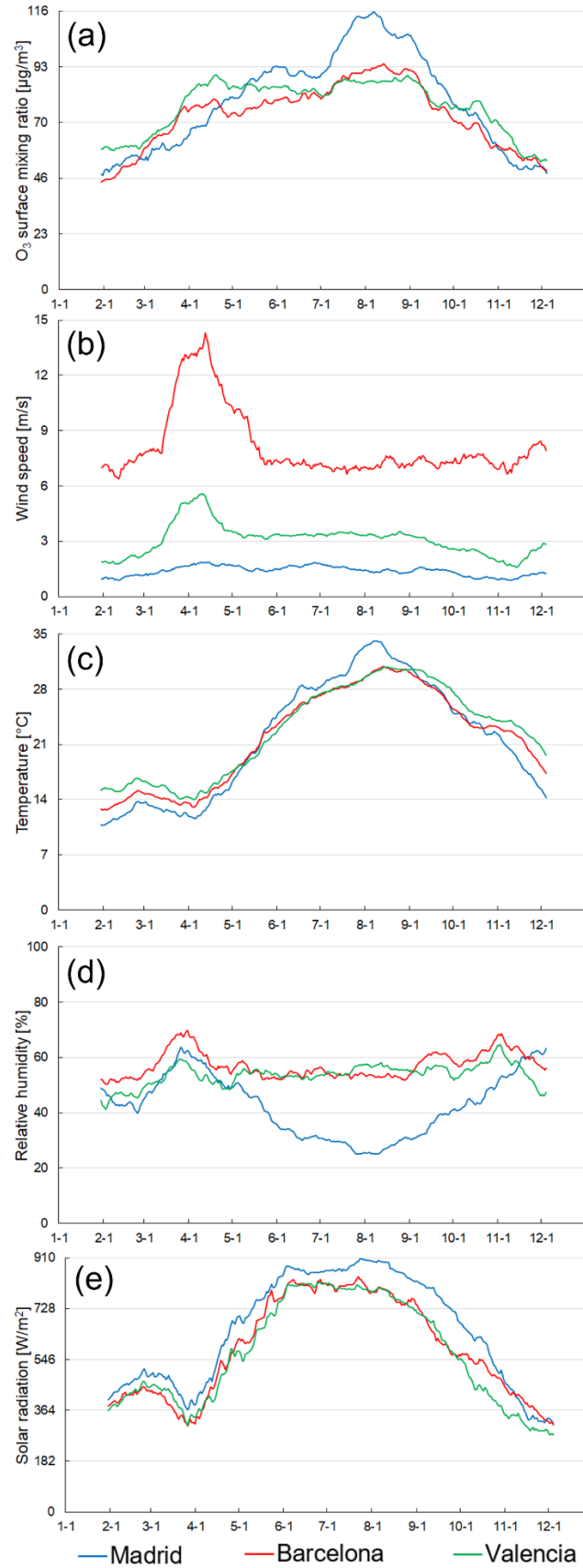


Figure 3.- 30-day moving average of (a) ozone surface concentration, (b) wind speed, (c) temperature, (d) relative humidity, and (e) solar radiation in (blue) Madrid, (red) Barcelona and (green) Valencia in 2022.

Wind distribution is represented separately in Figure 4. In Madrid, 54.5% of wind observations (Figure 4a) were recorded in the N and NE directions, with an average speed of 1.44 m/s. In Barcelona (Figure 4b), 61.1% of observations were recorded between NW and NE directions, with an average speed of 8.63 m/s. In Valencia (Figure 4c), 54.2% of observations were recorded between W and NW directions, with an average speed of 2.73 m/s.

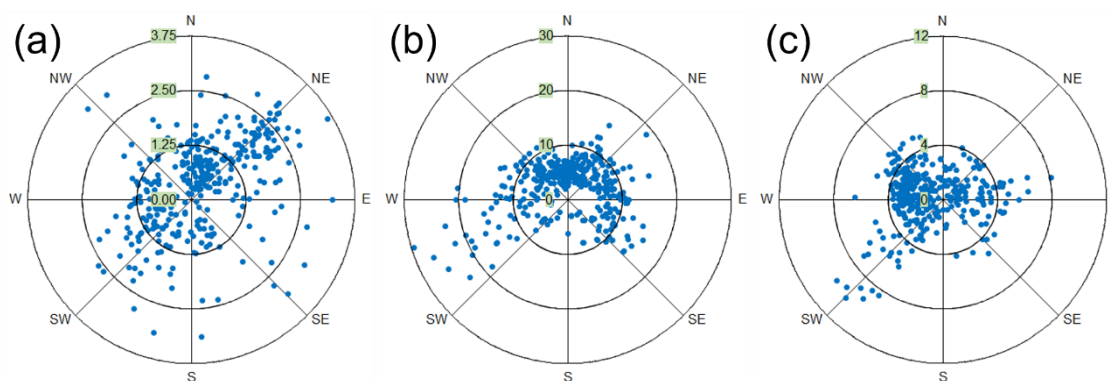


Figure 4.- Distribution of wind speed and direction in 2022 in (a) Madrid, (b) Barcelona and (c) Valencia, where N stands for north (337.5°-22.5°), NE for northeast (22.5°-67.5°), E for east (67.5°-112.5°), SE for southeast (112.5°-157.5°), S for south (157.5°-202.5°), SW for southwest (202.5°-247.5°), W for west (247.5°-292.5°), and NW for northwest (292.5°-337.5°). Each dot represents average wind speed and direction in a day between Sentinel-5P overpass times. The distance to the center corresponds to the speed magnitude, and the angle with respect to the N represents the direction.

3.3 Correlation between NO_2 and meteorological variables

Table 2 shows the correlation coefficient matrix. The first column displays the relationship between both NO_2 datasets, which align with the graphics in Figure 2.

Table 2.- Linear correlation coefficients (r) between NO_2 data from air quality monitoring stations and TROPOMI and between the studied meteorological variables in each city.

		NO_2	O_3	WS	T	RH	SR
Madrid	AQ stations	0.86	-0.68	-0.57	-0.40	0.30	-0.50
	TROPOMI		-0.56	-0.58	-0.36	0.18	-0.37
Barcelona	AQ stations	0.65	-0.43	-0.38	-0.10	0.02	-0.17
	TROPOMI		-0.57	-0.33	-0.46	-0.01	-0.41
Valencia	AQ stations	0.68	-0.44	-0.40	-0.17	0.12	-0.18
	TROPOMI		-0.50	-0.45	-0.48	-0.06	-0.40

In all three cities, O_3 had the strongest correlation with both NO_2 datasets. Wind speed coefficients were close to those of O_3 , and very similar within each location. Temperature results showed greater discrepancies between ground and satellite data in the coastal cities ($r=-0.10$ vs $r=-0.46$ in Barcelona; $r=-0.17$ vs $r=-0.48$ in Valencia). This was also the case for solar radiation ($r=-0.17$ vs $r=-0.41$ in Barcelona; $r=-0.18$ vs $r=-0.40$ in Valencia). Relative humidity was the only variable that showed positive correlation coefficients, which did not exceed $r=0.30$ in any case.

Figure 5 displays the distribution of NO₂ concentration according to wind direction.

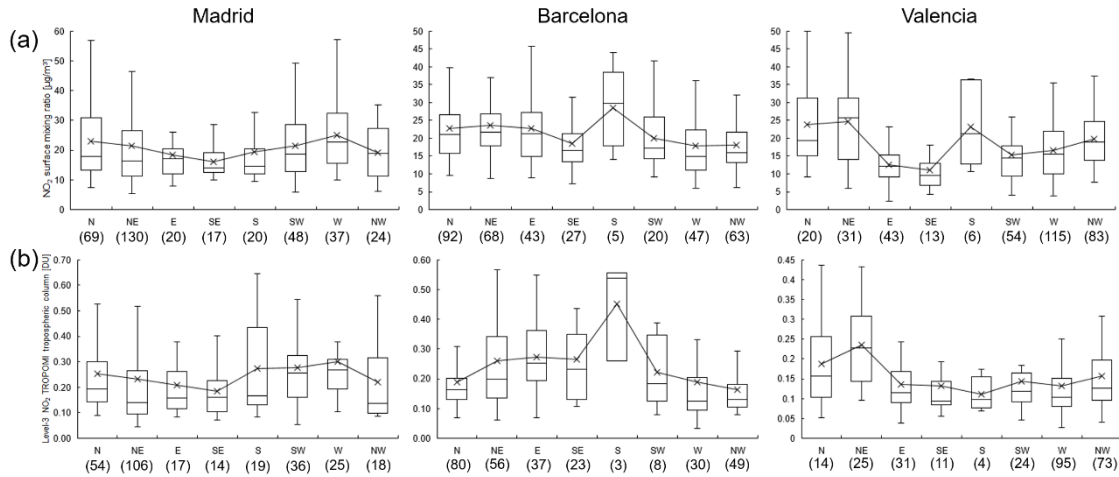


Figure 5.- Boxplot of NO₂ concentration data measured by (a) air quality monitoring stations and (b) TROPOMI depending on wind direction in each city in 2022. The number of cases for each direction is indicated in parentheses.

The results were similar for both air quality monitoring stations (Figure 5a) and TROPOMI (Figure 5b) data. In Madrid, the lowest and highest NO₂ concentrations were observed for the SE (16 µg/m³ and 0.184 DU) and W (25.1 µg/m³ and 0.302 DU) directions respectively, although with very slight differences. In Barcelona, those cases were observed for the NW (18.2 µg/m³ and 0.162 DU) and S (28.4 µg/m³ and 0.451 DU), although this was the least frequent direction. Valencia showed more discrepancies than the rest of the cities, although the highest concentrations were detected for the NE (24.6 µg/m³ and 0.235 DU).

A side by side comparison between Figures S2-S3, Figures S4-S5 and Figures S6-S7 provide a more in-depth analysis of wind on the spatial distribution of NO₂ concentration. In periods of higher speeds and more persistent directions, pollution hotspots tended to shift accordingly. This is particularly noticeable in Barcelona and Valencia, where wind speeds were consistently higher than in Madrid.

3.4 Study variables under extreme NO₂ conditions

Table 3 shows the average conditions in the top 10% and bottom 10% cases of NO₂ pollution.

Table 3.- Average value of all study variables in the top 10% and bottom 10% (in parentheses) NO₂ concentration scenarios observed by air quality monitoring stations and TROPOMI in each city in 2022.

		O ₃ AQ [µg/m ³]	WS [m/s]	T [°C]	RH [%]	SR [W/m ²]
Madrid	AQ stations	31.5 (91.1)	0.57 (1.95)	14.3 (24.4)	56.6 (34.7)	356 (831)
	TROPOMI	40.6 (78.4)	0.6 (2.15)	14.8 (21.9)	46 (45.1)	488 (663)
Barcelona	AQ stations	46 (74.6)	5.31 (11)	18.7 (20.3)	59.2 (56.8)	411 (589)
	TROPOMI	47.3 (80.2)	6.05 (10.9)	15.7 (23.8)	55.6 (61)	454 (657)
Valencia	AQ stations	50.7 (79.8)	1.7 (3.99)	18.7 (22.8)	51.8 (46.5)	412 (576)
	TROPOMI	54.1 (82.8)	1.74 (3.23)	17.2 (24.6)	49.5 (52.8)	440 (666)

In all three cities, top and bottom NO_2 and O_3 concentrations were inversely related. The same pattern was observed for wind speed, temperature, and solar radiation, but not for relative humidity.

Extreme NO_2 data according to wind records are shown in Figure 6. In Madrid, most results accumulated in the NE direction, with wind speed being a determining factor.

Barcelona presented a more scattered distribution: air quality stations (Figure 6a) observed top NO_2 episodes accumulating between the NW and E, while bottom cases depended on wind speed. TROPOMI (Figure 6b), detected most top NO_2 episodes when the wind blew towards the sea, and bottom cases occurred for opposite directions. In Valencia, top NO_2 episodes frequently gathered between the W and NE, while most bottom cases took place towards the W.

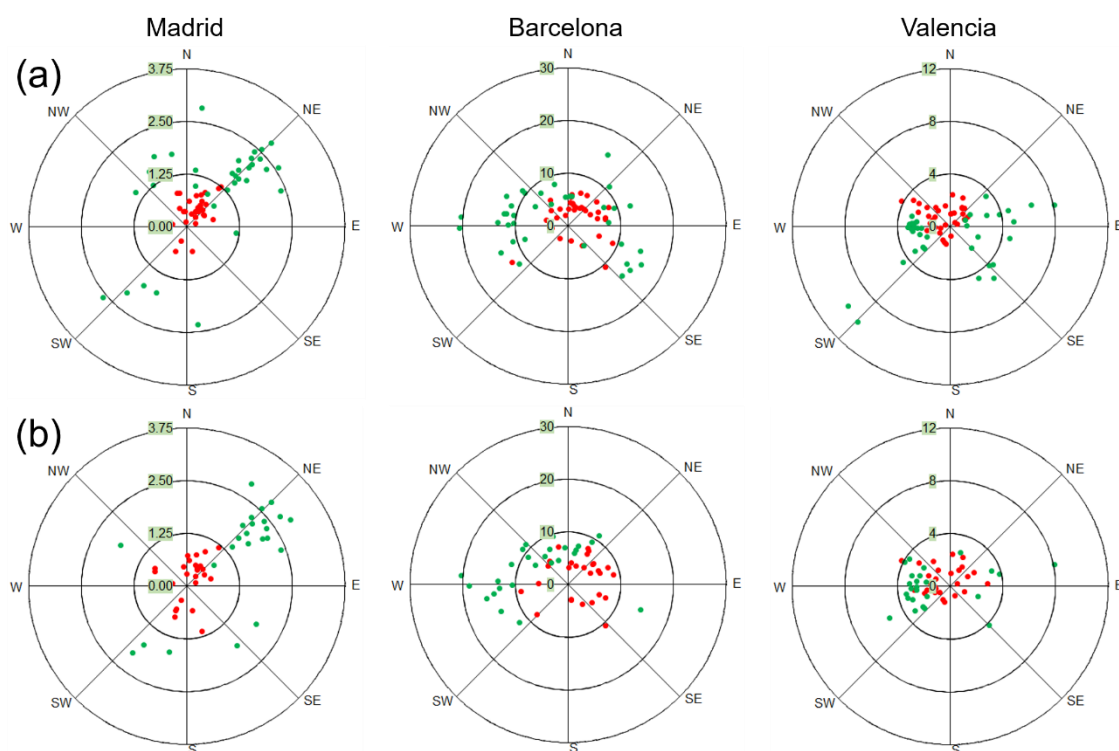


Figure 6.- Wind speed and wind direction records in the top 10% (red) and bottom 10% (green) NO_2 concentration scenarios observed by (a) air quality monitoring stations and (b) by TROPOMI in each city in 2022.

3.5 Principal component analysis

PCAs were conducted in all cases to further analyze patterns between NO_2 concentration and all study variables. Table 4 shows the main results, with the original variables clustered in each principal component.

Table 4.- Main results of the PCA application for the study variables at Madrid, Barcelona, and Valencia for each NO₂ dataset. Values in bold indicate the variables that mostly influence the corresponding principal component.

City	Parameter	AQ stations			TROPOMI		
		PC1	PC2	PC3	PC1	PC2	PC3
Madrid	NO ₂	-0.68	-0.60		-0.59	-0.67	
	O ₃	0.94	0.03		0.93	-0.02	
	Wind Speed	0.29	0.88		0.32	0.84	
	Temperature	0.85	-0.29		0.86	-0.25	
	Relative humidity	-0.84	0.35		-0.81	0.37	
	Solar radiation	0.92	-0.16		0.91	-0.15	
	Eigenvalue	3.70	1.36		3.54	1.39	
	Variance (%)	0.62	0.22		0.59	0.23	
	Cumulative variance (%)	0.62	0.84		0.59	0.82	
Barcelona	NO ₂	-0.35	-0.76	0.08	-0.69	-0.51	-0.14
	O ₃	0.84	0.32	0.13	0.91	0.05	-0.01
	Wind Speed	-0.09	0.85	-0.17	0.09	0.90	-0.30
	Temperature	0.81	-0.18	0.40	0.84	-0.23	0.28
	Relative humidity	-0.53	0.30	0.78	-0.26	0.27	0.91
	Solar radiation	0.92	-0.17	-0.01	0.88	-0.24	-0.07
	Eigenvalue	2.64	1.54	0.82	2.87	1.25	1.02
	Variance (%)	0.44	0.26	0.14	0.48	0.21	0.17
	Cumulative variance (%)	0.44	0.70	0.84	0.48	0.69	0.86
Valencia	NO ₂	-0.59	-0.53	-0.03	-0.74	0.05	
	O ₃	0.83	0.08	0.26	0.81	0.11	
	Wind Speed	0.46	0.71	0.02	0.64	-0.46	
	Temperature	0.68	-0.5	0.19	0.74	0.23	
	Relative humidity	-0.23	-0.05	0.97	0.11	0.92	
	Solar radiation	0.81	-0.42	-0.10	0.84	-0.02	
	Eigenvalue	2.40	1.29	1.02	2.88	1.12	
	Variance (%)	0.40	0.22	0.17	0.48	0.19	
	Cumulative variance (%)	0.40	0.62	0.79	0.48	0.67	

There was a consistent pattern in all performed PCA. O₃ concentration, temperature, and solar radiation were always placed in the same group. Wind speed was also closely related to NO₂ concentration, in agreement with correlation matrix in Table 2. Relative humidity was not associated with other variables.

4. Discussion

The results of this research are based on the officially available meteorological and air quality information in each study region. The most accurate approach to this study was to have simultaneous measurements of NO₂ and meteorological variables at the same locations. However, air quality and meteorological devices are not usually installed at the same points (Figure S2), thus regional average values were obtained.

It should be noted that this study establishes a comparison between NO₂ observations of different nature. Ground stations measure surface-level mixing ratio, while satellites provide atmospheric column density data. Due to the origin and nature of NO₂, which has a short lifetime and mostly accumulates in the troposphere (Lange et al., 2022; Laughner and Cohen, 2019; Shah et al., 2020), both data groups show strong correlations in urban environments.

The linear correlation coefficients between in situ stations and TROPOMI NO₂ data were stronger in Madrid ($r=0.86$) than in Barcelona ($r=0.65$) and Valencia ($r=0.68$). The temporal evolution of NO₂ pollution observed by satellite in all three cities followed a similar seasonal pattern. However, ground stations in Valencia and Barcelona detected an increase during spring that could not be entirely spotted by TROPOMI. This discrepancy may partially be due not only to the influence of meteorological conditions on the NO₂ vertical profile but also to data availability (Table S1). Madrid has a larger in situ data series because its monitoring infrastructure is more extensive and has been active for a long time. On the other hand, Sentinel-5P always provides at least one daily observation (Table 1), which sometimes does not meet the pixel quality criteria (Earth Engine Data Catalog, 2024). The proximity to emission sources must also be considered. Previous studies have found that TROPOMI encounters limitations in detecting spatial gradients of NO₂ concentration at smaller scales, particularly when compared to ground stations influenced by heavily trafficked roads or industrial plants (Goldberg et al., 2021; Morillas et al., 2024b). These discrepancies could be more evident in cities with more limited air quality networks, such as Barcelona and Valencia (8 and 10 stations, respectively, compared to 24 in Madrid).

The geographical location and topography of each settlement can definitely play an important role as well. Madrid is placed in a mountain basin that limits movements between air layers in thermal inversion processes (Su et al., 2008). These conditions facilitate the retrieval of high quality pixel satellite images, resulting in a wider availability of TROPOMI data. Barcelona and Valencia are set at sea level on the Mediterranean coast, and experience more heterogeneous climatic conditions due to their proximity to the coastline. Wind speed data is the most evident case (Figure 4), as stronger winds induce air transport (Figures S2-S3, S4-S5 and S6-S7) and mixing phenomena that hinder the immediate identification of surface-level pollution hotspots and the emission sources within. This may be the main reason that in Madrid, where the average wind speed is lower, in situ and satellite NO₂ datasets align closely with each other, in contrast to the coastal cities. At the same time, this influence on the dispersion of air pollutants is observed in the correlation coefficients in Table 2. In fact, wind speed was the only meteorological variable that yielded similar results in all cases.

The correlation coefficients of temperature and solar radiation with NO₂ data were equivalent, as they are highly related variables. Once emitted, mean NO₂ lifetime is longer in winter than in summer. This difference is attributed to higher exposure to UV radiation during summer months, which triggers photolysis processes and chemical conversion into other substances (Gorai et al., 2015). The photolysis rate depends on the presence of aerosols, solar zenith angle, cloud cover, and temperature itself (Eck et al., 2020; Jayamurugan et al., 2013; Lin and Cheng, 2007). This seasonality is emphasized by the use of domestic heating during cold periods, which adds to the usual road transport activities (Granier et al., 2019; Morillas et al., 2024a).

This is consistent with O₃ concentration results, which presented the strongest negative correlation with both NO₂ datasets. As a photochemical pollutant, tropospheric O₃ is formed secondarily from reactions involving high solar radiation and temperature as well

as other precursor gases, primarily NO_x and volatile organic compounds (VOCs). Thus, tropospheric O₃ levels rise in spring and summer, as opposed to NO₂ (Figure 3a) (Di Bernardino et al., 2023; Ravina et al., 2022). Furthermore, O₃ can undergo titration processes by NO, leading to an increase of NO₂ concentration.

The correlation between temperature and solar radiation with both NO₂ datasets was consistent in Madrid. In Barcelona and Valencia, a stronger correlation was only observed with TROPOMI observations. Notably, the highest average solar radiations were recorded in Madrid (Table 1), with the bottom 10% of NO₂ pollution cases taking place under 831 W/m² (Table 3).

Relative humidity showed no significant relationships with NO₂ pollution levels. In Madrid, a correlation coefficient of $r=0.30$ was observed with air quality stations data (Table 2). Although humidity contributes to atmospheric transport processes through the formation of aerosol particles or wet deposition of pollutants, this value might be likely due to a combination of the seasonal nature of emissions in Madrid and the prevalence of drier weather in the city during summer.

PCA results were coherent with these findings. Two main groups, or principal components, were constantly differentiated: one included O₃ levels, temperature, and solar radiation; and the other, wind speed (Table 4). NO₂ concentration always fell into one of these two clusters, meaning that, to understand its variability and make accurate estimations, their information will be the most important.

Wind direction also plays a key role, but requires a separate analysis of each case. It determines how air masses are distributed away from or towards the sampling points and can significantly influence atmospheric composition, as shown in Figures S2-S3, S4-S5 and S6-S7. Figure 5 depicts a similar distribution of NO₂ levels across wind directions for both data groups. In Madrid, the wind regime (Figure 4a) is shaped by its geographical location (Migoya et al., 2007), set at the base of one of the main mountain chains of the Iberian Peninsula, the Central System, which divide its core from NE to SW. This is the cause of such persistent directions, leading to pollution being more dependent on wind speed (Figure 6). In Barcelona and particularly Valencia, where winds are consistently stronger, these patterns are influenced by their proximity to the coastline. In Barcelona, scenarios of higher pollution were more frequently observed between NW and E, albeit with a widely scattered distribution. In Valencia, the worst air quality cases gathered between the NW and NE directions, and the opposite were found towards the W. This means that in Madrid, knowing the wind direction is not as important as in other locations for characterizing changes in air quality. This means that information on wind direction is essential for characterizing changes in air quality in these locations, but not so much in Madrid.

These findings are consistent with comparable research working with air quality monitoring stations (Zhang et al., 2015) and satellite imagery (Rahman et al., 2022) that emphasize the importance of conducting individual analyses for each study region. In urban settings specifically, the atmospheric composition is shaped by a multitude of interconnected drivers (Elminir, 2005). In the cases referred to here, the most defining variables differ between inland and coastal cities. However, this information is not often considered for activating action protocols in high pollution episodes, and can definitely be used for making surface-level estimations, which might be the focus of future research.

5. Conclusions

Current Spanish action protocols for high NO₂ pollution episodes do not consider meteorological scenarios for the assessment of severity and duration (City of Barcelona, 2024; City of Madrid, 2024c; City of Valencia, 2024). Understanding the atmospheric dynamics of NO₂ in urban environments is key to policymaking and compliance with air quality guidelines. This study explored the relationship between O₃ levels, five meteorological variables (wind speed, wind direction, temperature, relative humidity, and solar radiation), and the average NO₂ concentration from air quality stations and the TROPOMI sensor in the cities of Madrid, Barcelona, and Valencia during 2022. These locations were chosen due to significant NO₂ exposure concerns, which have not been previously addressed by comparing in situ and satellite data. The outcome helps identify the similarities and discrepancies between both datasets for making surface-level estimations.

Regional daily mean values were obtained between Sentinel-5P overpass times, which consistently occur between 12 AM and 4 PM. TROPOMI data was obtained at the geographical position of the air quality monitoring stations. This methodology aligns with previous similar research (Cedeno Jimenez et al., 2023; Lorente et al., 2019).

In Madrid, NO₂ satellite measurements followed a similar trend to in situ data, yielding a high linear correlation coefficient ($r=0.86$). In Barcelona ($r=0.65$) and Valencia ($r=0.68$) most discrepancies were found during warmer months. A preliminary statistical analysis revealed that Madrid's meteorological profile was also more stable than that of coastal cities, especially regarding wind speed and direction, which are heavily influenced by the geographical location and orographic configuration. Their effect on the NO₂ formation, removal, mixing or transport affects the relationship between atmospheric column and surface concentrations. As the average wind speed increased, the correlation between NO₂ datasets decreased. The emissions profile of each location (which depend on the activity and time of year) and data availability must also be considered. Madrid has a network of 24 air quality stations for NO₂, compared to 8 in Barcelona and 10 in Valencia. Their proximity to emission sources can limit the comparison, since small spatial gradients are hardly noticeable via satellite. Besides, the availability of Sentinel-5P images varied across locations due to pixel quality criteria.

A correlation analysis showed that increased O₃ pollution and wind speed were linked to lower NO₂ concentrations in all three cities for both datasets. This is due to O₃ and NO₂ being involved in opposite formation processes, and wind speed promoting their dispersion. Temperature and solar radiation also presented an inverse relationship, as they trigger NO₂ photolysis (hence O₃ formation). However, the results using in situ and satellite data were only comparable in Madrid. The distribution of NO₂ concentration based on wind direction showed an overall good agreement, although air quality in Madrid was more dependent on wind speed. Relative humidity did not show significant correlations in any case. The PCA identified and confirmed those connections, with slight differences across cities and datasets. NO₂ was consistently associated with two clusters, one formed by O₃ concentration, temperature and solar radiation, and the other by wind speed.

These variations emphasize the need to study each location in order to evaluate the impact of meteorology on atmospheric pollution. According to the above results, the most influential study variables in air quality are O₃, wind speed, temperature and solar radiation in Madrid; and O₃, wind speed and wind direction in Barcelona and Valencia. Due to their consistency with in situ and satellite NO₂ datasets, this information is of great

value to make accurate surface-level estimations, which will be the target of further research.

Future efforts should also focus on studying land cover, land use and other existing features to better describe the role of anthropogenic factors in the regional distribution of NO₂. Surface-level data from other pollutants (e.g., particulate matter, SO₂, CO), could be of interest to gain insight into atmospheric conversion and removal processes. Eventually, air quality studies conducted via remote sensing will be particularly valuable in regions lacking monitoring infrastructure and for assessing the effectiveness of impact and mitigation policies from a regional perspective. This is especially relevant in Spain's current context, where legislation is being adapted to the European 2030 climate and energy framework.

CRedit authorship contribution statement

Conceptualization, S.M., S.A. and C.M.; methodology, C.M., J.P., and A.G.; software, S.A., C.M. and A.G.; validation, S.M. and J.P.; formal analysis, C.M., S.M. and S.A.; investigation, C.M., J.P. and A.G.; resources, S.M. and S.A.; data curation, C.M., S.M. and S.A.; writing—original draft preparation, C.M. and S.M.; writing—review and editing, S.A., J.P. and A.G.; visualization, C.M., S.M. and S.A.; supervision, J.P. and A.G.; project administration, S.M. and S.A.; funding acquisition, S.A. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Data availability

Data will be made available on request.

Acknowledgements

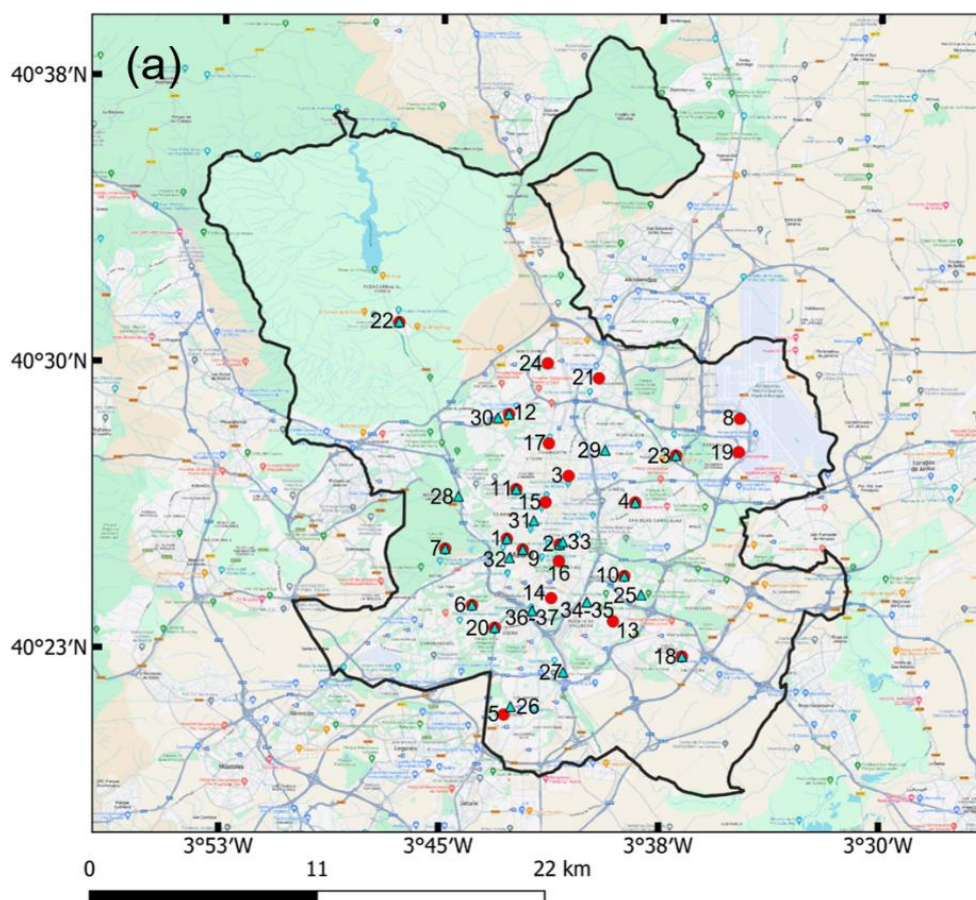
This work was supported by: (i) Project TED2021-130457A-I00, funded by MCIN/AEI/10.13039/501100011033 and European Union "NextGenerationEU"/PRTR" (Grant ID: Sergio Alvarez); (ii) UIDB/00511/2020 (DOI: 10.54499/UIDB/00511/2020) and UIDP/00511/2020 (DOI: 10.54499/UIDP/00511/2020, LEPABE), and LA/P/0045/2020 (DOI: 10.54499/LA/P/0045/2020, ALiCE), funded by national funds through FCT/MCTES (PIDDAC) (Grant ID: Jose CM Pires).

Appendix A. Supplementary data

Table S1.- Air quality monitoring stations, meteorological stations, and data availability in each city under study. Station numbers correspond to those displayed in Figure S1.

City	Number	Station Name	Type	Parameter availability						
				NO ₂	O ₃	WS	WD	T	RH	SR
Madrid	1	Plaza España	AQ+Meteo	Yes	No	No	No	Yes	No	No
	2	Escuelas Aguirre	AQ+Meteo	Yes	Yes	No	No	Yes	Yes	No
	3	Ramón y Cajal	AQ	Yes	No	No	No	No	No	No
	4	Arturo Soria	AQ+Meteo	Yes	Yes	No	No	Yes	Yes	No
	5	Villaverde	AQ	Yes	Yes	No	No	No	No	No
	6	Farolillo	AQ+Meteo	Yes	Yes	No	No	Yes	No	No
	7	Casa de Campo	AQ+Meteo	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
	8	Barajas Pueblo	AQ	Yes	Yes	No	No	No	No	No
	9	Plaza del Carmen	AQ+Meteo	Yes	Yes	No	No	Yes	Yes	No
	10	Moratalaz	AQ+Meteo	Yes	No	No	No	Yes	Yes	No
	11	Cuatro Caminos	AQ+Meteo	Yes	No	No	No	Yes	Yes	No
	12	Barrio del Pilar	AQ+Meteo	Yes	Yes	No	No	Yes	Yes	No
	13	Vallecas	AQ	Yes	No	No	No	No	No	No
	14	Méndez Álvaro	AQ	Yes	No	No	No	No	No	No
	15	Castellana	AQ	Yes	No	No	No	No	No	No
	16	Retiro	AQ	Yes	Yes	No	No	No	No	No
	17	Plaza Castilla	AQ	Yes	No	No	No	No	No	No
	18	Ensanche de Vallecas	AQ+Meteo	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
	19	Urbanización Embajada	AQ	Yes	No	No	No	No	No	No
	20	Plaza Elíptica	AQ+Meteo	Yes	No	Yes	Yes	Yes	Yes	No
	21	Sanchinarro	AQ	Yes	No	No	No	No	No	No
	22	El Pardo	AQ+Meteo	Yes	Yes	No	No	Yes	Yes	No
	23	Juan Carlos I	AQ+Meteo	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
	24	Tres Olivos	AQ	Yes	Yes	No	No	No	No	No
	25	J.M.D. Moratalaz	Meteo	No	No	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
	26	J.M.D. Villaverde	Meteo	No	No	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
	27	E.D.A.R. La China	Meteo	No	No	Yes	Yes	No	No	No
	28	C.M. Acústica	Meteo	No	No	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
	29	J.M.D. Hortaleza	Meteo	No	No	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
	30	Peñagrande	Meteo	No	No	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
	31	J.M.D. Chamberí	Meteo	No	No	No	No	Yes	Yes	No
	32	J.M.D. Centro	Meteo	No	No	No	No	Yes	Yes	No
	33	J.M.D. Chamartín	Meteo	No	No	No	No	Yes	Yes	No
	34	J.M.D. Vallecas 1	Meteo	No	No	No	No	Yes	Yes	No
	35	J.M.D. Vallecas 2	Meteo	No	No	No	No	Yes	Yes	No
	36	Matadero 1	Meteo	No	No	No	No	Yes	Yes	No
	37	Matadero 2	Meteo	No	No	No	No	Yes	Yes	No
Barcelona	1	Poblenou	AQ	Yes	No	No	No	No	No	No
	2	Sants	AQ	Yes	No	No	No	No	No	No
	3	Eixample	AQ	Yes	Yes	No	No	No	No	No

	4	Palau Reial	AQ	Yes	Yes	No	No	No	No	No
	5	Gràcia-Sant Gervasi	AQ	Yes	Yes	No	No	No	No	No
	6	Ciutadella	AQ	Yes	Yes	No	No	No	No	No
	7	Parc Vall Hebron	AQ	Yes	Yes	No	No	No	No	No
	8	Observatori Fabra	AQ+Meteo	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
	9	Zoo	Meteo	No	No	No	No	Yes	Yes	No
	10	El Raval	Meteo	No	No	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
	11	Zona Universitària	Meteo	No	No	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
Valencia	1	Avenida França	AQ+Meteo	Yes	Yes	Yes	Yes	No	No	No
	2	Bulevard Sud	AQ	Yes	Yes	No	No	No	No	No
	3	Centre	AQ	Yes	No	No	No	No	No	No
	4	Molí del Sol	AQ	Yes	Yes	No	No	No	No	No
	5	Nazaret Met-2	Meteo	No	No	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
	6	Pista de Silla	AQ	Yes	Yes	No	No	No	No	No
	7	Politécnic	AQ	Yes	Yes	No	No	No	No	No
	8	Vivers	AQ	Yes	Yes	No	No	No	No	No
	9	Olivereta	AQ	Yes	No	No	No	No	No	No
	10	Port llit antic Túria	AQ+Meteo	Yes	No	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
	11	Port Moll Trans. Ponent	AQ+Meteo	Yes	No	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
	12	Conselleria Meteo	Meteo	No	No	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes



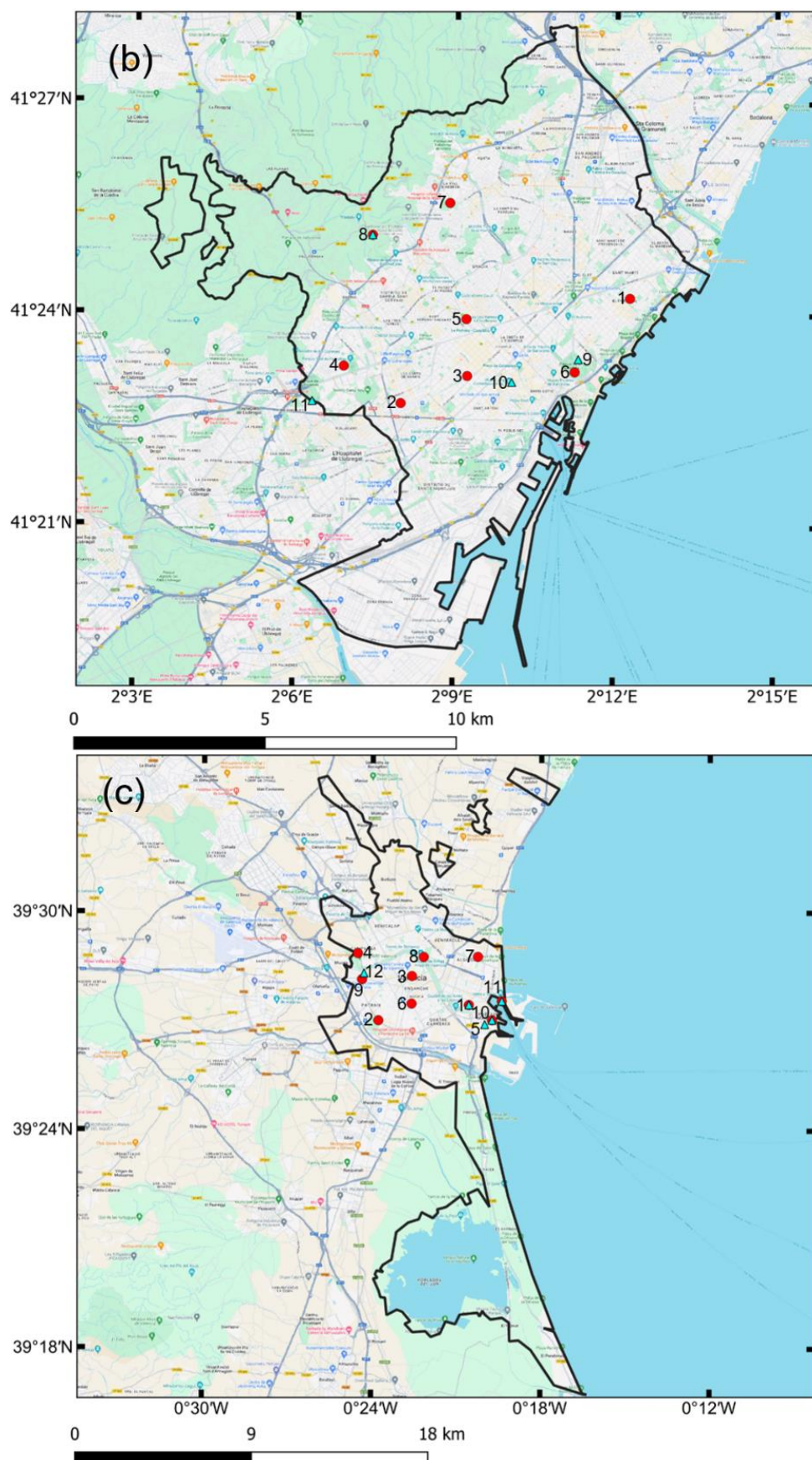


Figure S1.- Geographical location of air quality monitoring stations (red circles) and meteorological stations (blue triangles) in the cities of (a) Madrid, (b) Barcelona, and (c) Valencia. Numbers correspond to those displayed in Table S1.

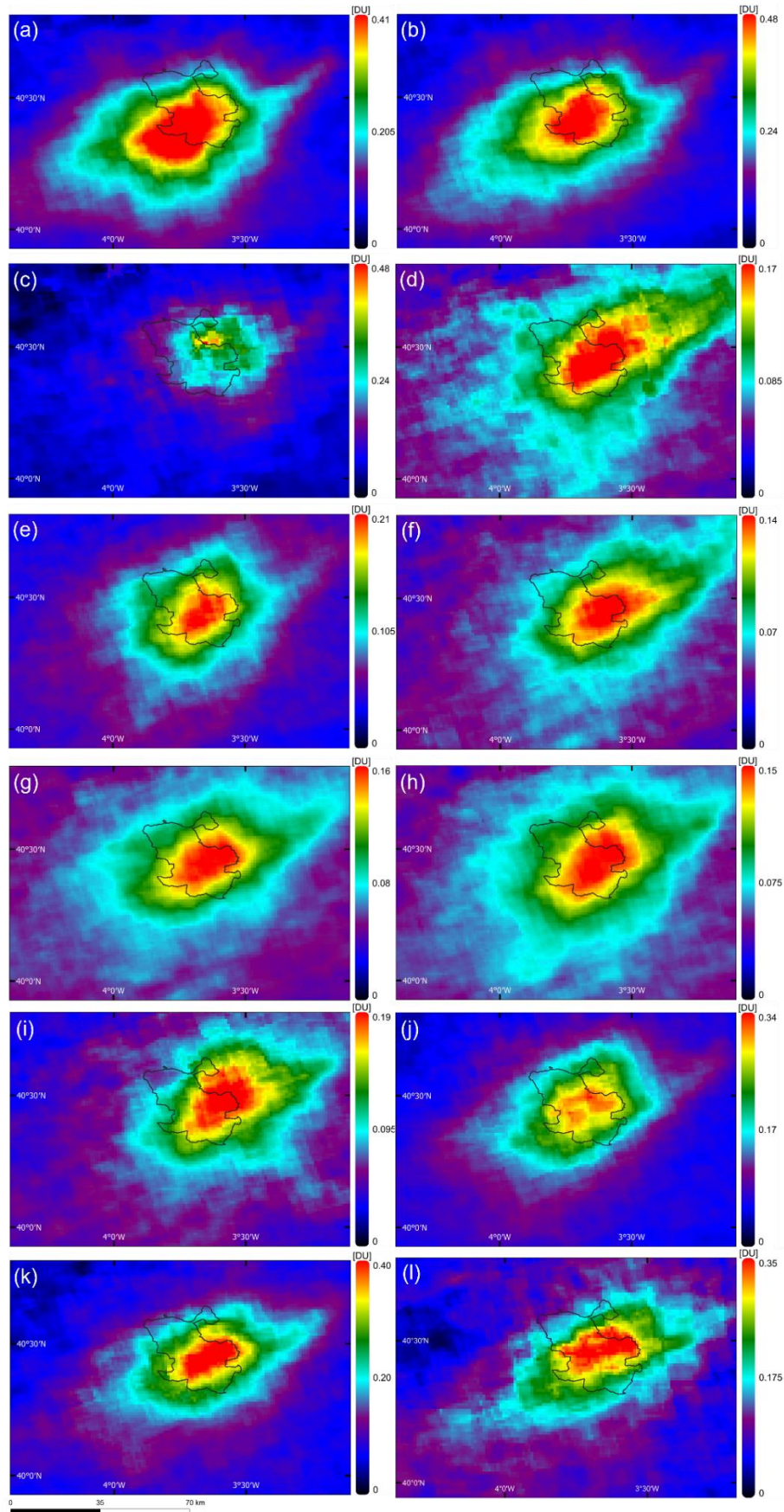


Figure S2.- Monthly maps of mean tropospheric TROPOMI NO₂ column (DU) over Madrid and its surroundings in (a) January, (b) February, (c) March, (d) April, (e) May, (f) June, (g) July, (h) August, (i) September, (j) October, (k) November and (l) December of 2022. Black lines represent the city limits.

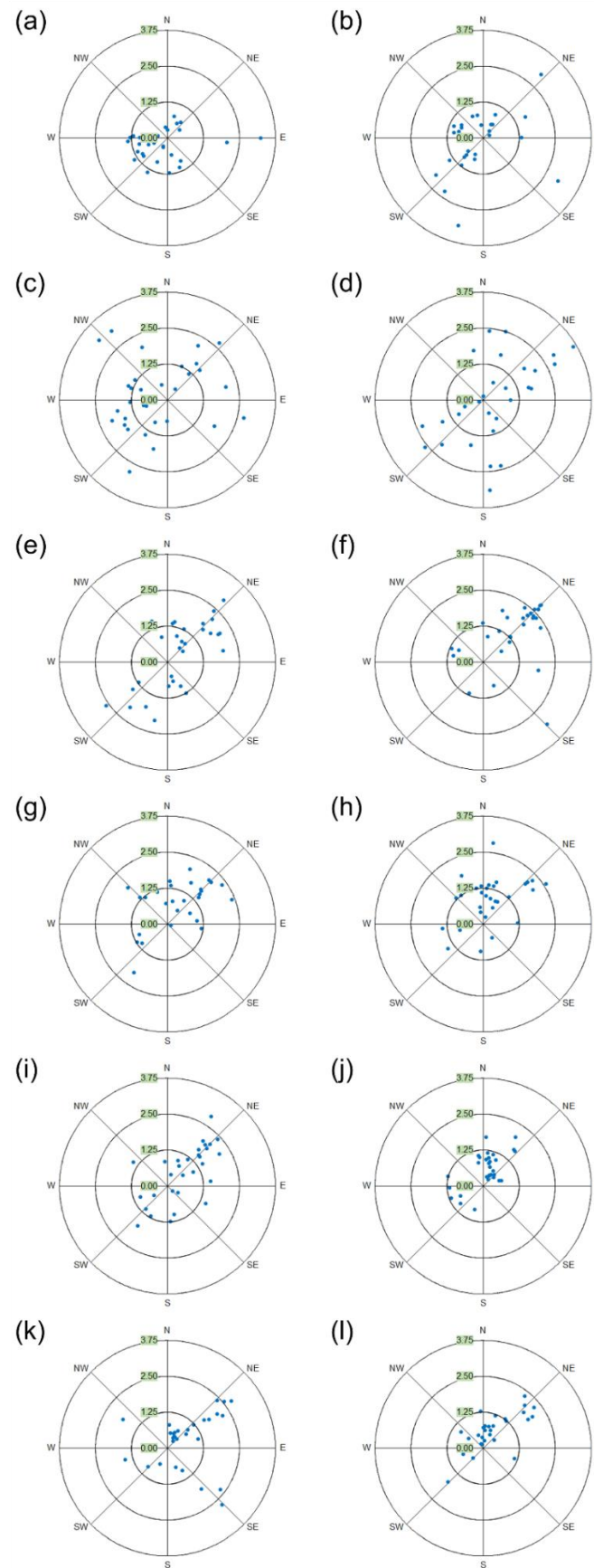


Figure S3.- Monthly distribution of wind distribution in Madrid in 2022: January (a), February (b), March (c), April (d), May (e), June (f), July (g), August (h), September (i), October (j), November (k), December (l). Blue dots represent average wind speed and direction in a day between Sentinel-5P overpass times.

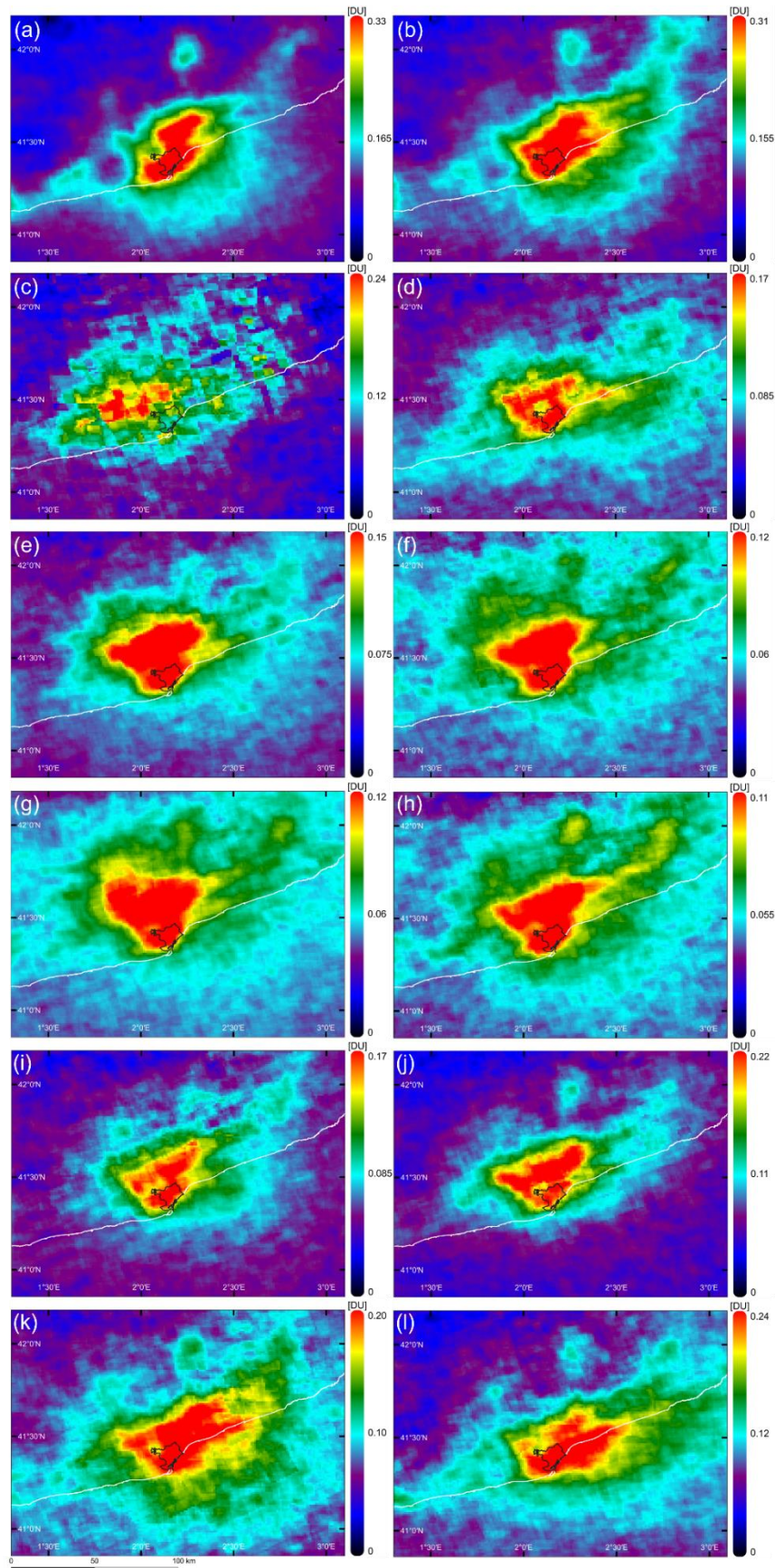


Figure S4.- Monthly maps of mean tropospheric TROPOMI NO₂ column (DU) over Barcelona and its surroundings in (a) January, (b) February, (c) March, (d) April, (e) May, (f) June, (g) July, (h) August, (i) September, (j) October, (k) November and (l) December of 2022. Black lines represent the city limits. White lines represent the coastline.

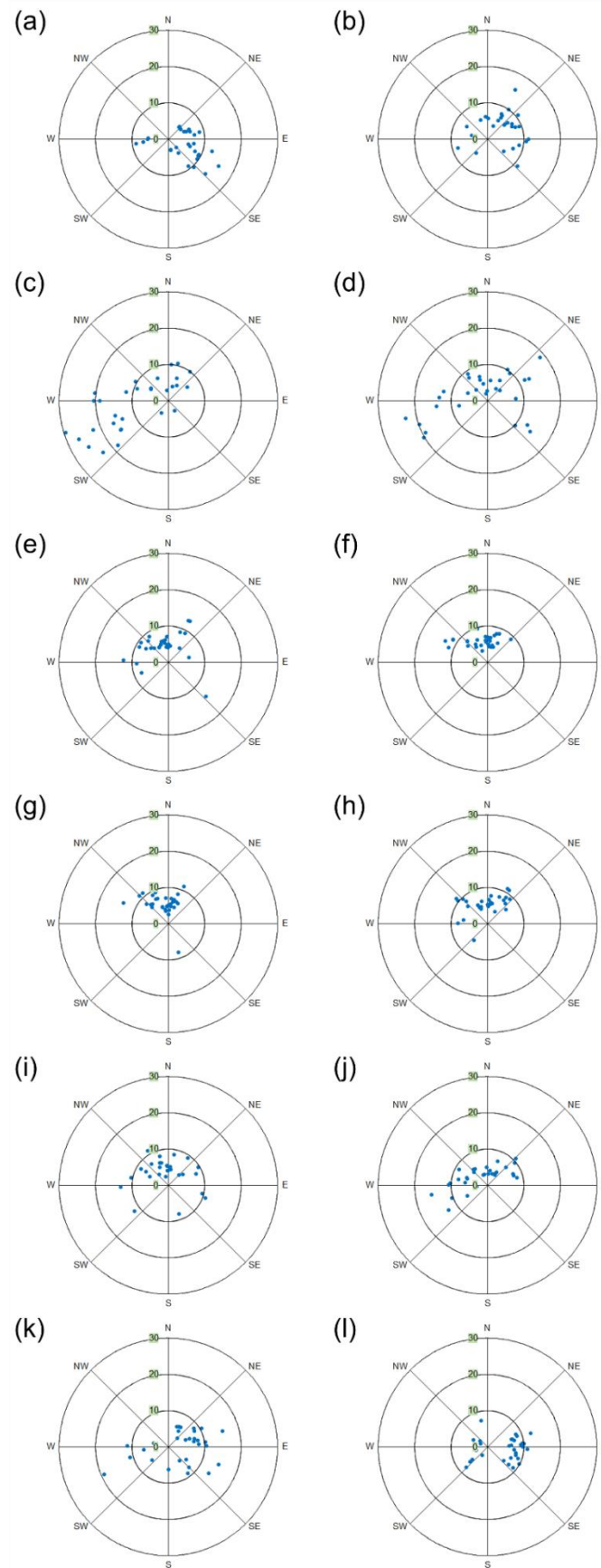


Figure S5.- Monthly distribution of wind distribution in Barcelona in 2022: January (a), February (b), March (c), April (d), May (e), June (f), July (g), August (h), September (i), October (j), November (k), December (l). Blue dots represent average wind speed and direction in a day between Sentinel-5P overpass times.

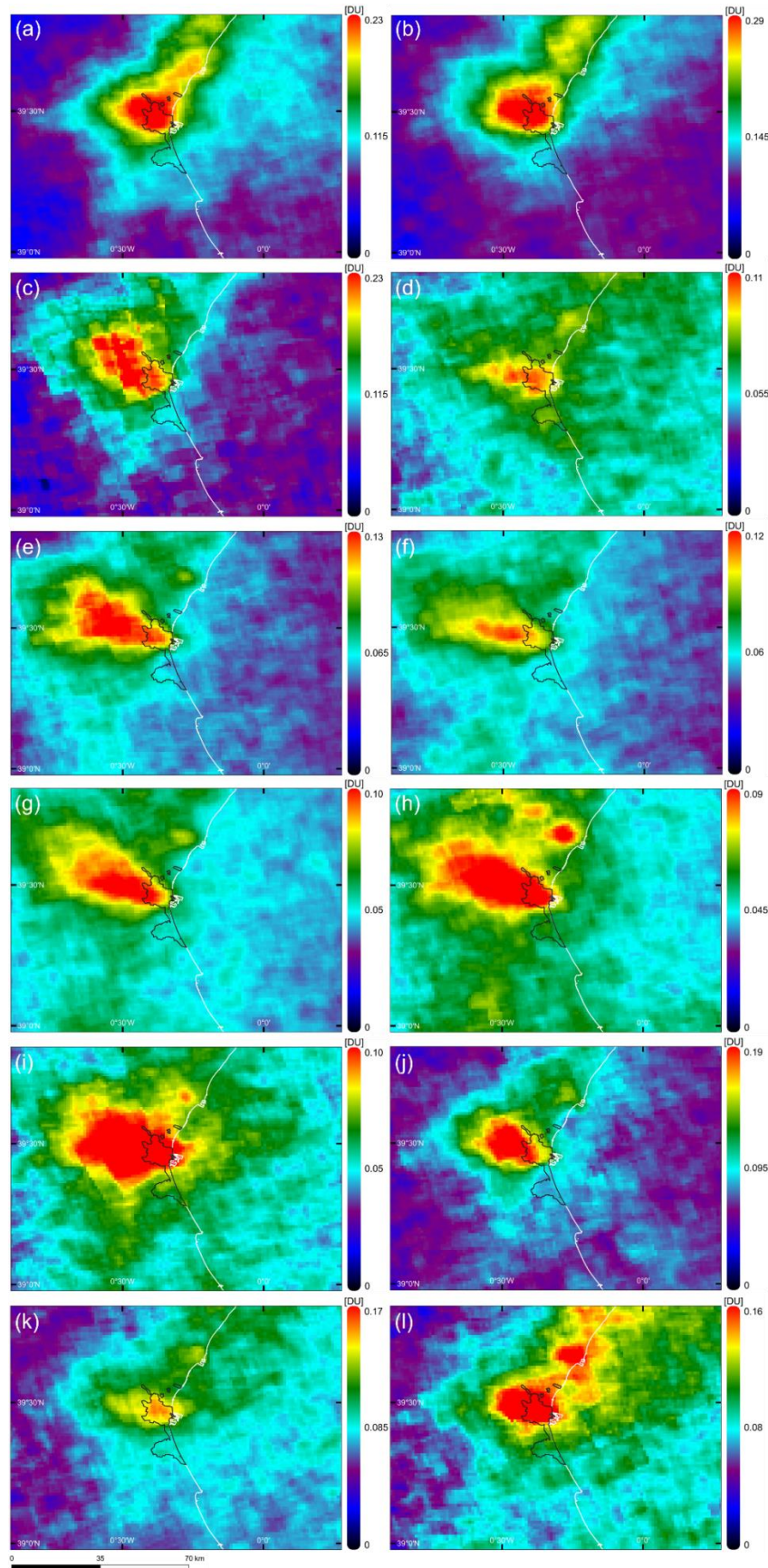


Figure S6.- Monthly maps of mean tropospheric TROPOMI NO₂ column (DU) over Valencia and its surroundings in (a) January, (b) February, (c) March, (d) April, (e) May, (f) June, (g) July, (h) August, (i) September, (j) October, (k) November and (l) December of 2022. Black lines represent the city limits. White lines represent the coastline.

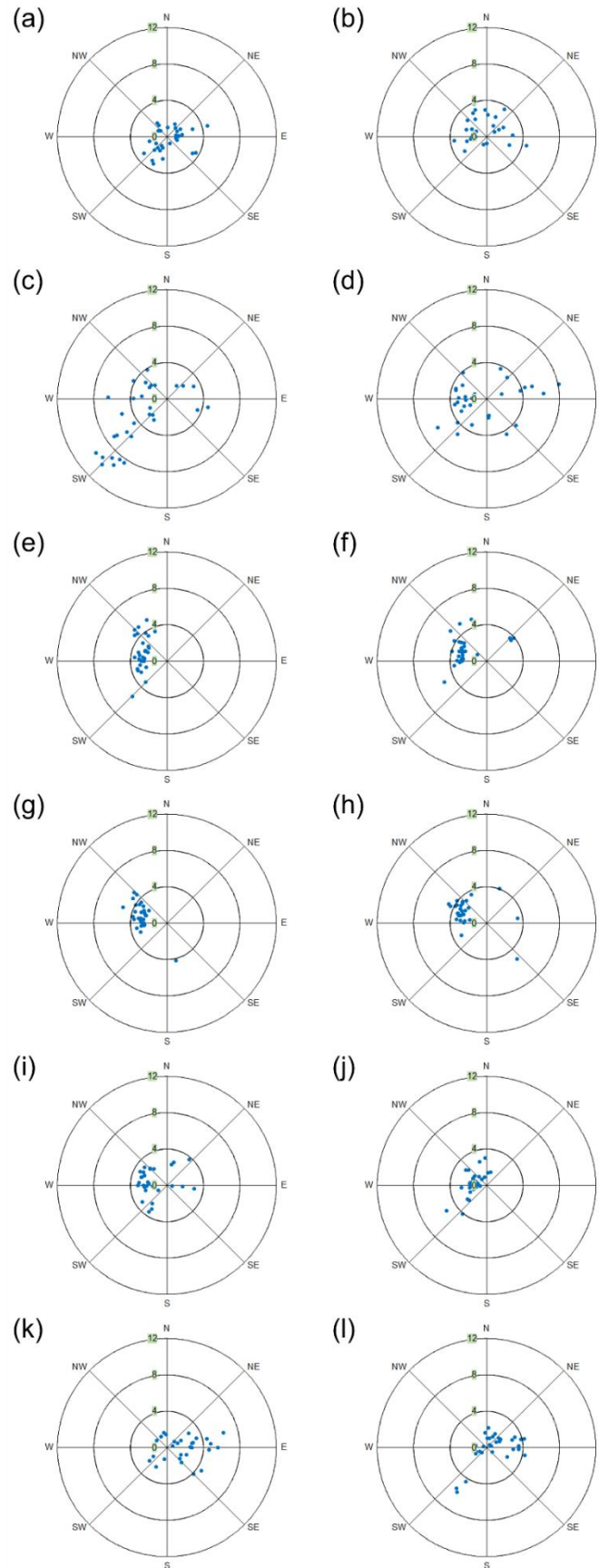


Figure S7.- Monthly distribution of wind distribution in Valencia in 2022: January (a), February (b), March (c), April (d), May (e), June (f), July (g), August (h), September (i), October (j), November (k), December (l). Blue dots represent average wind speed and direction in a day between Sentinel-5P overpass times.

References

- Abbassi, Y., Ahmadikia, H., Baniasadi, E., 2022. Impact of wind speed on urban heat and pollution islands. *Urban Clim.* 44, 101200. <https://doi.org/10.1016/J.UCLIM.2022.101200>
- Adams, T.J., Geddes, J.A., Lind, E.S., 2023. New Insights Into the Role of Atmospheric Transport and Mixing on Column and Surface Concentrations of NO₂ at a Coastal Urban Site. *J. Geophys. Res. Atmos.* 128, e2022JD038237. <https://doi.org/10.1029/2022JD038237>
- Akinnawo, S.O., 2023. Eutrophication: Causes, consequences, physical, chemical and biological techniques for mitigation strategies. *Environ. Challenges* 12, 100733. <https://doi.org/10.1016/J.ENVCL.2023.100733>
- Akinyemi, M.L., Emetere, M.E., Akinwumi, S.A., 2016. Dynamics of Wind Strength and Wind Direction on Air Pollution Dispersion. *Asian J. Appl. Sci.* 2321–0893.
- Barros, N., Borrego, C., Toll, I., Soriano, C., Jiménez, P., Baldasano, J.M., 2003. Urban Photochemical Pollution in the Iberian Peninsula: Lisbon and Barcelona Airsheds. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 53, 347–359. <https://doi.org/10.1080/10473289.2003.10466157>
- Buzikov, S. V., Matushkin, O.P., Jonson, J.E., Borken-Kleefeld, J., Simpson, D., Nyíri, A., Posch, M., Heyes, C., 2017. LETTER • OPEN ACCESS Impact of doping alumina nanoparticles on spray characteristics of diesel-biodiesel fuel blends Mukul Tomar and Naveen Kumar-Development of a bi-fuel power supply system for a diesel engine Impact of excess NO_x emissions from diesel cars on air quality, public health and eutrophication in Europe. *Environ. Res. Lett* 12, 94017. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa8850>
- Caleta, L., Gulde, S.T., Kolm, M.G., Smith, D.J., Maurer, R., Bazalgette Courrèges-Lacoste, G., Sallusti, M., Bagnasco, G., 2017. Sentinel 4: a geostationary imaging UVN spectrometer for air quality monitoring: status of design, performance and development. <https://doi.org/10.1117/12.2304099> 10563, 1158–1166. <https://doi.org/10.1117/12.2304099>
- Casquero-Vera, J.A., Lyamani, H., Titos, G., Borrás, E., Olmo, F.J., Alados-Arboledas, L., 2019. Impact of primary NO₂ emissions at different urban sites exceeding the European NO₂ standard limit. *Sci. Total Environ.* 646, 1117–1125. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.07.360>
- Cedeno Jimenez, J.R., Brovelli, M.A., 2023. NO₂ Concentration Estimation at Urban Ground Level by Integrating Sentinel 5P Data and ERA5 Using Machine Learning: The Milan (Italy) Case Study. *Remote Sens.* 15. <https://doi.org/10.3390/RS15225400>
- Cedeno Jimenez, J.R., Pugliese Vilorio, A. de J., Brovelli, M.A., 2023. Estimating Daily NO₂ Ground Level Concentrations Using Sentinel-5P and Ground Sensor Meteorological Measurements. *ISPRS Int. J. Geo-Information* 2023, Vol. 12, Page 107 12, 107. <https://doi.org/10.3390/IJGI12030107>
- Cersosimo, A., Serio, C., Masiello, G., 2020. TROPOMI NO₂ Tropospheric Column Data: Regridding to 1 km Grid-Resolution and Assessment of their Consistency with In Situ Surface Observations. *Remote Sens.* 2020, Vol. 12, Page 2212 12, 2212. <https://doi.org/10.3390/RS12142212>
- City of Barcelona, 2024. Actualización del Protocolo de Actuación en Caso de Episodios de Alta Contaminación por NO₂ y PM₁₀ en el área metropolitana de Barcelona [WWW

Document]. URL https://docs.amb.cat/alfresco/api/-default-/public/alfresco/versions/1/nodes/10fe49c5-b58f-4c4a-b363-dff9526593c2/content/202010_Protocol_Contaminacio_CAT.pdf?attachment=false&mimeType=application/pdf&sizeInBytes=7220272 (accessed 6.4.24).

City of Madrid, 2024a. Meteorological data since 2019 [WWW Document]. URL <https://datos.madrid.es/sites/v/index.jsp?vgnextoid=fa8357cec5efa610VgnVCM1000001d4a900aRCRD&vgnnextchannel=374512b9ace9f310VgnVCM100000171f5a0aRCRD> (accessed 2.12.24).

City of Madrid, 2024b. Air quality data since 2001 [WWW Document]. URL <https://datos.madrid.es/portal/site/egob/menuitem.c05c1f754a33a9fbe4b2e4b284f1a5a0/?vgnextoid=aecb88a7e2b73410VgnVCM2000000c205a0aRCRD&vgnnextchannel=374512b9ace9f310VgnVCM100000171f5a0aRCRD> (accessed 4.17.23).

City of Madrid, 2024c. Protocolo de actuación para episodios de contaminación por NO₂ en la ciudad de Madrid [WWW Document]. URL https://www.madrid.es/UnidadesDescentralizadas/Sostenibilidad/CalidadAire/Ficheros/ProtocoloNO2AprobFinal_201809.pdf (accessed 6.4.24).

City of Valencia, 2024. Protocolo de medidas a adoptar durante episodios de alta contaminación por NO₂ o PM₁₀ en el Ayuntamiento de Valencia.

David, M., Ibrahim, H., Mahdaliza Idrus, S., Azmi, I., Ngajikin, H., Ching, T., Marcus, E., Yaacob, M., Salim, M.R., Aziz, A., Bahru, J., 2015. Progress in Ozone Sensors Performance: A Review 73, 2180–3722.

Di Bernardino, A., Mevi, G., Iannarelli, A.M., Falasca, S., Cede, A., Tiefengraber, M., Casadio, S., 2023. Temporal Variation of NO₂ and O₃ in Rome (Italy) from Pandora and In Situ Measurements. *Atmosphere* (Basel). 14, 594. <https://doi.org/10.3390/ATMOS14030594/S1>

Earth Engine Data Catalog, 2024. Sentinel-5P OFFL NO₂: Offline Nitrogen Dioxide [WWW Document]. URL https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/COPERNICUS_S5P_OFFL_L3_NO2#description (accessed 4.17.23).

Eck, T.F., Holben, B.N., Kim, J., Beyersdorf, A.J., Choi, M., Lee, S., Koo, J.H., Giles, D.M., Schafer, J.S., Sinyuk, A., Peterson, D.A., Reid, J.S., Arola, A., Slutsker, I., Smirnov, A., Sorokin, M., Kraft, J., Crawford, J.H., Anderson, B.E., Thornhill, K.L., Diskin, G., Kim, S.W., Park, S., 2020. Influence of cloud, fog, and high relative humidity during pollution transport events in South Korea: Aerosol properties and PM_{2.5} variability. *Atmos. Environ.* 232, 117530. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2020.117530>

Elminir, H.K., 2005. Dependence of urban air pollutants on meteorology. *Sci. Total Environ.* 350, 225–237. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2005.01.043>

Eskes, H., Van Geffen, J., Boersma, F., Eichmann, K.-U., Apituley, A., Pedernana, M., Sneep, M., Veefkind, J.P., Loyola, D., 2022. Sentinel-5 precursor/TROPOMI Level 2 Product User Manual Nitrogen dioxide document number : S5P-KNMI-L2-0021-MA.

Eskes, H.J., Eichmann, K.-U., 2018. S5P Mission Performance Centre Nitrogen Dioxide Readme L2. The Netherlands. <https://doi.org/10.5270/S5P-9bnp8q8>

European Commission, 2022. Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on ambient air quality and cleaner air for Europe.

European Commission, 2008. Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe.

European Space Agency, 2024. Data Products - Sentinel-5P Mission [WWW Document]. URL <https://sentinels.copernicus.eu/web/sentinel/missions/sentinel-5p/data-products> (accessed 2.12.24).

Giosanu, D., Marian, M.C., Zaharia, A., 2021. THE INFLUENCE OF METEOROLOGICAL AND TOPOGRAPHICAL PARAMETERS ON THE DISPERSION OF PM₁₀ AND CO POLLUTANTS. *Curr. Trends Nat. Sci.* 10, 92–98. <https://doi.org/10.47068/CTNS.2021.V10I19.012>

Giovannini, L., Ferrero, E., Karl, T., Rotach, M.W., Staquet, C., Castelli, S.T., Zardi, D., 2020. Atmospheric Pollutant Dispersion over Complex Terrain: Challenges and Needs for Improving Air Quality Measurements and Modeling. *Atmos.* 2020, Vol. 11, Page 646 11, 646. <https://doi.org/10.3390/ATMOS11060646>

Goldberg, D.L., Anenberg, S.C., Kerr, G.H., Mohegh, A., Lu, Z., Streets, D.G., 2021. TROPOMI NO₂ in the United States: A Detailed Look at the Annual Averages, Weekly Cycles, Effects of Temperature, and Correlation With Surface NO₂ Concentrations. *Earth's Futur.* 9, e2020EF001665. <https://doi.org/10.1029/2020EF001665>

Gorai, A.K., Tuluri, F., Tchounwou, P.B., Ambinakudige, S., 2015. Influence of local meteorology and NO₂ conditions on ground-level ozone concentrations in the eastern part of Texas, USA. *Air Qual. Atmos. Heal.* 8, 81–96. <https://doi.org/10.1007/S11869-014-0276-5/FIGURES/8>

Government of Catalonia, 2024. List of meteorological stations of Catalonia [WWW Document]. URL <https://www.meteo.cat/observacions/llistat-xema> (accessed 2.12.24).

Government of Catalunya, 2024. Air quality data [WWW Document]. URL https://mediambient.gencat.cat/ca/05_ambits_dactuacio/atmosfera/qualitat_de_laire/vols-saber-que-respires/descarrega-de-dades/descarrega-dades-automatiques/ (accessed 2.12.24).

Government of Valencia, 2024. Air quality and meteorological data [WWW Document]. URL <https://mediambient.gva.es/es/web/calidad-ambiental/datos-on-line> (accessed 2.12.24).

Granier, C., Darras, S., Gon, H.D. van der, Doubalova, J., Elguindi, N., Galle, B., Gauss, M., Guevara, M., Jalkanen, J.-P., Kuenen, J., Liousse, C., Quack, B., Simpson, D., Sindelarova, K., 2019. The Copernicus Atmosphere Monitoring Service global and regional emissions. *Copernicus Atmos. Monit. Serv.* 54. <https://doi.org/10.24380/d0bn-kx16>

Griffin, D., Zhao, X., McLinden, C.A., Boersma, F., Bourassa, A., Dammers, E., Degenstein, D., Eskes, H., Fehr, L., Fioletov, V., Hayden, K., Kharol, S.K., Li, S.M., Makar, P., Martin, R. V., Mihele, C., Mittermeier, R.L., Krotkov, N., Snee, M., Lamsal, L.N., Linden, M. ter, Geffen, J. van, Veefkind, P., Wolde, M., 2019. High-Resolution Mapping of Nitrogen Dioxide With TROPOMI: First Results and Validation Over the Canadian Oil Sands. *Geophys. Res. Lett.* 46, 1049–1060. <https://doi.org/10.1029/2018GL081095>

- Ialongo, I., Virta, H., Eskes, H., Hovila, J., Douros, J., 2020. Comparison of TROPOMI/Sentinel-5 Precursor NO₂ observations with ground-based measurements in Helsinki. *Atmos. Meas. Tech.* 13, 205–218. <https://doi.org/10.5194/AMT-13-205-2020>
- Irizar, J., Melf, M., Bartsch, P., Koehler, J., Weiss, S., Greinacher, R., Erdmann, M., Kirschner, V., Perez Albinana, A., Martin, D., 2019. Sentinel-5/UVNS. <https://doi.org/10.1117/12.2535923> 11180, 41–58. <https://doi.org/10.1117/12.2535923>
- Jayamurugan, R., Kumaravel, B., Palanivelraja, S., Chockalingam, M.P., 2013. Influence of Temperature, Relative Humidity and Seasonal Variability on Ambient Air Quality in a Coastal Urban Area. *Int. J. Atmos. Sci.* 2013. <https://doi.org/10.1155/2013/264046>
- Jenkin, M.E., 2004. Analysis of sources and partitioning of oxidant in the UK—Part 1: the NO_x-dependence of annual mean concentrations of nitrogen dioxide and ozone. *Atmos. Environ.* 38, 5117–5129. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2004.05.056>
- Jeong, U., Hong, H., 2021. Assessment of Tropospheric Concentrations of NO₂ from the TROPOMI/Sentinel-5 Precursor for the Estimation of Long-Term Exposure to Surface NO₂ over South Korea. *Remote Sens.* 2021, Vol. 13, Page 1877 13, 1877. <https://doi.org/10.3390/RS13101877>
- Jonson, J.E., Borken-Kleefeld, J., Simpson, D., Nyíri, A., Posch, M., Heyes, C., 2017. Impact of excess NO_x emissions from diesel cars on air quality, public health and eutrophication in Europe. *Environ. Res. Lett.* 12, 094017. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/AA8850>
- Karaca, F., 2013. Mapping the corrosion impact of air pollution on the historical peninsula of Istanbul. *J. Cult. Herit.* 14, 129–137. <https://doi.org/10.1016/J.CULHER.2012.04.011>
- Khomenko, S., Cirach, M., Pereira-Barboza, E., Mueller, N., Barrera-Gómez, J., Rojas-Rueda, D., de Hoogh, K., Hoek, G., Nieuwenhuijsen, M., 2021. Premature mortality due to air pollution in European cities: a health impact assessment. *Lancet Planet. Heal.* 5, e121–e134. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(20\)30272-2](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(20)30272-2)
- Ku, C.A., Tsai, H.K., 2020. Evaluating the Influence of Urban Morphology on Urban Wind Environment Based on Computational Fluid Dynamics Simulation. *ISPRS Int. J. Geo-Information* 2020, Vol. 9, Page 399 9, 399. <https://doi.org/10.3390/IJGI9060399>
- Kwon, H., Cho, N., 2023. Corrosion Behaviors of Outdoor Bronze Sculptures in an Urban–Industrial Environment: Corrosion Experiment on Artificial Sulfide Patina. *Met.* 2023, Vol. 13, Page 1101 13, 1101. <https://doi.org/10.3390/MET13061101>
- Lamsal, L.N., Martin, R. V., Parrish, D.D., Krotkov, N.A., 2013. Scaling relationship for NO₂ pollution and urban population size: A satellite perspective. *Environ. Sci. Technol.* 47, 7855–7861. https://doi.org/10.1021/ES400744G/ASSET/IMAGES/MEDIUM/ES-2013-00744G_0003.GIF
- Lange, K., Richter, A., Burrows, J.P., 2022. Variability of nitrogen oxide emission fluxes and lifetimes estimated from Sentinel-5P TROPOMI observations. *Atmos. Chem. Phys.* 22. <https://doi.org/10.5194/acp-22-2745-2022>
- Laughner, J.L., Cohen, R.C., 2019. Direct observation of changing NO_x lifetime in North American cities. *Science* (80-.). 366, 723–727. https://doi.org/10.1126/SCIENCE.AAX6832/SUPPL_FILE/AAX6832-LAUGHNER-SM.PDF

- Lin, Y.C., Cheng, M.T., 2007. Evaluation of formation rates of NO₂ to gaseous and particulate nitrate in the urban atmosphere. *Atmos. Environ.* 41, 1903–1910. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2006.10.065>
- Liu, T., Chen, G., Chen, J., Xu, L., Li, M., Hong, Y., Chen, Yanting, Ji, X., Yang, C., Chen, Yuping, Huang, W., Huang, Q., Wang, H., 2022. Seasonal characteristics of atmospheric peroxyacetyl nitrate (PAN) in a coastal city of Southeast China: Explanatory factors and photochemical effects. *Atmos. Chem. Phys.* 22, 4339–4353. <https://doi.org/10.5194/ACP-22-4339-2022>
- Lorente, A., Boersma, K.F., Eskes, H.J., Veefkind, J.P., van Geffen, J.H.G.M., de Zeeuw, M.B., Denier van der Gon, H.A.C., Beirle, S., Krol, M.C., 2019. Quantification of nitrogen oxides emissions from build-up of pollution over Paris with TROPOMI. *Sci. Reports* 2019 91 9, 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-56428-5>
- Maeda, Y., Aoki, K., Munemori, M., 1980. Chemiluminescence Method For The Determination Of Nitrogen Dioxide. *Anal. Chem.* 52, 307–311. https://doi.org/10.1021/AC50052A022/ASSET/AC50052A022.FP.PNG_V03
- Martin, Randall V, Jacob, Daniel J, Chance, Kelly, Kurosu, Thomas P, Palmer, Paul I, Evans, Mathew J, Martin, R V, Jacob, D J, Chance, K, Kurosu, T P, Palmer, P I, Evans, M J, 2003. Global inventory of nitrogen oxide emissions constrained by space-based observations of NO₂ columns. *J. Geophys. Res. Atmos.* 108, 4537. <https://doi.org/10.1029/2003JD003453>
- McDuffie, E.E., Smith, S.J., O'Rourke, P., Tibrewal, K., Venkataraman, C., Marais, E.A., Zheng, B., Crippa, M., Brauer, M., Martin, R. V., 2020. A global anthropogenic emission inventory of atmospheric pollutants from sector- And fuel-specific sources (1970-2017): An application of the Community Emissions Data System (CEDS). *Earth Syst. Sci. Data* 12, 3413–3442. <https://doi.org/10.5194/ESSD-12-3413-2020>
- Melo, A.L.V., Santos, J.M., Reis, N.C., Castro, I.P., V Goulart, E., Xie, Z.T., 2023. Influence of wind direction and source location on peak-to-mean concentration ratios in urban environments. *J. Wind Eng. Ind. Aerodyn.* 232, 105264. <https://doi.org/10.1016/J.JWEIA.2022.105264>
- Migoya, E., Crespo, A., Jiménez, Á., García, J., Manuel, F., 2007. Wind energy resource assessment in Madrid region. *Renew. Energy* 32, 1467–1483. <https://doi.org/10.1016/J.RENENE.2006.06.015>
- Ministry for Ecological Transition and Demographic Challenge, 2022. Evaluation of Air Quality in Spain. Year 2022 [WWW Document]. URL [https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/sgalsi/atmósfera-y-calidad-del-aire/evaluación-2022/Informe evaluación calidad aire España 2022_02112023.pdf](https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/sgalsi/atmósfera-y-calidad-del-aire/evaluación-2022/Informe%20evaluacion%20calidad%20aire%20España%202022_02112023.pdf) (accessed 2.12.24).
- Ministry of the Presidency Justice and Relations with the Courts, 2021. Ley 7/2021, de 20 de mayo, de cambio climático y transición energética. [WWW Document]. URL https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2021-8447 (accessed 2.12.24).
- Morillas, C., Alvarez, S., Pires, J.C.M., Garcia, A.J., Martinez, S., 2024a. Impact of the implementation of Madrid's low emission zone on NO₂ concentration using Sentinel-5P/TROPOMI data. *Atmos. Environ.* 320, 120326. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2024.120326>

Morillas, C., Alvarez, S., Serio, C., Masiello, G., Martinez, S., 2024b. TROPOMI NO₂ Sentinel-5P data in the Community of Madrid: A detailed consistency analysis with in situ surface observations. *Remote Sens. Appl. Soc. Environ.* 33, 101083. <https://doi.org/10.1016/J.RSASE.2023.101083>

Muñoz Sabater, J., 2019. ERA5-Land hourly data from 1950 to present. <https://doi.org/10.24381/cds.e2161bac>

Oppenheimer, C., Kyle, P.R., Tsanev, V.I., McGonigle, A.J.S., Mather, T.A., Sweeney, D., 2005. Mt. Erebus, the largest point source of NO₂ in Antarctica. *Atmos. Environ.* 39, 6000–6006. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2005.06.036>

Petetin, H., Guevara, M., Compernelle, S., Bowdalo, D., Bretonnière, P.A., Enciso, S., Jorba, O., Lopez, F., Soret, A., García-Pando, C.P., 2023. Potential of TROPOMI for understanding spatio-temporal variations in surface NO₂ and their dependencies upon land use over the Iberian Peninsula. *Atmos. Chem. Phys.* 23, 3905–3935. <https://doi.org/10.5194/ACP-23-3905-2023>

Pires, J.C.M., 2012. Ozone Weekend Effect Analysis in Three European Urban Areas. *CLEAN – Soil, Air, Water* 40, 790–797. <https://doi.org/10.1002/CLEN.201100410>

Pires, J.C.M., Sousa, S.I.V., Pereira, M.C., Alvim-Ferraz, M.C.M., Martins, F.G., 2008a. Management of air quality monitoring using principal component and cluster analysis—Part II: CO, NO₂ and O₃. *Atmos. Environ.* 42, 1261–1274. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2007.10.041>

Pires, J.C.M., Sousa, S.I.V., Pereira, M.C., Alvim-Ferraz, M.C.M., Martins, F.G., 2008b. Management of air quality monitoring using principal component and cluster analysis—Part I: SO₂ and PM₁₀. *Atmos. Environ.* 42, 1249–1260. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2007.10.044>

Rahman, M.M., Shuo, W., Zhao, W., Xu, X., Zhang, W., Arshad, A., 2022. Investigating the Relationship between Air Pollutants and Meteorological Parameters Using Satellite Data over Bangladesh. *Remote Sens.* 14, 2757. <https://doi.org/10.3390/RS14122757/S1>

Ravina, M., Caramitti, G., Panepinto, D., Zanetti, M., 2022. Air quality and photochemical reactions: analysis of NO_x and NO₂ concentrations in the urban area of Turin, Italy. *Air Qual. Atmos. Heal.* 15, 541–558. <https://doi.org/10.1007/S11869-022-01168-1/TABLES/5>

Rudke, A.P., Martins, J.A., Hallak, R., Martins, L.D., de Almeida, D.S., Beal, A., Freitas, E.D., Andrade, M.F., Koutrakis, P., Albuquerque, T.T.A., 2023. Evaluating TROPOMI and MODIS performance to capture the dynamic of air pollution in São Paulo state: A case study during the COVID-19 outbreak. *Remote Sens. Environ.* 289, 113514. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2023.113514>

Shah, V., J. Jacob, D., Li, K., Silvern, R., Zhai, S., Liu, M., Lin, J., Zhang, Q., 2020. Effect of changing NO_x lifetime on the seasonality and long-term trends of satellite-observed tropospheric NO₂ columns over China. *Atmos. Chem. Phys.* 20, 1483–1495. <https://doi.org/10.5194/ACP-20-1483-2020>

Shaw, S., Van Heyst, B., 2022. An Evaluation of Risk Ratios on Physical and Mental Health Correlations due to Increases in Ambient Nitrogen Oxide (NO_x) Concentrations. *Atmos.* 2022, Vol. 13, Page 967 13, 967. <https://doi.org/10.3390/ATMOS13060967>

- Singh, A., 2019. Role of Atmospheric Boundary Layer (ABL) Height and Ventilation Coefficient on Urban Air Quality- A study based on Observations and NWP Model. *J. Atmos. Sci. Res.* 2, 11–16. <https://doi.org/10.30564/JASR.V2I3.1421>
- Spanish Statistical Office (INE), 2024. Cifras oficiales de población de los municipios españoles en aplicación de la Ley de Bases del Régimen Local (Art. 17) [WWW Document]. URL <https://www.ine.es/dynt3/inebase/index.htm?padre=525> (accessed 2.12.24).
- Su, J.G., Brauer, M., Ainslie, B., Steyn, D., Larson, T., Buzzelli, M., 2008. An innovative land use regression model incorporating meteorology for exposure analysis. *Sci. Total Environ.* 390, 520–529. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2007.10.032>
- Su, T., Li, Z., Kahn, R., 2018. Relationships between the planetary boundary layer height and surface pollutants derived from lidar observations over China: Regional pattern and influencing factors. *Atmos. Chem. Phys.* 18, 15921–15935. <https://doi.org/10.5194/ACP-18-15921-2018>
- United Nations (UN), 2018. World Urbanization Prospects.
- Van Geffen, J.H.G.M., Eskes, H.J., Boersma, K.F., Maasakkers, J.D., Veefkind, J.P., 2019. TROPOMI ATBD of the total and tropospheric NO₂ data products.
- Veefkind, J.P., Aben, I., McMullan, K., Förster, H., de Vries, J., Otter, G., Claas, J., Eskes, H.J., de Haan, J.F., Kleipool, Q., van Weele, M., Hasekamp, O., Hoogeveen, R., Landgraf, J., Snel, R., Tol, P., Ingmann, P., Voors, R., Kruizinga, B., Vink, R., Visser, H., Levelt, P.F., 2012. TROPOMI on the ESA Sentinel-5 Precursor: A GMES mission for global observations of the atmospheric composition for climate, air quality and ozone layer applications. *Remote Sens. Environ.* 120, 70–83. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2011.09.027>
- Williams, J.E., Folkert Boersma, K., Le Sager, P., Verstraeten, W.W., 2017. The high-resolution version of TM5-MP for optimized satellite retrievals: Description and validation. *Geosci. Model Dev.* 10, 721–750. <https://doi.org/10.5194/GMD-10-721-2017>
- World Health Organization (WHO), 2021. WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide.
- Yang, J., Shi, B., Shi, Y., Marvin, S., Zheng, Y., Xia, G., 2020. Air pollution dispersal in high density urban areas: Research on the triadic relation of wind, air pollution, and urban form. *Sustain. Cities Soc.* 54, 101941. <https://doi.org/10.1016/J.SCS.2019.101941>
- Zhang, H., Wang, Y., Hu, J., Ying, Q., Hu, X.M., 2015. Relationships between meteorological parameters and criteria air pollutants in three megacities in China. *Environ. Res.* 140, 242–254. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2015.04.004>
- Zhang, X., Qian, S., Xu, J., Cui, H., Ma, R., Gao, F., 2018. Relationship between Meteorological Factors and Diffusion of Atmospheric Pollutants. *Chem. Eng. Trans.* 71, 1417–1422. <https://doi.org/10.3303/CET1871237>
- Zheng, Z., Yang, Z., Wu, Z., Marinello, F., 2019. Spatial Variation of NO₂ and Its Impact Factors in China: An Application of Sentinel-5P Products. *Remote Sens.* 2019, Vol. 11, Page 1939 11, 1939. <https://doi.org/10.3390/RS11161939>

V. DISCUSIÓN

En este apartado se realiza una valoración de los resultados, destacando los principales hallazgos y limitaciones encontradas en el proceso. Esta exposición se realiza dando respuesta a las cuestiones de investigación planteadas en la sección 1.3.

Cuestión 1: ¿Hasta qué punto puede establecerse una correlación directa entre las medidas de concentración de NO₂ obtenidas en superficie y por satélite?

La primera consideración previa que se tuvo a la hora de llevar a cabo toda parte de la investigación fue la atención a la naturaleza de cada tipo de dato.

Como se ha mencionado previamente, las estaciones de calidad del aire instaladas en ciudades miden la composición atmosférica de su entorno, obteniendo observaciones a nivel de superficie planetaria. Los datos correspondientes se expresan en términos convencionales de concentración, como $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (i.e., masa de sustancia por unidad de volumen de aire) o ppm/ppb (i.e., cantidad de unidades de sustancia por millón/mil millones de unidades de la muestra total). En todos los dispositivos consultados, se obtuvieron medidas de NO₂ en $\mu\text{g}/\text{m}^3$, sin realizar ningún tipo de conversión posterior.

Las observaciones de satélite se realizan en TOA, por lo que la concentración de gas corresponde a toda la columna atmosférica: desde la superficie, hasta la ubicación del sensor. Por ello, los datos se proporcionan originalmente en moles/m². Por razones de comodidad y para su adaptación a la mayoría de la literatura científica, se transformaron a DU.

Podría pensarse que, teniendo en cuenta el espesor global de la atmósfera, sería posible realizar una transformación de DU a concentración en volumen de manera aproximada. Pero este paso no es inmediato: se trata de un gran salto que, hasta la fecha, se ha abordado principalmente integrando los datos en modelos de transporte atmosférico (Lorente et al., 2019b).

Como se ha indicado en la sección 2.4.3, cada gas traza puede tener un origen diferente y un comportamiento intrínseco que determinan su distribución vertical. El caso del NO₂ es particular porque sus componentes troposférica y estratosférica, a diferencia del resto de especies, son más fácilmente discernibles, favoreciendo la viabilidad de los análisis comparativos.

En España, a diferencia de otros países, no se tenía constancia de un estudio similar. Por ello, se aprovechó la amplia infraestructura de la Comunidad de Madrid, con 48 estaciones de calidad del aire repartidas por su territorio (24 de ellas en la ciudad), para caracterizar esta relación. La gran variedad de puntos de muestreo y su diferente proximidad a las fuentes de emisión más intensas permitió generar una clasificación en base a diferentes criterios durante todo un año. Además, dado el preocupante nivel de exposición de la población a las emisiones de NO₂ (Khomenko et al., 2021), este examen revestía especial interés.

Los resultados mostraron un coeficiente de correlación muy alto ($r=0,81$) en el conjunto de las 48 estaciones, en línea e incluso superior al resto de estudios análogos en grandes ciudades (Tabla 12). Este valor fue aún mayor ($r=0,86$) dentro de los límites de la ciudad —donde predominan las estaciones de tipo urbano y suburbano—, y menor en localizaciones de tipo rural ($r=0,52$). En algunos puntos, como Puerto de Cotos (Rascafría), no hubo correlación ($r=0,02$).

La diferencia entre ambos resultados puede estar explicada por dos factores: el perfil de emisiones y la topografía. El primero determina la cantidad de NO_2 vertida a la atmósfera, cuya mayor abundancia (y por tanto actividad en la región UV/vis), será más fácilmente detectable por el sensor. Esto ocurre en zonas más densamente pobladas, donde las actividades son más intensivas (Lamsal et al., 2013; Zhu et al., 2019). Un resultado similar fue obtenido en Corea del Sur (Jeong y Hong, 2021), donde los coeficientes de correlación fueron mayores en el interior del área metropolitana de la capital Seúl que en el resto del país (Figura 18).

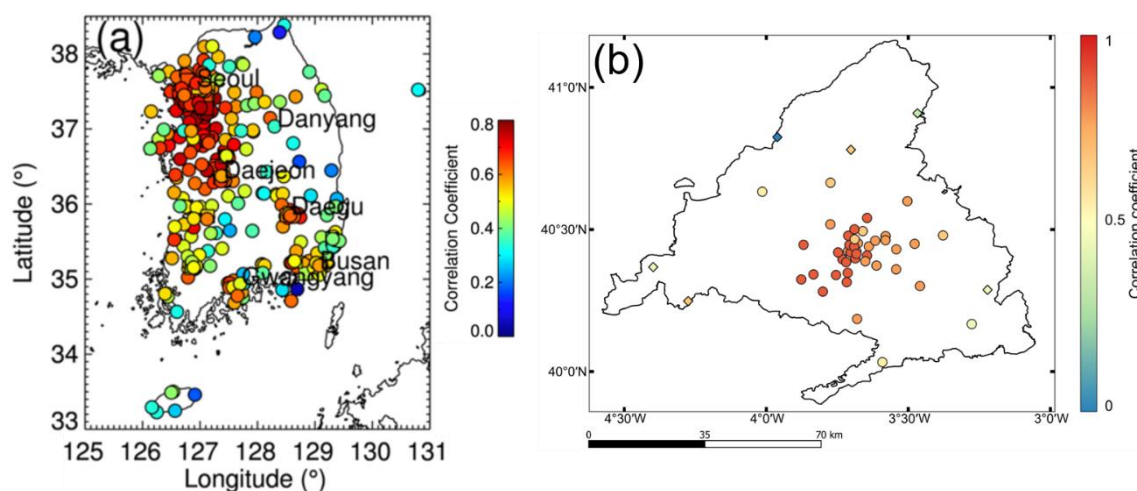


Figura 18.- Coeficientes de correlación entre datos de NO_2 de estaciones in situ y de TROPOMI en (a) Corea del Sur y (b) la Comunidad de Madrid. Fuentes: (a) Jeong and Hong, 2021; (b) Morillas et al., 2024.

La ubicación de los puntos de muestreo es también un factor determinante. Las estaciones de tipo urbano instaladas en las proximidades de focos de emisión, como autopistas o plantas industriales, detectan cambios de concentración más pronunciados en comparación a las observaciones de satélite. Por un lado, porque se produce una acumulación muy alta a nivel superficial, lo cual puede diferir sensiblemente de la concentración integrada en toda la columna troposférica. Por otro, porque la propia resolución del satélite dificulta la observación de gradientes espaciales a escala muy reducida, limitando la distinción de eventos individuales cercanos. Aunque esta circunstancia ya se había identificado previamente (Goldberg et al., 2021), TROPOMI supone una herramienta muy potente para detectar puntos calientes de NO_2 procedentes de actividades concretas (Georgoulas et al., 2020; Saw et al., 2021; K. Wang et al., 2022).

La distinción entre tipos de estaciones también se tuvo en cuenta en el estudio de la Comunidad de Madrid, donde se realizó una separación entre aquellas clasificadas como de fondo y las de tráfico o industrial. De manera equivalente a lo hallado por Jeong y Hong (2021), el coeficiente de correlación resultó mayor en las del primer grupo, aunque en el caso de Madrid la diferencia fue mínima.

El segundo factor, la topografía, determina la forma en la que la contaminación permanece o es dispersada en el entorno de la ciudad. Al mismo tiempo, caracteriza en gran medida los factores meteorológicos que toman parte en el transporte de las masas de aire. Cersosimo et al. (2020) ya había descrito esta circunstancia realizando la comparativa en dos regiones distintas del norte y sur de Italia, comprobando que, en aquella con una orografía más compleja, la distribución espacial de la contaminación

era más heterogénea y menos estable, lo que resultaba en un coeficiente de correlación menor.

Precisamente, en la ciudad de Madrid se da una situación opuesta, ya que se extiende en una cuenca de la submeseta norte en la base del Sistema Central. La homogeneidad de su relieve, donde se sitúan la mayoría de estaciones de tipo urbano, contrasta con la irregularidad de las cordilleras y páramos donde se ubican las de tipo rural, que corresponden a los puntos de menor correlación (Figura 19).

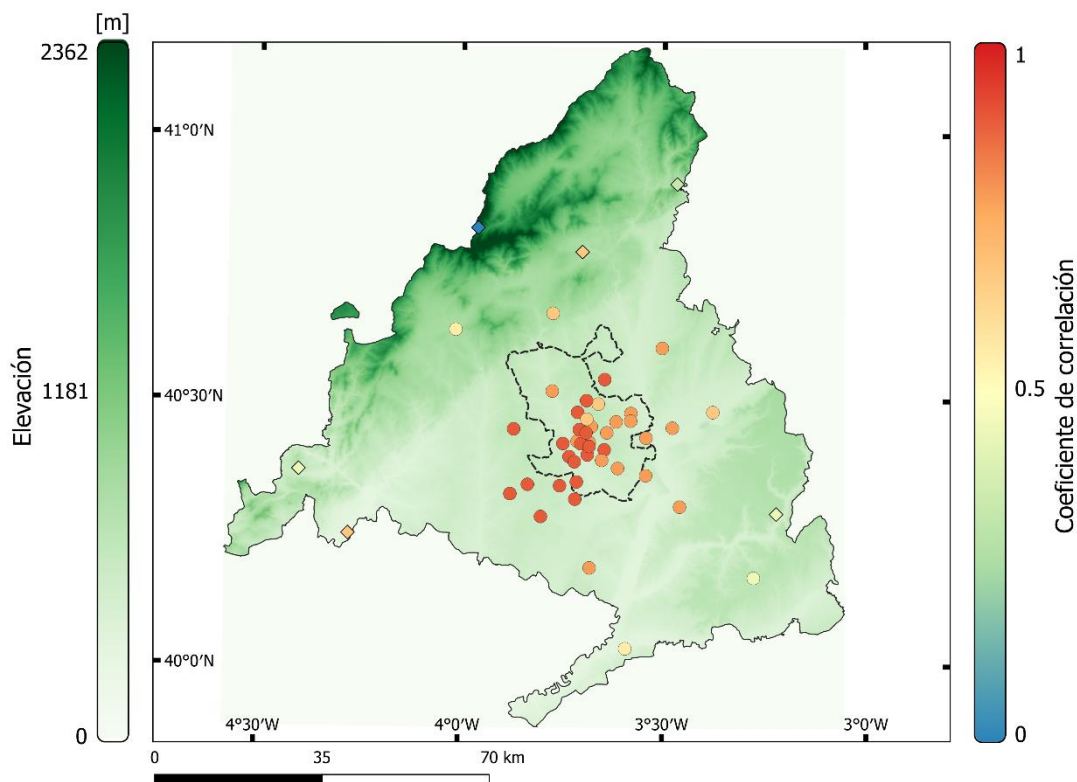


Figura 19.- Mapa de elevaciones de la Comunidad de Madrid, junto a los límites de la ciudad. Se incluye la ubicación de las estaciones de calidad del aire urbanas/suburbanas (círculos) y rurales (diamantes), así como los coeficientes de correlación. Fuente: Farr et al. (2007); NASA (2024c).

Esta configuración orográfica de la ciudad de Madrid dificulta, además, el intercambio de aire entre capas de la atmósfera durante procesos de inversión térmica²⁹ y, por lo tanto, la contaminación tiende a acumularse y a ser más persistente sobre la zona (Martilli et al., 2022; Su et al., 2008; Vîrghileanu et al., 2020).

Del mismo modo, algunos factores meteorológicos que favorecen este intercambio, como el régimen de vientos, pueden estar condicionados por la topografía. La influencia conjunta de todos ellos determinan, al mismo tiempo, el espesor de la PBL (De Wekker y Kossmann, 2015; Querol et al., 2018). Por esta razón, se consideró relevante estudiar

²⁹ En condiciones normales, la temperatura del aire desciende con el aumento de altura. En ambientes urbanos son frecuentes las noches en las que el suelo se enfría más rápido que el aire, haciéndolo también su atmósfera más cercana y generando una capa de aire frío en la parte más inferior. El aire más cálido que no estaba en contacto directo con la superficie, permanece y actúa a modo de tapa, impidiendo el intercambio normal de aire y reteniendo la contaminación hasta que el suelo vuelve a calentarse. El relieve del entorno puede bloquear parte de este proceso de renovación durante el día, comprometiendo la calidad del aire.

de forma separada el papel de estos factores en esta y otras regiones de España, abordado en la cuestión 4.

Las condiciones topográficas y climáticas de la ciudad de Madrid y su entorno —así como los altos niveles de emisiones— ofrecieron, por tanto, un escenario favorable para que la correlación entre los valores de concentración de NO₂ medidos in situ y por satélite fuera muy fuerte, en contraste con lo hallado en zonas rurales y montañosas del resto de la Comunidad.

Cuestión 2: ¿Es posible detectar por satélite una distribución temporal y territorial del NO₂ que permita identificar los puntos calientes de emisiones en cada localización?

La gran ventaja de TROPOMI con respecto a misiones satelitales precursoras es su capacidad para obtener una panorámica diaria de la composición atmosférica global con una resolución espacial de gran calidad. Esto ha permitido ampliar el detalle para analizar la distribución espaciotemporal de la concentración de NO₂ en grandes núcleos de población.

No es factible obtener una imagen detallada empleando únicamente los datos de un solo barrido, ya que esto resultaría en una imagen con poco detalle. Es necesario definir un periodo de estudio que abarque varios pasos del satélite, o al menos sea equivalente a su ciclo orbital (16 días). Los satélites con órbitas polares —como es el caso de Sentinel-5P— observan las mismas zonas sucesivamente, pero bajo diferentes ángulos, lo que significa que no realizan el mismo barrido exactamente en días consecutivos (véase sección 3.2.1). Acumular imágenes durante un tiempo prolongado permite que áreas de extensión menor a la resolución de 5,5 x 3,5 km² sean revisitadas de forma continua y desde diferentes puntos de vista (Figura 20). En la presente investigación se recopilieron, por lo general, colecciones de imágenes que abarcan un rango temporal superior al ciclo orbital de Sentinel-5P, lo cual está en línea con estudios similares (Cersosimo et al., 2020; Goldberg et al., 2021). Gracias a esta mayor densidad de datos, fue posible llevar a cabo el estudio de la distribución espaciotemporal del NO₂ en la Comunidad de Madrid.

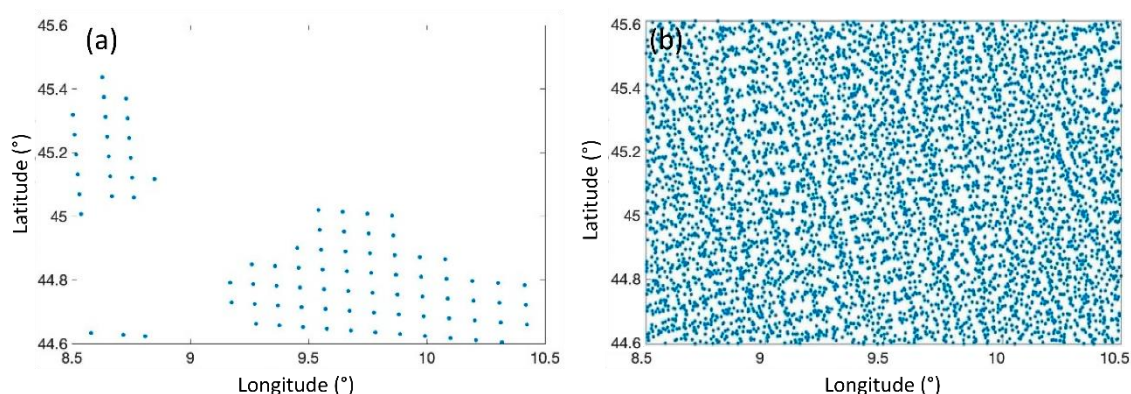


Figura 20.- Centro de cada zona (píxel que cumple con los criterios de calidad) observada por TROPOMI (a) tras un único paso de satélite y (b) después de un mes de muestreo. Fuente: Cersosimo et al. (2020).

A nivel general, se registraron niveles troposféricos de NO₂ notablemente superiores durante periodos fríos en comparación con los más cálidos. En épocas de alta acumulación, se observó un pico máximo de concentración en zonas del centro de la ciudad, mientras que, durante meses con menor contaminación, el epicentro se desplazó hacia el noreste.

Este patrón obedece a diferentes razones. En primer lugar, el periodo de vida medio del NO₂ en la atmósfera es mayor en invierno que en verano, debido a que la radiación solar favorece su eliminación por fotólisis. En la ciudad de Madrid esta diferencia se acentúa debido a los frecuentes procesos de inversión térmica durante las noches frías. Por otra parte, al contrastar los resultados con inventarios *bottom-up* de emisiones a la atmósfera, se comprobó que —especialmente en las zonas más densamente

pobladas— las emisiones debidas al consumo de calefacción en invierno llegaron a superar puntualmente a las del transporte por carretera (McDuffie et al., 2020). De forma opuesta, durante los meses estivales, las emisiones antropogénicas se reducen notablemente debido al periodo vacacional, subrayando esta tendencia.

Según la Agencia Internacional de la Energía (2023), las principales fuentes de emisiones antropogénicas relacionadas con la energía a nivel global son los procesos de generación, la industria y el transporte. La Comunidad de Madrid no presenta focos importantes de los dos primeros tipos, por lo que es esperable que la mayor cantidad de NO_2 troposférico observado por TROPOMI en periodos más cálidos proceda exclusivamente del transporte. Considerando estas condiciones, se tomaron imágenes correspondientes a los meses de abril y mayo para caracterizar la distribución de la concentración de NO_2 relacionada con la movilidad en días de trabajo en comparación a los fines de semana.

Los resultados mostraron que en días laborables los niveles generales de NO_2 fueron superiores a sábados y domingos. En esas situaciones, los valores más altos se dieron sobre la zona intermedia entre el aeropuerto Adolfo Suárez Madrid-Barajas y la autopista M-30, dos grandes focos de emisión debida al transporte. La imagen obtenida permitió apreciar una distribución coincidente con el tráfico de vehículos entre Madrid y otros municipios como San Sebastián de los Reyes, Alcobendas o Alcalá de Henares, así como la autovía A-2. En fines de semana, los puntos de mayor concentración se desplazaron ligeramente en sentido opuesto, hacia el suroeste, describiendo un patrón muy diferente coincidente con el cese momentáneo de los desplazamientos.

Un estudio más detallado de las imágenes mensuales promedio permitió identificar también las actividades más intensas según la época del año. Muestra de ello es la imagen promedio obtenida para el mes de agosto —coincidente con el periodo vacacional de la mayor parte de la población—, que muestra la mayor acumulación de NO_2 sobre el aeropuerto (Figura 21).

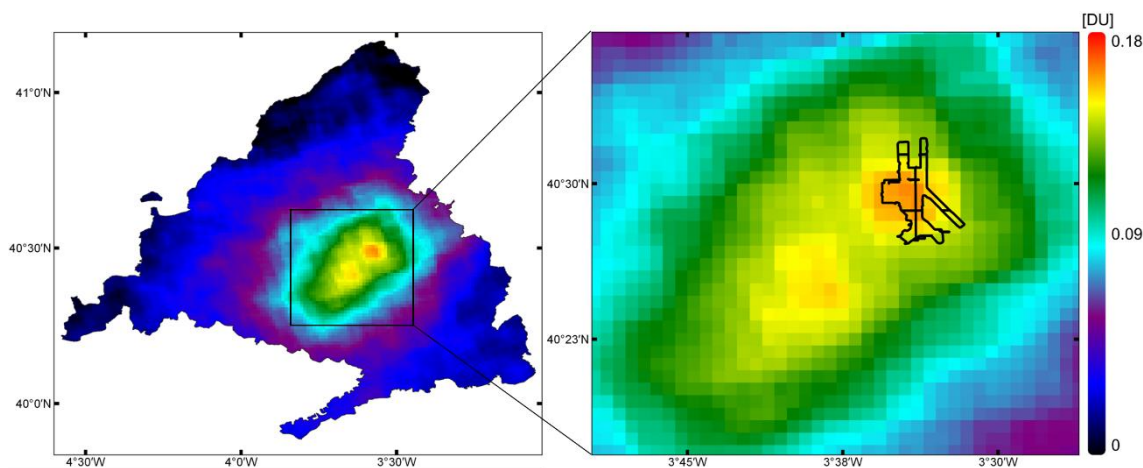


Figura 21.- Detalle de la imagen promedio obtenida por TROPOMI en agosto de 2022 en la Comunidad de Madrid. Las líneas negras indican la localización del aeropuerto Adolfo Suárez Madrid-Barajas.

Estos resultados son consistentes con otras investigaciones que han empleado las imágenes de TROPOMI para evaluar la columna troposférica de NO_2 sobre aeropuertos, estableciendo contrastes entre periodos de mayor y menor actividad (Kanniah et al., 2021; Lawal et al., 2022).

Las observaciones de satélite han permitido, por tanto, la caracterización de la distribución espaciotemporal de NO₂ con éxito, relacionándola con las principales actividades en la ciudad. Se comprueba que acumular las imágenes obtenidas durante un periodo orbital de Sentinel-5P (16 días) permite distinguir eventos independientes con mayor claridad. En este punto, se plantea la posibilidad de ir un paso más allá y analizar la viabilidad del empleo de imágenes de teledetección para evaluar la efectividad de políticas de mitigación de emisiones, así como cambios en los modelos de movilidad urbana.

Cuestión 3: ¿Es posible emplear la teledetección para evaluar los efectos de las políticas de reducción de emisiones y hasta qué punto esos cambios pueden detectarse de forma localizada?

Tras comprobar la correlación entre los datos in situ y de satélite, así como caracterizar la distribución espaciotemporal de la concentración de NO₂ en la Comunidad de Madrid, se analizó en qué medida el empleo directo de datos de teledetección puede utilizarse para estudiar cambios concretos en el entorno.

Durante los últimos años, en la ciudad de Madrid ha sido especialmente relevante la adopción de nuevas restricciones y políticas para limitar el acceso de vehículos diésel y gasolina —principal foco de emisiones en el interior de la autopista de circunvalación M-30— al distrito central. Una de estas medidas fue la instauración de una Zona de Bajas Emisiones de Especial Protección (ZBEDEP), cuya primera fase de funcionamiento tuvo lugar entre noviembre de 2018 y junio de 2019, y que imponía importantes limitaciones para la circulación del transporte privado más contaminante.

Asimismo, entre marzo y junio de 2020, la pandemia de COVID-19 llevó a la adopción de un confinamiento domiciliario que restringiría al máximo todas las actividades.

Ambos escenarios se tomaron como referencia para evaluar la efectividad de los datos de TROPOMI para detectar cambios dentro de la ZBEDEP. A este respecto, la segunda publicación aquí incluida supone la primera investigación de este tipo de la que se tiene constancia.

Cabe destacar que el estudio partía con la limitación inicial de no disponer de una serie temporal de datos muy extensa, ya que las imágenes OFFL de Sentinel-5P comenzaron a obtenerse a partir del 28 de junio de 2018. Ante la imposibilidad de establecer una equiparación con un histórico de datos —por ejemplo, estableciendo una media móvil de 365 días—, se optó por evaluar los posibles cambios antes y después del establecimiento de cada medida. No se tomaron las imágenes de la base de datos reprocesada (actualmente en construcción) por no abarcar el periodo de operación de TROPOMI de forma íntegra. Los resultados se contrastaron con los datos de la red de calidad del aire, disponibles desde 2001.

En el caso de la ZBEDEP, el análisis se extendió de forma complementaria a tres áreas circundantes para comprobar la posible influencia de esta política sobre la acumulación de NO₂ asociada al tráfico en el resto de la región. Estas zonas, o anillos, se delimitaron mediante las principales carreteras de circunvalación de la ciudad y por el resto del área metropolitana (Figura 22a). Para facilitar la comparativa entre medidas en superficie y de columna troposférica, los datos de satélite se tomaron en la ubicación de las estaciones de calidad del aire comprendidas en cada uno de los anillos.

Los resultados fueron representados a través de la media móvil de 30 días en cada zona. Se observó una correlación fuerte y positiva entre ambas bases de datos. Sin embargo, en el caso de las estaciones in situ, las diferencias entre zonas fueron más evidentes que en las imágenes de Sentinel-5P, especialmente en episodios de concentraciones de NO₂ más bajas. A pesar de estas diferencias, se pudo reconocer una tendencia similar en todos los casos, incluido el interior de la ZBEDEP (Figura 22b).

TROPOMI fue capaz de identificar el aumento excepcional de contaminación derivado de las retenciones de tráfico por la reconstrucción de Gran Vía en 2018, así como el súbito descenso general posterior asociado a las buenas condiciones climáticas. A partir

de la implementación de la ZBEDEP, la concentración de NO₂ en la zona se situó por primera vez —aunque momentáneamente— por debajo del promedio de las áreas adyacentes. Además, en línea con lo observado en investigación previa utilizando únicamente datos in situ (Salas et al., 2021), no se detectaron efectos remarcables en los alrededores derivados de una posible redirección del tráfico.

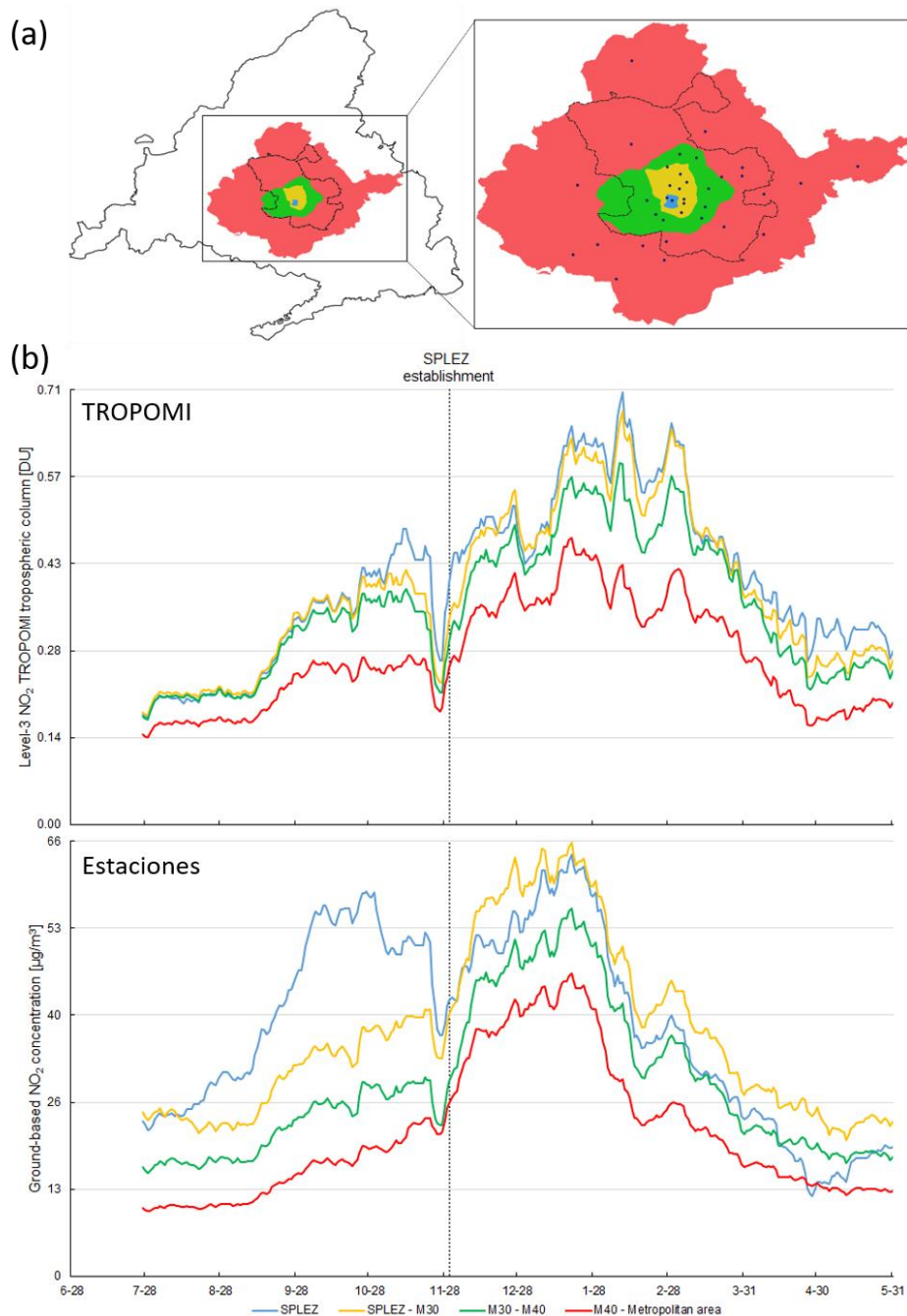


Figura 22.- (a) Distribución de las zonas de estudio con la ubicación de las estaciones de calidad del aire y (b) media móvil de 30 días de la concentración de NO₂ antes y después de la implementación de Madrid Central observada por satélite y por las estaciones en tierra.

Los resultados durante el periodo de confinamiento reflejaron, de nuevo, la paridad entre ambas bases de datos dentro de la ZBEDEP. Una comparación entre las medidas de 2019, 2020 y 2021 para el mismo periodo mostró que el nivel de actividad en cada año (pre-pandemia en 2019, confinamiento en 2020 y nueva normalidad en 2021) se relacionó estrechamente con los niveles de concentración de NO₂ (Figura 23).

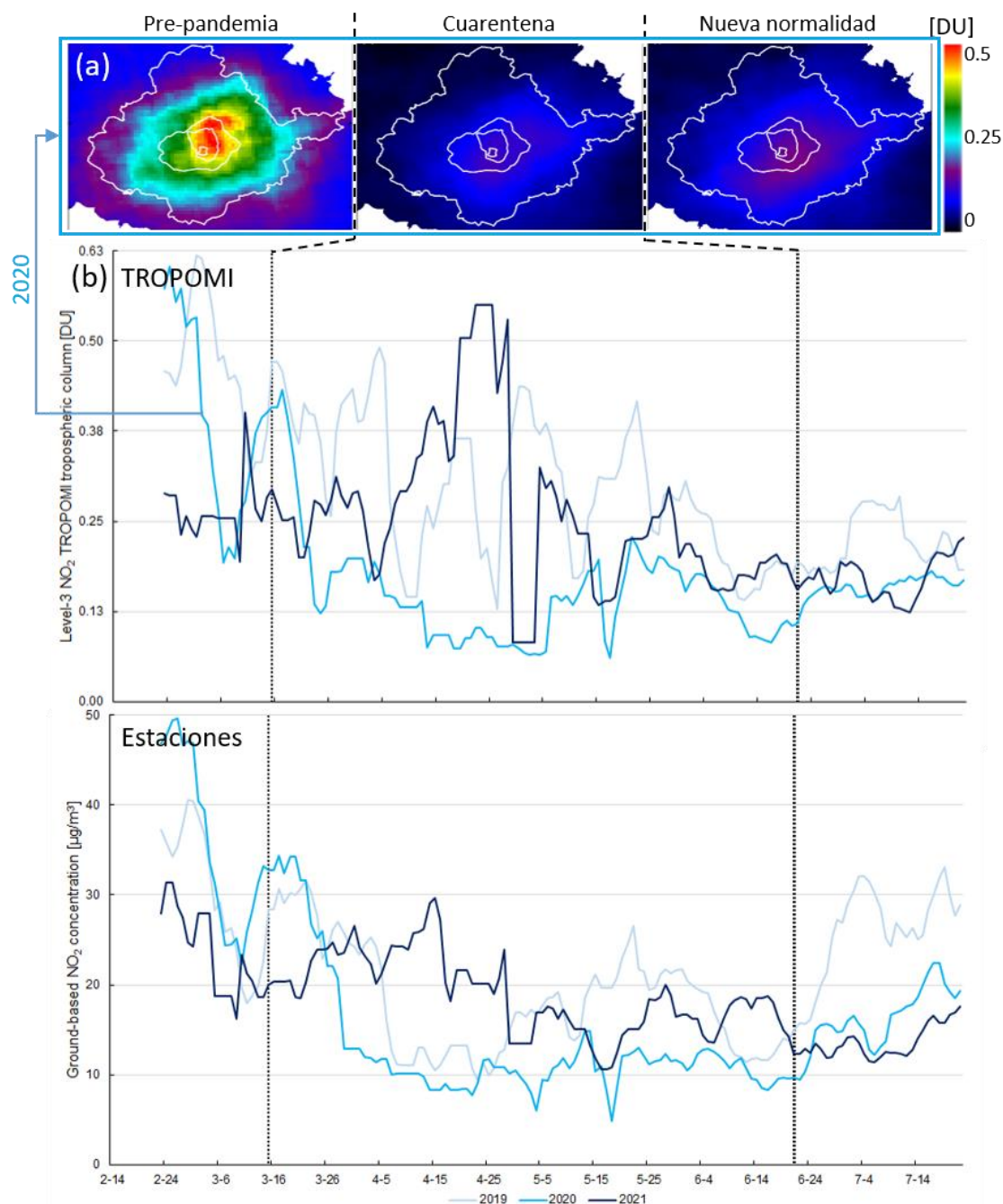


Figura 23.- (a) Distribución de la concentración de NO₂ en 2020 antes, durante y después del confinamiento y (b) media móvil de 10 días de la concentración de NO₂ observada en superficie y por satélite en 2019, 2020 y 2021 dentro de la ZBEDEP durante el mismo periodo.

Ambos casos permitieron comprobar la viabilidad de TROPOMI para detectar los efectos de nuevas políticas públicas sobre la distribución espacial e interanual de la concentración de NO₂. En coherencia con lo observado previamente, los grandes cambios son perceptibles, sobre todo a nivel global; pero los más pequeños revisten limitaciones para su detección.

Estas limitaciones residen fundamentalmente en lo expuesto en la cuestión 1. En periodos de bajas concentraciones de NO₂ aumenta la dificultad para observar diferencias entre regiones próximas solo con datos de satélite. Y aun en caso contrario, la detección de estos gradientes espaciales no siempre es evidente. Esto se debe no solo a la propia resolución del sensor, sino a la influencia de fenómenos meteorológicos,

lo que dificulta establecer una correspondencia más directa entre datos de distinta naturaleza. De hecho, una última parte de esta segunda publicación evidenció el papel del viento en la dispersión de contaminantes, restringiendo la correlación y dificultando el análisis exclusivo con datos de teledetección.

Por lo tanto, la teledetección es una herramienta muy potente para complementar los datos obtenidos a nivel superficial, ya que ofrece una perspectiva regional de la distribución del NO₂ y sus cambios más significativos, incluidos aquellos derivados de la gestión pública. Sin embargo, recurrir únicamente a esta vía para sacar conclusiones precisas sobre la mejora en la calidad del aire requiere que las condiciones meteorológicas sean muy estables —como las que suelen darse en Madrid— o se estudien previamente para describir su influencia.

Cuestión 4: ¿Cuáles son los principales factores meteorológicos que influyen en la concentración de NO₂ y que deben tenerse en cuenta para realizar estimaciones a nivel superficial?

Los resultados anteriores muestran la estrecha relación entre los datos de NO₂ in situ y de columna troposférica. Sin embargo, no es posible estimar directamente la calidad del aire que respira la población con datos de teledetección sin tener en cuenta también los factores que influyen en la distribución de la contaminación. Este salto ha tratado de completarse mediante el empleo de modelos atmosféricos, pero la investigación más reciente se ha centrado en el uso de modelos de regresión y machine learning, que parecen ofrecer mayor inmediatez y menor complejidad de uso, con unos primeros resultados positivos (Cedeno Jimenez et al., 2023; Chan et al., 2021; Kang et al., 2021). El mayor inconveniente es que no existe un único modelo que se adapte con éxito en todos los casos. Es plenamente conocido que el viento es el principal agente de transporte atmosférico, que determina la circulación e intercambio de masas de aire. No obstante, los procesos de generación y extinción de NO₂ tienen múltiples causas (véase sección 2.5.1), por lo que es conveniente estudiar la meteorología de cada región de interés de forma íntegra.

Con la información obtenida a partir de la infraestructura de estaciones meteorológicas, se observó la relación entre todas las variables medidas (velocidad del viento, temperatura, radiación solar y humedad relativa) y las concentraciones de NO₂ de cada fuente de datos durante todo un año. Para ello, se abordó un cálculo de correlación y un ACP. Con el fin de establecer una comparación más amplia, se extendió el estudio a las tres ciudades más pobladas de España: Madrid, Barcelona y Valencia. Adicionalmente, se agregaron datos de O₃ troposférico, por encontrarse íntimamente relacionado a la dinámica atmosférica del NO₂ (véase sección 2.5.2). Por último, el estudio de la dirección del viento se llevó a cabo empleando el modelo ERA5-Land (véase sección 3.1.3).

Una caracterización previa de la meteorología predominante permitió diferenciar claramente las localidades costeras con respecto al centro de la Península. Mientras que Madrid presentaba menor velocidad media del viento (1,34 m/s) que Valencia (2,97 m/s) y Barcelona (8,04 m/s), también acusaba un clima más seco durante el verano. Las direcciones más persistentes del viento fueron diferentes en cada caso (paralelas a las cordilleras montañosas en Madrid y perpendiculares a la costa en las demás), pero el resto de variables siguieron tendencias muy similares.

Los primeros resultados revelaron que, en efecto, la correspondencia entre tipos de datos de NO₂ variaba sensiblemente en cada localización. En Madrid, el coeficiente de correlación ($r=0,86$) fue notablemente mayor que en Valencia ($r=0,68$) y Barcelona ($r=0,65$); es decir, decreciente con el incremento de la velocidad media del viento (Figura 24).

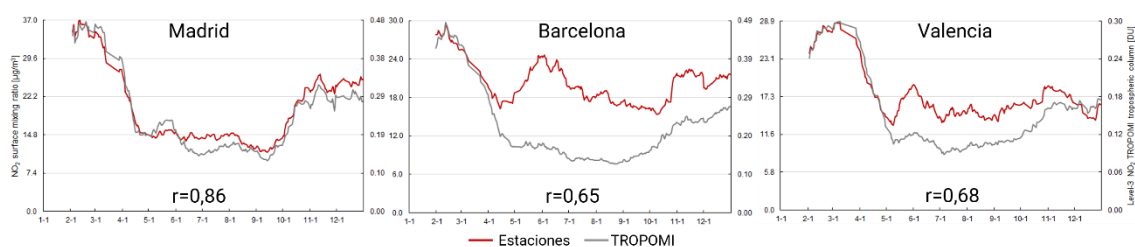


Figura 24.- Media móvil de 30 días de la concentración de NO₂ observada en superficie (rojo) y por satélite (gris) en Madrid, Barcelona y Valencia, y coeficientes de correlación entre ambas series de datos.

De igual forma que ocurría entre puntos en el interior de la Comunidad de Madrid en el primer caso, la estabilidad meteorológica parece favorecer la equivalencia directa entre medidas de columna troposférica y de concentración superficial. Estas condiciones se dan generalmente en la ciudad de Madrid y facilitan, además, la toma de imágenes con píxeles de calidad, lo que se tradujo en una mayor disponibilidad de datos de satélite.

En la costa, los vientos son más intensos, e inducen fenómenos de transporte que dificultan una identificación inmediata de las zonas más afectadas por la contaminación a nivel superficial. Por ello, mientras en algunos puntos ambos tipos de datos de NO₂ pueden tener coherencia, en otros casos la correspondencia será prácticamente nula (Figura 25).

La matriz de correlación entre todas las variables mostró que la concentración de O₃ troposférico y la velocidad del viento se situaban como factores determinantes en la extinción del NO₂. La temperatura y la radiación solar también se relacionaron con escenarios de menor contaminación, aunque solo en Madrid se obtuvieron coeficientes similares para ambas bases de datos de NO₂. La humedad relativa no presentó valores significativos en ningún caso.

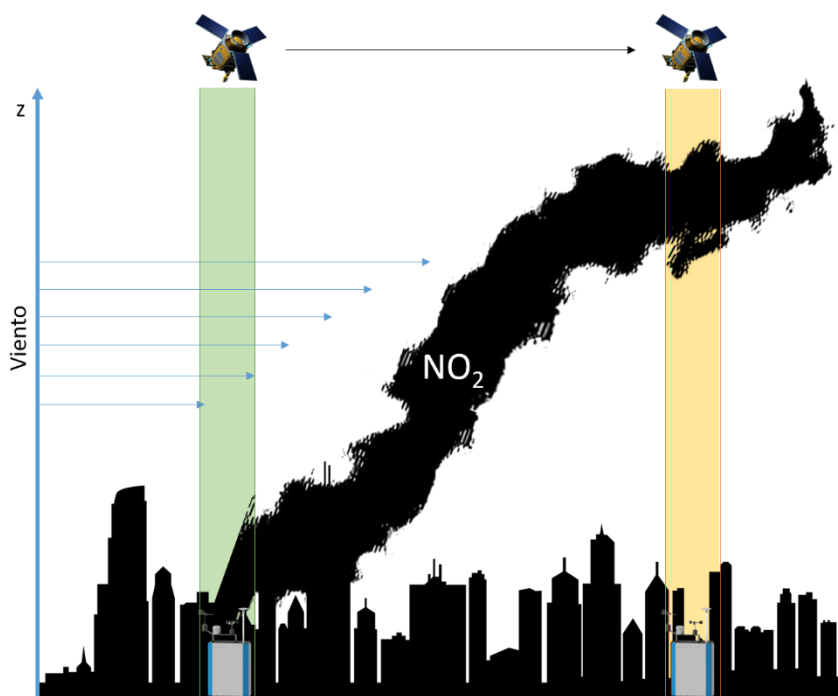


Figura 25.- Influencia del viento sobre la correspondencia entre los datos de NO₂ medido por las estaciones (superficie) y por satélite (columna).

El ACP sustentó estos resultados con mayor evidencia. Se diferenciaron con frecuencia tres grupos de datos, o componentes principales: la primera, formada por la concentración de O_3 , la temperatura y la radiación solar; la segunda, por la velocidad del viento; y la tercera, por la humedad relativa. La concentración de NO_2 —tanto de estaciones como de Sentinel-5P— apareció siempre en una de las dos primeras componentes, mientras que la humedad relativa lo hizo de forma aislada sin relación con el resto de variables.

La distribución de los datos de NO_2 en función de la dirección media del viento fue coherente en ambos casos. En cada localización pudo observarse cómo la concentración tendió a crecer o disminuir en direcciones concretas, aunque en Madrid el reparto fue más homogéneo. Este factor es importante porque determina el destino y la procedencia de las masas de aire observadas, teniendo en cuenta, por tanto, la influencia de focos de emisión cercanos.

En cualquier caso, la concentración medida generalmente será menor cuanto mayor sea la velocidad del viento. Esto se confirmó mediante una clasificación de los casos extremos de mayor y menor calidad de aire, donde, para direcciones del viento más persistentes, la velocidad representaba un factor determinante (véase el caso de Madrid, Figura 26).

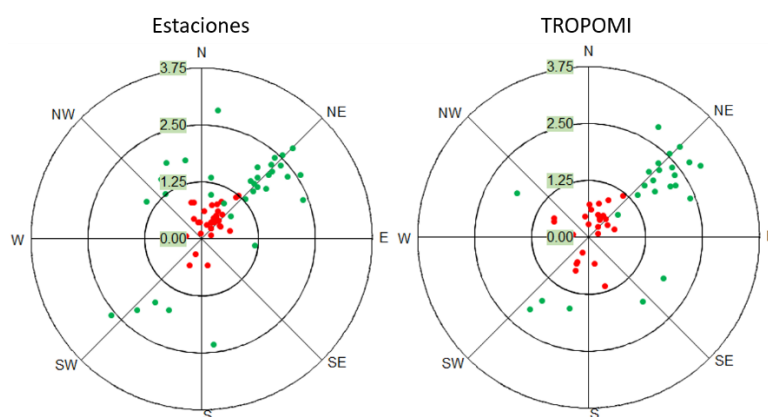


Figura 26.- Velocidad (m/s) y dirección del viento promedio en el 10% de casos de mayor (rojo) y menor (verde) concentración de NO_2 observada en superficie y por satélite en la ciudad de Madrid.

Por lo tanto, los factores meteorológicos con mayor influencia en la concentración de NO_2 , y que deben tenerse en cuenta antes de realizar estimaciones de concentración superficial son:

1. La velocidad y dirección del viento, ya que determinan los procesos de dispersión de los contaminantes y, además, condicionan la equivalencia directa entre datos in situ y de satélite. Esta relación se muestra de inequívocamente en la Figura 27, y se dio en las tres ciudades de interés.

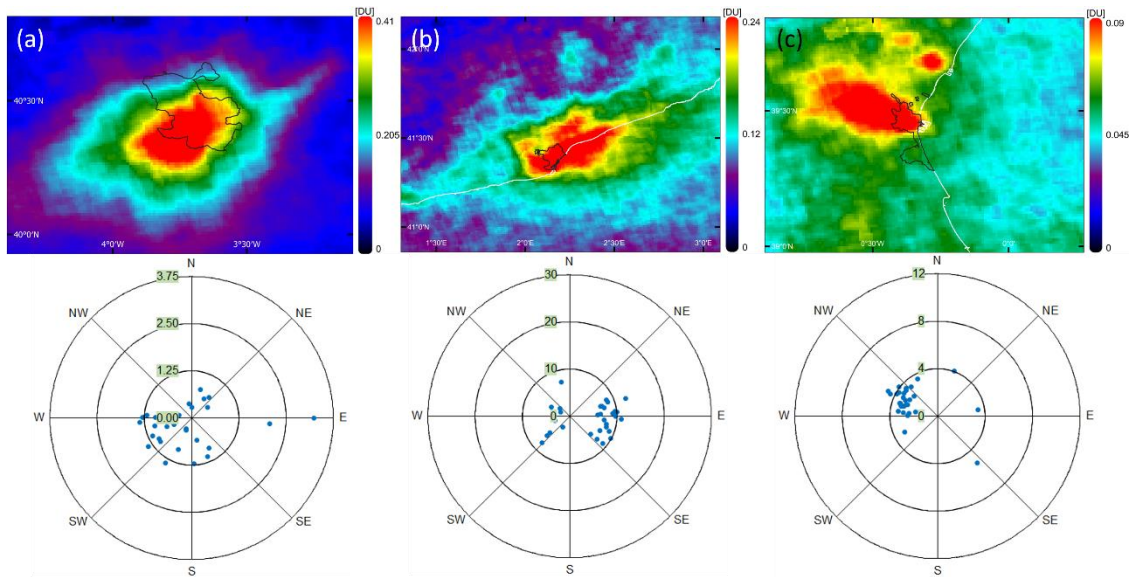


Figura 27.- Distribución de la concentración de NO₂ troposférico observada por TROPOMI en diferentes meses de 2022 en (a) Madrid, (b) Barcelona y (c) Valencia. Debajo, promedio diario de la velocidad (m/s) y dirección del viento durante los mismos meses.

2. La temperatura y la radiación solar, porque desencadenan procesos químicos de eliminación de NO₂. Su importancia fue desigual en cada caso, pero siempre aparecieron ligadas a la presencia de O₃ troposférico. Este último fue el indicador más potente de todos, y sería deseable agregarlo siempre como información de entrada en caso de estar disponible oficialmente.

Considerando estos resultados, las variables que deben tenerse en cuenta en la generación de modelos de estimación en cada una de las ciudades de estudio son:

- Madrid: velocidad del viento, nivel de O₃ troposférico, temperatura y radiación solar.
- Barcelona: velocidad del viento, dirección del viento y nivel de O₃ troposférico.
- Valencia: velocidad del viento, dirección del viento y nivel de O₃ troposférico.

VI. CONCLUSIONES

La investigación realizada caracteriza la distribución espaciotemporal de la columna de NO₂ troposférico observada por el sensor TROPOMI del satélite Sentinel-5P y la compara con las medidas obtenidas en superficie mediante infraestructura pública de calidad del aire urbano; analiza la viabilidad de la aplicación directa de los datos satelitales para observar cambios inducidos de forma local; y determina cuáles son los principales factores atmosféricos que influyen en su concentración. Se realiza un estudio completo en la Comunidad de Madrid y se extiende después a otras ciudades de España, cuyo número de muertes evitables por exposición al NO₂ las sitúan entre los primeros puestos del ranking europeo.

La tesis se estructura tratando de dar respuesta a 4 cuestiones principales.

La cuestión número 1 (*“¿Hasta qué punto puede establecerse una correlación directa entre las medidas de concentración de NO₂ obtenidas en superficie y por satélite?”*) se ha respondido en los siguientes puntos:

1. Los datos de columna troposférica de NO₂ del sensor TROPOMI presentan una correlación fuerte con los de concentración en masa de las estaciones de calidad del aire en superficie. Esto se había comprobado en otros lugares del mundo, pero nunca en localidades españolas.

En la Comunidad de Madrid el coeficiente es especialmente alto ($r=0,81$) en comparación a otros estudios, lo que supone una gran oportunidad para la investigación. Acotar el muestreo entre las horas de paso de satélite es una metodología efectiva para asegurar una comparación directa entre grupos de datos.

2. La correlación entre datos in situ y satelitales de NO₂ es más estrecha en regiones donde la acumulación es alta y persistente; incluso, dentro de una misma zona. En la Comunidad de Madrid, la correlación en entornos urbanos y suburbanos fue un 52% más alta que en los rurales.

La topografía juega un papel fundamental en la evacuación de las masas de aire e influye en la generación de nubes, precipitaciones y vientos. Una mayor estabilidad de estos factores genera condiciones estacionarias y fortalece la correlación, mientras que una mayor variabilidad limita la calidad y disponibilidad de los datos y dificulta la comparación. En la ciudad de Madrid ($r=0,86$) se dan las condiciones descritas en el primer caso, y no tanto en el resto de casos estudiados (Valencia, $r=0,68$; Barcelona, $r=0,65$).

La cuestión número 2 (*“¿Es posible detectar por satélite una distribución temporal y territorial del NO₂ que permita identificar los puntos calientes de emisiones en cada localización?”*) se ha respondido en los siguientes puntos:

3. Los datos satelitales permiten caracterizar con éxito la distribución espaciotemporal de la concentración de NO₂ en entornos urbanos. Esta operación no es posible con imágenes aisladas, pero sí acumulando, al menos, los datos obtenidos durante un ciclo orbital del satélite (16 días). La generación de imágenes promedio permite identificar patrones mensuales y semanales.

En meses fríos y en días laborables, la concentración aumenta de forma general, mientras que, en periodos cálidos y fines de semana, disminuye. Esto se debe a la variabilidad del periodo de vida media del NO₂ con la temperatura y a los distintos perfiles de emisiones de cada lugar y época del año. Estos cambios pueden, en

muchos casos, localizarse geográficamente y atribuirse a una actividad determinada, especialmente si se cumplen las condiciones descritas en el punto 2.

La cuestión número 3 (*“¿Es posible emplear la teledetección para evaluar los efectos de las políticas de reducción de emisiones y hasta qué punto esos cambios pueden detectarse de forma localizada?”*) se ha respondido en los siguientes puntos:

4. La teledetección satelital es una herramienta lo suficientemente potente como para detectar cambios en la concentración de NO₂ derivados de la adopción de nuevas políticas. Se han observado con éxito los principales efectos de la implementación de la ZBEDEP de Madrid Central y del confinamiento por la crisis del COVID-19, revelando patrones similares a los obtenidos por estaciones in situ. Estos efectos incluyen cambios localizados en la concentración de NO₂ dentro de la ZBEDEP con respecto a áreas adyacentes, siendo más evidentes durante periodos de mayor contaminación ($\geq 0,40$ DU). Hasta la fecha, es la primera vez en la que el impacto de una ZBE se ha evaluado mediante satélite.
5. La localización de gradientes espaciales de concentración a tal escala no es una de las fortalezas de TROPOMI: estos hallazgos se deben a las condiciones particulares descritas en el punto 2. Es por ello que emplear exclusivamente datos satelitales no debe ser una aproximación única, sino complementaria, ya que el empleo directo de valores de columna troposférica reviste limitaciones; especialmente en regiones con climatología más inestable.

La cuestión número 4 (*“¿Cuáles son los principales factores meteorológicos que influyen en la concentración de NO₂ y que deben tenerse en cuenta para realizar estimaciones a nivel superficial?”*) se ha respondido en los siguientes puntos:

6. Para superar las limitaciones referidas en el punto 5, es necesario estudiar los agentes meteorológicos de cada localidad de interés bajo la PBL y caracterizar su influencia en la producción o extinción de NO₂. Identificar estas relaciones permite mejorar los protocolos de actuación en episodios de alta contaminación, así como establecer una base para el cálculo de estimaciones de concentración superficial a partir de datos de satélite mediante modelos de regresión y machine learning. Las variables escogidas fueron velocidad y dirección del viento, temperatura, radiación solar y humedad relativa. Se consideró también el nivel de O₃ troposférico por su implicación directa en la extinción química de NO₂.

La comparación de la información obtenida de estaciones meteorológicas de Madrid, Barcelona y Valencia con datos de concentración in situ y satelital de NO₂ revela que velocidades crecientes del viento son el principal factor que debilita la correlación entre datos de columna y superficiales, ya que altera la distribución vertical del gas (Madrid: $r=0,86$, $v=1,34$ m/s; Valencia, $r=0,68$, $v=2,97$ m/s; Barcelona, $r=0,65$, $v=8,04$ m/s).

7. La velocidad y dirección del viento ejercen la mayor influencia en la dispersión del NO₂, mientras que la concentración de O₃, la radiación solar y la temperatura activan los procesos de eliminación. La humedad relativa no juega un papel importante. Estas relaciones se reproducen de forma generalizada, pero en diferente intensidad según la localización y la base de datos de NO₂ empleada, por lo que se precisa un análisis individualizado de cada caso.

8. Las variables de estudio que mayor coherencia presentan entre datos in situ y satelitales de NO₂ —y que serán la base del cálculo de estimaciones a nivel superficial— son: en Madrid, el O₃, la velocidad del viento, la temperatura y la radiación solar; en Barcelona y Valencia, el O₃, la velocidad del viento y la dirección del viento.

VII.FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN



Esta tesis sienta las bases para que la investigación pueda desarrollarse en dos vertientes principales:

1. La primera pasará por la repetición de los presentes estudios empleando los datos de Sentinel-5 y Sentinel-4 una vez se produzcan los lanzamientos definitivos. Nunca antes se ha dispuesto del servicio de satélites estacionarios de alta calidad en Europa de forma abierta al público, por lo que será muy conveniente comparar los nuevos resultados que se obtengan siguiendo la misma metodología con sensores de prestaciones superiores. Es esperable que las correlaciones entre datos satelitales y superficiales de NO₂ sean mayores, y que la caracterización de la distribución espaciotemporal de la concentración pueda llevarse a cabo en un tiempo mucho menor.

De igual modo, este seguimiento continuo de las concentraciones de NO₂ podría ser una oportunidad para la estimación de nuevas emisiones y la contribución a la confección de inventarios no convencionales de GEI.

2. La segunda línea será abordada de forma inmediata, y consistirá en incorporar los resultados aquí obtenidos en diferentes modelos de regresión para realizar estimaciones de concentración superficial en las 3 ciudades estudiadas y evaluar su desempeño. Esto deberá realizarse tanto para productos reprocesados como para los de tipo NRTI, buscando la mayor inmediatez posible. En este contexto, será interesante incorporar información sobre otras especies contaminantes para comprobar hasta qué punto conocer la relación entre ellas puede ser de utilidad.

Una vez superado ese objetivo, se replicará el proceso en otros municipios españoles de más de 50.000 habitantes que se encuentren rezagados en la implantación de medidas de control de la contaminación atmosférica. Se analizará la viabilidad del empleo de sensores meteorológicos y de calidad del aire de bajo coste como fuentes de datos in situ.

Un camino alternativo es la aproximación de los datos meteorológicos a través de modelos atmosféricos como los empleados aquí, sin necesidad de infraestructura auxiliar. Y, en cualquier caso, comparar el error obtenido por cada metodología.

Ambas líneas son complementarias, ya que gracias al acceso a datos de sensores geoestacionarios podrían obtenerse paulatinamente estimaciones de mejor calidad.

VIII. REFERENCIAS



- AEROSPAIN, 2024. Aerosol Stations – AERONET calibration facilities in Spain [WWW Document]. URL <https://aerospain.aemet.es/aerosol-stations/> (accessed 3.18.24).
- Alemayehu, Y.A., Asfaw, S.L., Terfie, T.A., 2020. Exposure to urban particulate matter and its association with human health risks. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 27, 27491–27506. <https://doi.org/10.1007/S11356-020-09132-1>
- Álvarez Gallego, S., Rubio Sánchez, A., Rodríguez Olalla, A., Avilés Palacios, C., López Quero, M., 2015. Conceptos básicos de la huella de carbono. AENOR, Madrid.
- Andreae, M.O., Jones, C.D., Cox, P.M., 2005. Strong present-day aerosol cooling implies a hot future. *Nat.* 2005 4357046 435, 1187–1190. <https://doi.org/10.1038/nature03671>
- Ansmann, A., Müller, D., 2005. Lidar and Atmospheric Aerosol Particles. *Lidar* 105–141. https://doi.org/10.1007/0-387-25101-4_4
- Badr, O., Probert, S.D., 1993. Oxides of nitrogen in the Earth's atmosphere: Trends, sources, sinks and environmental impacts. *Appl. Energy* 46, 1–67. [https://doi.org/10.1016/0306-2619\(93\)90076-2](https://doi.org/10.1016/0306-2619(93)90076-2)
- Beirle, S., Hörmann, C., Penning De Vries, M., Dörner, S., Kern, C., Wagner, T., 2014. Estimating the volcanic emission rate and atmospheric lifetime of SO₂ from space: a case study for Kilauea volcano, Hawai'i. *Atmos. Chem. Phys.* 14, 8309–8322. <https://doi.org/10.5194/acp-14-8309-2014>
- Bobrowski, N., Hönninger, G., Galle, B., Platt, U., 2003. Detection of bromine monoxide in a volcanic plume. *Nat.* 2003 4236937 423, 273–276. <https://doi.org/10.1038/nature01625>
- Boersma, K.F., Eskes, H.J., Dirksen, R.J., Van Der A, R.J., Veefkind, J.P., Stammes, P., Huijnen, V., Kleipool, Q.L., Sneep, M., Claas, J., Leitão, J., Richter, A., Zhou, Y., Brunner, D., 2011. An improved tropospheric NO₂ column retrieval algorithm for the Ozone Monitoring Instrument. *Atmos. Meas. Tech.* 4, 1905–1928. <https://doi.org/10.5194/AMT-4-1905-2011>
- Boersma, K.F., Eskes, H.J., Richter, A., De Smedt, I., Lorente, A., Beirle, S., Van Geffen, J.H.G.M., Zara, M., Peters, E., Van Roozendael, M., Wagner, T., Maasakkers, J.D., Van Der A, R.J., Nightingale, J., De Rudder, A., Irie, H., Pinardi, G., Lambert, J.C., Compernelle, S.C., 2018. Improving algorithms and uncertainty estimates for satellite NO₂ retrievals: Results from the quality assurance for the essential climate variables (QA4ECV) project. *Atmos. Meas. Tech.* 11, 6651–6678. <https://doi.org/10.5194/AMT-11-6651-2018>
- Bortoli, D., Silva, A.M., Giovanelli, G., Costa, M.J., Domingues, A.F., 2009. Monitoring of atmospheric ozone and nitrogen dioxide over the south of Portugal by ground-based and satellite observations. *Opt. Express*, Vol. 17, Issue 15, pp. 12944–12959 17, 12944–12959. <https://doi.org/10.1364/OE.17.012944>
- Boucher, O., Haywood, J., 2001. On summing the components of radiative forcing of climate change. *Clim. Dyn.* 18, 297–302. <https://doi.org/10.1007/S003820100185/METRICS>
- Bucsela, E.J., Krotkov, N.A., Celarier, E.A., Lamsal, L.N., Swartz, W.H., Bhartia, P.K., Boersma, K.F., Veefkind, J.P., Gleason, J.F., Pickering, K.E., 2013. A new stratospheric and tropospheric NO₂ retrieval algorithm for nadir-viewing satellite instruments: Applications to OMI. *Atmos. Meas. Tech.* 6, 2607–2626. <https://doi.org/10.5194/AMT-6-2607-2013>

- Buzikov, S. V, Matushkin, O.P., Jonson, J.E., Borken-Kleefeld, J., Simpson, D., Nyíri, A., Posch, M., Heyes, C., 2017. LETTER • OPEN ACCESS Impact of doping alumina nanoparticles on spray characteristics of diesel-biodiesel fuel blends Mukul Tomar and Naveen Kumar-Development of a bi-fuel power supply system for a diesel engine Impact of excess NO_x emissions from diesel cars on air quality, public health and eutrophication in Europe. *Environ. Res. Lett* 12, 94017. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa8850>
- Cedeno Jimenez, J.R., Brovelli, M.A., 2023. NO₂ Concentration Estimation at Urban Ground Level by Integrating Sentinel 5P Data and ERA5 Using Machine Learning: The Milan (Italy) Case Study. *Remote Sens.* 15. <https://doi.org/10.3390/RS15225400>
- Cedeno Jimenez, J.R., Pugliese Viloria, A. de J., Brovelli, M.A., 2023. Estimating Daily NO₂ Ground Level Concentrations Using Sentinel-5P and Ground Sensor Meteorological Measurements. *ISPRS Int. J. Geo-Information* 2023, Vol. 12, Page 107 12, 107. <https://doi.org/10.3390/IJGI12030107>
- Cersosimo, A., Serio, C., Masiello, G., 2020. TROPOMI NO₂ Tropospheric Column Data: Regridding to 1 km Grid-Resolution and Assessment of their Consistency with In Situ Surface Observations. *Remote Sens.* 2020, Vol. 12, Page 2212 12, 2212. <https://doi.org/10.3390/RS12142212>
- Chan, K.L., Khorsandi, E., Liu, S., Baier, F., Valks, P., 2021. Estimation of surface no₂ concentrations over germany from tropomi satellite observations using a machine learning method. *Remote Sens.* 13, 1–24. <https://doi.org/10.3390/RS13050969>
- Chen, Y.C., Chou, C.C.K., Liu, C.Y., Chi, S.Y., Chuang, M.T., 2023. Evaluation of the nitrogen oxide emission inventory with TROPOMI observations. *Atmos. Environ.* 298, 119639. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2023.119639>
- Choi, C.-I., 2010. Does Urbanization Indeed Increase Disaster Damages? - Lessons from Gyeonggi Province, South Korea. *J. Environ. Policy* 9, 3–27.
- Cicek, A., Aslan, A., Yazici, K., Savas Koparal, A., 2009. Effects of environmental conditions on historical buildings: Lichens and NO_x gases. *Environ. Monit. Assess.* 154, 187–195. <https://doi.org/10.1007/S10661-008-0388-1/METRICS>
- City of Madrid, 2024a. Air quality data since 2001 [WWW Document]. URL <https://datos.madrid.es/portal/site/egob/menuitem.c05c1f754a33a9fbe4b2e4b284f1a5a0/?vgnextoid=aecb88a7e2b73410VgnVCM2000000c205a0aRCRD&vgnnextchannel=374512b9ace9f310VgnVCM100000171f5a0aRCRD> (accessed 4.17.23).
- City of Madrid, 2024b. Meteorological data since 2019 [WWW Document]. URL <https://datos.madrid.es/sites/v/index.jsp?vgnextoid=fa8357cec5efa610VgnVCM1000001d4a900aRCRD&vgnnextchannel=374512b9ace9f310VgnVCM100000171f5a0aRCRD> (accessed 2.12.24).
- Comisión Europea (CE), 2022a. COMMUNICATION FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN PARLIAMENT, THE EUROPEAN COUNCIL, THE COUNCIL, THE EUROPEAN ECONOMIC AND SOCIAL COMMITTEE AND THE COMMITTEE OF THE REGIONS REPowerEU Plan [WWW Document]. URL <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=COM%3A2022%3A230%3AFIN&qid=1653033742483> (accessed 3.7.24).
- Comisión Europea (CE), 2022b. Proposal for a DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL on ambient air quality and cleaner air for Europe.

- Comisión Europea (CE), 2021a. Reglamento (UE) 2021/1119 del Parlamento Europeo y del Consejo de 30 de junio de 2021 por el que se establece el marco para lograr la neutralidad climática y se modifican los Reglamentos (CE) n.º 401/2009 y (UE) 2018/1999 («Legislación europea sobre el cl [WWW Document]. URL <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=CELEX:32021R1119> (accessed 3.7.24).
- Comisión Europea (CE), 2021b. COMUNICACIÓN DE LA COMISIÓN AL PARLAMENTO EUROPEO, AL CONSEJO, AL COMITÉ ECONÓMICO Y SOCIAL EUROPEO Y AL COMITÉ DE LAS REGIONES «Objetivo 55»: cumplimiento del objetivo climático de la UE para 2030 en el camino hacia la neutralidad climática [WWW Document]. URL <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=CELEX%3A52021DC0550> (accessed 6.11.24).
- Comisión Europea (CE), 2016. 2016/2284 of the European Parliament and of the Council of 14 December 2016 on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants, amending Directive 2003/35/EC and repealing Directive 2001/81/EC [WWW Document]. URL <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32016L2284> (accessed 3.11.24).
- Comisión Europea (CE), 2008a. Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe.
- Comisión Europea (CE), 2008b. Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe [WWW Document]. URL <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A02008L0050-20150918> (accessed 3.12.24).
- Comisión Europea (CE), 2004. Directive 2004/107/EC of the European Parliament and of the Council of 15 December 2004 relating to arsenic, cadmium, mercury, nickel and polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air.
- Comunidad de Madrid, 2023. Air Quality data since 2005 [WWW Document]. URL https://datos.comunidad.madrid/catalogo/dataset/calidad_aire_datos_historico (accessed 4.17.23).
- Connolly, C., Keil, R., Ali, S.H., 2020. Extended urbanisation and the spatialities of infectious disease: Demographic change, infrastructure and governance. <https://doi.org/10.1177/0042098020910873> 58, 245–263. <https://doi.org/10.1177/0042098020910873>
- Crutzen, P.J., 1970. The influence of nitrogen oxides on the atmospheric ozone content. *Q. J. R. Meteorol. Soc.* 96, 320–325. <https://doi.org/10.1002/QJ.49709640815>
- de Gouw, J.A., Veefkind, J.P., Roosenbrand, E., Dix, B., Lin, J.C., Landgraf, J., Levelt, P.F., 2020. Daily Satellite Observations of Methane from Oil and Gas Production Regions in the United States. *Sci. Reports* 2020 101 10, 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-57678-4>
- De Wekker, S.F.J., Kossmann, M., 2015. Convective boundary layer heights over mountainous terrain—A review of concepts. *Front. Earth Sci.* 3, 1–22. <https://doi.org/10.3389/FEART.2015.00077>
- Deilami, K., Kamruzzaman, M., Liu, Y., 2018. Urban heat island effect: A systematic review of spatio-temporal factors, data, methods, and mitigation measures. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* 67, 30–42. <https://doi.org/10.1016/J.JAG.2017.12.009>
- Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR), 2024. GOME-2 / MetOp [WWW Document]. URL <https://atmos.eoc.dlr.de/app/missions/gome2> (accessed 4.4.24).

- Dewan, S., Lakhani, A., 2022. Tropospheric ozone and its natural precursors impacted by climatic changes in emission and dynamics. *Front. Environ. Sci.* 10, 1007942. <https://doi.org/10.3389/FENV.S.2022.1007942/BIBTEX>
- Duarte, R.M.B.O., Duarte, A.C., 2020. Urban Atmospheric Aerosols: Sources, Analysis, and Effects. *Atmos.* 2020, Vol. 11, Page 1221 11, 1221. <https://doi.org/10.3390/ATMOS11111221>
- Ecologistas en Acción, 2023. La calidad del aire en el Estado español durante 2022 [WWW Document]. URL <https://www.ecologistasenaccion.org/wp-content/uploads/2023/06/informe-calidad-aire-estado-2022.pdf> (accessed 3.11.24).
- Emberson, L.D., Ashmore, M.R., Murray, F., Kuypenstierna, J.C.I., Percy, K.E., Izuta, T., Zheng, Y., Shimizu, H., Sheu, B.H., Liu, C.P., Agrawal, M., Wahid, A., Abdel-Latif, N.M., Van Tienhoven, M., De Bauer, L.I., Domingos, M., 2001. Impacts of air pollutants on vegetation in developing countries. *Water. Air. Soil Pollut.* 130, 107–118. <https://doi.org/10.1023/A:1012251503358/METRICS>
- Eskes, H., Van Geffen, J., Boersma, F., Eichmann, K.-U., Apituley, A., Pedernana, M., Sneep, M., Veefkind, J.P., Loyola, D., 2022. Sentinel-5 precursor/TROPOMI Level 2 Product User Manual Nitrogen dioxide.
- European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF), 2024. CAMS: Global atmospheric composition forecast data documentation [WWW Document]. URL <https://confluence.ecmwf.int/display/CKB/CAMS%3A+Global+atmospheric+composition+forecast+data+documentation> (accessed 3.12.24).
- European Environment Agency (EEA), 2019. Urban adaptation in Europe: how cities and towns respond to climate change [WWW Document]. URL <https://www.eea.europa.eu/publications/urban-adaptation-in-europe> (accessed 6.11.24).
- European Space Agency (ESA), 2024a. Missions - Sentinel Online [WWW Document]. URL <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/missions> (accessed 3.26.24).
- European Space Agency (ESA), 2024b. S5P Mission Performance Centre Level 1b Readme.
- European Space Agency (ESA), 2024c. Sentinel-5P Processing [WWW Document]. URL <https://sentiwiki.copernicus.eu/web/s5p-processing> (accessed 3.28.24).
- European Space Agency (ESA), 2024d. Sentinel-5P Product Algorithm Laboratory [WWW Document]. URL <https://data-portal.s5p-pal.com/> (accessed 3.31.24).
- European Space Agency (ESA), 2024e. Copernicus Data Space Ecosystem [WWW Document]. URL <https://dataspace.copernicus.eu/> (accessed 4.3.24).
- European Space Agency (ESA), 2024f. HARP [WWW Document]. URL <https://atmospherictoolbox.org/harp/> (accessed 4.3.24).
- European Space Agency (ESA), 2024g. HARP manual — HARP 1.21 documentation [WWW Document]. URL <https://stcorp.github.io/harp/doc/html/index.html#> (accessed 4.5.24).
- Fabry, C., Buisson, H., 1921. Étude de l'extrémité ultra-violet du spectre solaire. *J. Phys. Radium* 2. <https://doi.org/10.1051/jphysrad:0192100207019700i>
- Fabry, C., Buisson, H., 1913. L'absorption de l'ultra-violet par l'ozone et la limite du

- spectre solaire. *J. Phys. Theor. Appl* 3, 196–206.
<https://doi.org/10.1051/jphysap:019130030019601i>
- Farr, T.G., Rosen, P.A., Caro, E., Crippen, R., Duren, R., Hensley, S., Kobrick, M., Paller, M., Rodriguez, E., Roth, L., Seal, D., Shaffer, S., Shimada, J., Umland, J., Werner, M., Oskin, M., Burbank, D., Alsdorf, D.E., 2007. The shuttle radar topography mission. *Rev. Geophys.* 45. <https://doi.org/10.1029/2005RG000183>
- Garcia, A., Santa-Helena, E., De Falco, A., de Paula Ribeiro, J., Gioda, A., Gioda, C.R., 2023. Toxicological Effects of Fine Particulate Matter (PM_{2.5}): Health Risks and Associated Systemic Injuries-Systematic Review. *Water. Air. Soil Pollut.* 234. <https://doi.org/10.1007/S11270-023-06278-9>
- Georgoulas, A.K., Boersma, K.F., Van Vliet, J., Zhang, X., Van Der A, R., Zanis, P., De Laat, J., 2020. Detection of NO₂ pollution plumes from individual ships with the TROPOMI/S5P satellite sensor. *Environ. Res. Lett.* 15, 124037.
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/ABC445>
- Gilardi, L., Erbertseder, T., Baier, F., Paeth, H., Ullmann, T., Taubenbock, H., 2024. The Influence of Commuting on Population Exposure to Air Pollution: Toward Global Application With a Proxy on the Degree of Urbanization. *IEEE J. Sel. Top. Appl. Earth Obs. Remote Sens.* 17, 12720–12730.
<https://doi.org/10.1109/JSTARS.2024.3420155>
- Godfrey, R., Julien, M., 2005. Urbanisation and health. *Clin. Med.* 5, 137–141.
<https://doi.org/10.7861/CLINMEDICINE.5-2-137>
- Godłowska, J., Hajto, M.J., Lapeta, B., Kaszowski, K., 2023. The attempt to estimate annual variability of NO_x emission in Poland using Sentinel-5P/TROPOMI data. *Atmos. Environ.* 294, 119482. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOENV.2022.119482>
- Goldberg, D.L., Anenberg, S.C., Kerr, G.H., Mohegh, A., Lu, Z., Streets, D.G., 2021. TROPOMI NO₂ in the United States: A Detailed Look at the Annual Averages, Weekly Cycles, Effects of Temperature, and Correlation With Surface NO₂ Concentrations. *Earth's Futur.* 9, e2020EF001665.
<https://doi.org/10.1029/2020EF001665>
- Google Earth Engine (GEE), 2024. ERA5-Land Hourly - ECMWF Climate Reanalysis [WWW Document]. URL https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/ECMWF_ERA5_LAND_HOURLY (accessed 6.11.24).
- Google Earth Engine (GEE), 2018. Sentinel-5P OFFL NO₂: Offline Nitrogen Dioxide [WWW Document]. URL https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/COPERNICUS_S5P_OFFL_L3_NO2 (accessed 4.4.24).
- Government of Catalunya, 2024. Air quality data [WWW Document]. URL https://mediambient.gencat.cat/ca/05_ambits_dactuacio/atmosfera/qualitat_de_laire/vols-saber-que-respires/descarrega-de-dades/descarrega-dades-automatiques/ (accessed 2.12.24).
- Government of Valencia, 2024. Air quality and meteorological data [WWW Document]. URL <https://mediambient.gva.es/es/web/calidad-ambiental/datos-on-line> (accessed 2.12.24).
- Green, J.R., Fiddler, M.N., Fibiger, D.L., McDuffie, E.E., Aquino, J., Campos, T., Shah, V., Jaeglé, L., Thornton, J.A., DiGangi, J.P., Wolfe, G.M., Bililign, S., Brown, S.S., 2021. Wintertime Formaldehyde: Airborne Observations and Source Apportionment Over the Eastern United States. *J. Geophys. Res. Atmos.* 126, e2020JD033518. <https://doi.org/10.1029/2020JD033518>

- Griffin, D., Zhao, X., McLinden, C.A., Boersma, F., Bourassa, A., Dammers, E., Degenstein, D., Eskes, H., Fehr, L., Fioletov, V., Hayden, K., Kharol, S.K., Li, S.M., Makar, P., Martin, R. V., Mihele, C., Mittermeier, R.L., Krotkov, N., Snee, M., Lamsal, L.N., Linden, M. ter, Geffen, J. van, Veefkind, P., Wolde, M., 2019. High-Resolution Mapping of Nitrogen Dioxide With TROPOMI: First Results and Validation Over the Canadian Oil Sands. *Geophys. Res. Lett.* 46, 1049–1060. <https://doi.org/10.1029/2018GL081095>
- Hains, J.C., Boersma, K.F., Mark, K., Dirksen, R.J., Cohen, R.C., Perring, A.E., Bucsela, E., Volten, H., Swart, D.P.J., Richter, A., Wittrock, F., Schoenhardt, A., Wagner, T., Ibrahim, O.W., Roozendaal, M. Van, Pinardi, G., Gleason, J.F., Veefkind, J.P., Levelt, P., 2010. Testing and improving OMI DOMINO tropospheric NO₂ using observations from the DANDELIONS and INTEx-B validation campaigns. *J. Geophys. Res. Atmos.* 115, 5301. <https://doi.org/10.1029/2009JD012399>
- Hakeem, K.R., Sabir, M., Ozturk, M., Akhtar, M.S., Ibrahim, F.H., Ashraf, M., Ahmad, M.S.A., 2017. Nitrate and nitrogen oxides: Sources, health effects and their remediation. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 242, 183–217. https://doi.org/10.1007/398_2016_11/COVER
- Hart, M.H., 1978. The evolution of the atmosphere of the earth. *Icarus* 33, 23–39. [https://doi.org/10.1016/0019-1035\(78\)90021-0](https://doi.org/10.1016/0019-1035(78)90021-0)
- Heath, D.F., Mateer, C.L., Krueger, A.J., 1973. The Nimbus-4 Backscatter Ultraviolet (BUV) atmospheric ozone experiment - tow years' operation. *Pure Appl. Geophys. PAGEOPH* 106–108, 1238–1253. <https://doi.org/10.1007/BF00881076/METRICS>
- Heue, K.-P., Richter, A., Bruns, M., Burrows, J.P., v. Friedeburg, C., Platt, U., Pundt, I., Wang, P., Wagner, T., 2004. Validation of SCIAMACHY tropospheric NO₂-columns with AMAXDOAS measurements. *Atmos. Chem. Phys.* 5, 1039–1051. <https://doi.org/10.5194/ACP-5-1039-2005>
- Högbom, A., 1894. On the probability of secular variations of atmospheric carbon dioxide. *Sven. Kem. Tidskr.* 169–176.
- Holben, B.N., Eck, T.F., Slutsker, I., Tanré, D., Buis, J.P., Setzer, A., Vermote, E., Reagan, J.A., Kaufman, Y.J., Nakajima, T., Lavenue, F., Jankowiak, I., Smirnov, A., 1998. AERONET—A Federated Instrument Network and Data Archive for Aerosol Characterization. *Remote Sens. Environ.* 66, 1–16. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(98\)00031-5](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(98)00031-5)
- Hönninger, G., Platt, U., 2002. Observations of BrO and its vertical distribution during surface ozone depletion at Alert. *Atmos. Environ.* 36, 2481–2489. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00104-8](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00104-8)
- Hönninger, G., Von Friedeburg, C., Platt, U., 2004. Atmospheric Chemistry and Physics Multi axis differential optical absorption spectroscopy (MAX-DOAS). *Atmos. Chem. Phys.* 4, 231–254.
- Huang, W., Li, S., Ravan, S., Wiecek, B., 2023. Air Pollution Patterns Mapping of SO₂, NO₂, and CO Derived from TROPOMI over Central-East Europe. *Remote Sens.* 2023, Vol. 15, Page 1565 15, 1565. <https://doi.org/10.3390/RS15061565>
- Huang, Y., Lee, C.K.C., Yam, Y.S., Mok, W.C., Zhou, J.L., Zhuang, Y., Surawski, N.C., Organ, B., Chan, E.F.C., 2022. Rapid detection of high-emitting vehicles by on-road remote sensing technology improves urban air quality. *Sci. Adv.* 8. <https://doi.org/10.1126/SCIADV.ABL7575>

- Instituto Nacional de Estadística (INE), 2023. Cifras oficiales de población de los municipios españoles en aplicación de la Ley de Bases del Régimen Local (Art. 17) [WWW Document]. URL <https://www.ine.es/dynt3/inebase/index.htm?padre=525> (accessed 3.13.24).
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2022a. IPCC 2022: Summary for Policymakers, in: Shukla, P.R., Skea, J., Reisinger, A., Slade, R., Fradera, R., Pathak, M., Al, A., Malek, K., Renée Van Diemen, B., Hasija, A., Lisboa, G., Luz, S., Malley, J., Mccollum, D., Some, S. (Eds.), *Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, New York, pp. 3–48. <https://doi.org/10.1017/9781009157926.001>
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2022b. AR6 Global Warming Potentials.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2018. Annex I: Glossary, in: Cambridge University Press (Ed.), *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the Impacts of Global Warming of 1.5°C above Pre-Industrial Levels and Related Global Greenhouse Gas Emission Pathways, in the Context of Strengthening the Global Response to the Threat of Climate Change....* Cambridge University Press, pp. 541–562. <https://doi.org/10.1017/9781009157940.008>
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories [WWW Document]. URL <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/> (accessed 3.4.24).
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 1990. IPCC First Assessment Report [WWW Document]. URL <https://www.ipcc.ch/reports/?rp=ar1> (accessed 3.5.24).
- International Energy Agency (IEA), 2023. CO₂ Emissions in 2023.
- Jenkin, M.E., 2004. Analysis of sources and partitioning of oxidant in the UK—Part 1: the NO_x-dependence of annual mean concentrations of nitrogen dioxide and ozone. *Atmos. Environ.* 38, 5117–5129. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2004.05.056>
- Jeong, U., Hong, H., 2021. Assessment of Tropospheric Concentrations of NO₂ from the TROPOMI/Sentinel-5 Precursor for the Estimation of Long-Term Exposure to Surface NO₂ over South Korea. *Remote Sens.* 2021, Vol. 13, Page 1877 13, 1877. <https://doi.org/10.3390/RS13101877>
- Jeong, U., Hong, H., Sharifi, A., Feng, C., Yang, J., 2021. Comparison of Total Column and Surface Mixing Ratio of Carbon Monoxide Derived from the TROPOMI/Sentinel-5 Precursor with In-Situ Measurements from Extensive Ground-Based Network over South Korea. *Remote Sens.* 2021, Vol. 13, Page 3987 13, 3987. <https://doi.org/10.3390/RS13193987>
- Johnston, H., 1971. Reduction of Stratospheric Ozone by Nitrogen Oxide Catalysts from Supersonic Transport Exhaust. *Science (80-.)*. 173, 517–522. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.173.3996.517>
- Kang, Y., Choi, H., Im, J., Park, S., Shin, M., Song, C.K., Kim, S., 2021. Estimation of surface-level NO₂ and O₃ concentrations using TROPOMI data and machine learning over East Asia. *Environ. Pollut.* 288. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2021.117711>

- Kanniah, K.D., Kamarul Zaman, N.A.F., Perumal, K., 2021. Analysis of NO₂ tropospheric column amount at airports in malaysia before and during covid-19 pandemic using sentinel-5P tropomi data. *Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spat. Inf. Sci. - ISPRS Arch.* 43, 399–403. <https://doi.org/10.5194/ISPRS-ARCHIVES-XLIII-B3-2021-399-2021>
- Karoff, C., Vara-Vela, A.L., 2023. Data driven analysis of atmospheric methane concentrations as function of geographic, land cover type and season. *Front. Earth Sci.* 11, 1119977. <https://doi.org/10.3389/FEART.2023.1119977/BIBTEX>
- Kasting, J.F., Howard, M.T., 2006. Atmospheric composition and climate on the early Earth. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 361, 1733–1742. <https://doi.org/10.1098/RSTB.2006.1902>
- Keeling, C.D., 1973. Industrial production of carbon dioxide from fossil fuels and limestone. <http://dx.doi.org/10.3402/tellusa.v25i2.9652> 25, 174–198. <https://doi.org/10.3402/TELLUSA.V25I2.9652>
- Khalil, M.A.K., Rasmussen, R.A., 1990. The global cycle of carbon monoxide: Trends and mass balance. *Chemosphere* 20, 227–242. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(90\)90098-E](https://doi.org/10.1016/0045-6535(90)90098-E)
- Khomenko, S., Cirach, M., Pereira-Barboza, E., Mueller, N., Barrera-Gómez, J., Rojas-Rueda, D., de Hoogh, K., Hoek, G., Nieuwenhuijsen, M., 2021. Premature mortality due to air pollution in European cities: a health impact assessment. *Lancet Planet. Heal.* 5, e121–e134. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(20\)30272-2](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(20)30272-2)
- Kolewe, B., Haghani, A., Beckmann, R., Jeinsch, T., 2015. Gaussian mixture regression and local linear network model for data-driven estimation of air mass. *Int Control Theory Appl.* 9, 1083–1092. <https://doi.org/10.1049/IET-CTA.2014.0213>
- Ku, C.A., Tsai, H.K., 2020. Evaluating the Influence of Urban Morphology on Urban Wind Environment Based on Computational Fluid Dynamics Simulation. *ISPRS Int. J. Geo-Information* 2020, Vol. 9, Page 399 9, 399. <https://doi.org/10.3390/IJGI9060399>
- Kuttippurath, S.A., 2024. Monitoring long-term changes in NO₂ pollution from global to city scale: A journey guided by environmental laws and policies. *EGU24*. <https://doi.org/10.5194/EGUSPHERE-EGU24-1282>
- Lamsal, L.N., Martin, R. V., Parrish, D.D., Krotkov, N.A., 2013. Scaling relationship for NO₂ pollution and urban population size: A satellite perspective. *Environ. Sci. Technol.* 47, 7855–7861. https://doi.org/10.1021/ES400744G/ASSET/IMAGES/MEDIUM/ES-2013-00744G_0003.GIF
- Lawal, A.S., Russell, A.G., Kaiser, J., 2022. Assessment of Airport-Related Emissions and Their Impact on Air Quality in Atlanta, GA, Using CMAQ and TROPOMI. *Environ. Sci. Technol.* 56, 98–108. https://doi.org/10.1021/ACS.EST.1C03388/ASSET/IMAGES/LARGE/ES1C03388_0007.JPEG
- Lee, C., Martin, Randall V, Van Donkelaar, Aaron, Lee, Hanlim, Dickerson, Russell R, Hains, Jennifer C, Krotkov, Nickolay, Richter, Andreas, Vinnikov, Konstantine, Schwab, James J, Lee, C, Martin, R V, Van Donkelaar, A, Lee, H, Dickerson, R R, Hains, J C, Krotkov, N, Richter, A, Vinnikov, K, Schwab, J J, 2011. SO₂ emissions and lifetimes: Estimates from inverse modeling using in situ and global, space-

- based (SCIAMACHY and OMI) observations. *J. Geophys. Res. Atmos.* 116, 6304. <https://doi.org/10.1029/2010JD014758>
- Lee, H., Irie, H., Gu, M., Kim, J., Hwang, J., 2011. Remote sensing of tropospheric aerosol using UV MAX-DOAS during hazy conditions in winter: Utilization of O4 Absorption bands at wavelength intervals of 338–368 and 367–393 nm. *Atmos. Environ.* 45, 5760–5769. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2011.07.019>
- Lorente, A., Boersma, K.F., Eskes, H.J., Veefkind, J.P., van Geffen, J.H.G.M., de Zeeuw, M.B., Denier van der Gon, H.A.C., Beirle, S., Krol, M.C., 2019a. Quantification of nitrogen oxides emissions from build-up of pollution over Paris with TROPOMI. *Sci. Reports* 2019 91 9, 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-56428-5>
- Lorente, A., Boersma, K.F., Eskes, H.J., Veefkind, J.P., van Geffen, J.H.G.M., de Zeeuw, M.B., Denier van der Gon, H.A.C., Beirle, S., Krol, M.C., 2019b. Quantification of nitrogen oxides emissions from build-up of pollution over Paris with TROPOMI. *Sci. Rep.* 9. <https://doi.org/10.1038/S41598-019-56428-5>
- Lorente, A., Folkert Boersma, K., Yu, H., Dörner, S., Hilboll, A., Richter, A., Liu, M., Lamsal, L.N., Barkley, M., De Smedt, I., Van Roozendaal, M., Wang, Y., Wagner, T., Beirle, S., Lin, J.T., Krotkov, N., Stammes, P., Wang, P., Eskes, H.J., Krol, M., 2016. Structural uncertainty in air mass factor calculation for NO₂ and HCHO satellite retrievals. *Atmos. Meas. Tech.* 10, 759–782. <https://doi.org/10.5194/AMT-10-759-2017>
- Lorenzo-Sáez, E., Oliver-Villanueva, J.V., Lemus-Zúñiga, L.G., Coll-Aliaga, E., Castillo, C.P., Lavalle, C., 2021. Assessment of an air quality surveillance network through passive pollution measurement with mobile sensors. *Environ. Res. Lett.* 16, 054072. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ABE435>
- Maji, S., Ahmed, S., Kaur-Sidhu, M., Mor, S., Ravindra, K., 2023. Health Risks of Major Air Pollutants, their Drivers and Mitigation Strategies: A Review. *Air, Soil Water Res.* 16. https://doi.org/10.1177/11786221231154659/ASSET/IMAGES/LARGE/10.1177_11786221231154659-FIG2.JPEG
- Markus, B., Valade, S., Wöllhaf, M., Hellwich, O., 2023. Automatic retrieval of volcanic SO₂ emission source from TROPOMI products. *Front. Earth Sci.* 10, 1064171. <https://doi.org/10.3389/FEART.2022.1064171/BIBTEX>
- Marland, G., Rotty, R.M., 1984. Carbon dioxide emissions from fossil fuels: a procedure for estimation and results for 1950-1982. *TELLUS* 36, 232–261. <https://doi.org/10.3402/TELLUSB.V36I4.14907>
- Martilli, A., Sánchez, B., Santiago, J.L., Rasilla, D., Pappaccogli, G., Allende, F., Martín, F., Roman-Cascón, C., Yagüe, C., Fernández, F., 2022. Simulating the pollutant dispersion during persistent Wintertime thermal Inversions over urban areas. The case of Madrid. *Atmos. Res.* 270, 106058. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSRES.2022.106058>
- Martin, Randall V, Jacob, Daniel J, Chance, Kelly, Kurosu, Thomas P, Palmer, Paul I, Evans, Mathew J, Martin, R V, Jacob, D J, Chance, K, Kurosu, T P, Palmer, P I, Evans, M J, 2003. Global inventory of nitrogen oxide emissions constrained by space-based observations of NO₂ columns. *J. Geophys. Res. Atmos.* 108, 4537. <https://doi.org/10.1029/2003JD003453>
- Martínez-Alonso, S., Veefkind, J.P., Dix, B., Gaubert, B., Theys, N., Granier, C., Soulié, A., Darras, S., Eskes, H., Tang, W., Worden, H., de Gouw, J., Levelt, P.F., 2023.

- S-5P/TROPOMI-Derived NO_x Emissions From Copper/Cobalt Mining and Other Industrial Activities in the Copperbelt (Democratic Republic of Congo and Zambia). *Geophys. Res. Lett.* 50, e2023GL104109.
<https://doi.org/10.1029/2023GL104109>
- McDuffie, E.E., Smith, S.J., O'Rourke, P., Tibrewal, K., Venkataraman, C., Marais, E.A., Zheng, B., Crippa, M., Brauer, M., Martin, R. V., 2020. A global anthropogenic emission inventory of atmospheric pollutants from sector- And fuel-specific sources (1970-2017): An application of the Community Emissions Data System (CEDS). *Earth Syst. Sci. Data* 12, 3413–3442.
<https://doi.org/10.5194/ESSD-12-3413-2020>
- Mcgrane, S.J., Acreman, M.C., Rozos, E., 2016. Impacts of urbanisation on hydrological and water quality dynamics, and urban water management: a review. *Hydrol. Sci. J.* 61, 2295–2311. <https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1128084>
- Melamed, M.L., Langford, A.O., Daniel, J.S., Portmann, R.W., Miller, H.L., Eubank, C.S., Schofield, R., Holloway, J., Solomon, S., 2008. Sulfur dioxide emission flux measurements from point sources using airborne near ultraviolet spectroscopy during the New England Air Quality Study 2004. *J. Geophys. Res.* 113.
<https://doi.org/10.1029/2007JD008923>
- Melamed, M.L., Solomon, S., Daniel, J.S., Langford, A.O., Portmann, R.W., Ryerson, T.B., Nicks, D.K., McKeen, S.A., 2003. Measuring reactive nitrogen emissions from point sources using visible spectroscopy from aircraft. *J. Environ. Monit.* 5, 29–34. <https://doi.org/10.1039/B204220G>
- Melo, A.L.V., Santos, J.M., Reis, N.C., Castro, I.P., V Goulart, E., Xie, Z.T., 2023. Influence of wind direction and source location on peak-to-mean concentration ratios in urban environments. *J. Wind Eng. Ind. Aerodyn.* 232, 105264.
<https://doi.org/10.1016/J.JWEIA.2022.105264>
- Ministerio de la presidencia Justicia y Relaciones con las Cortes (MPJRC), 2019. Orden TEC/351/2019, de 18 de marzo, por la que se aprueba el Índice Nacional de Calidad del Aire. [WWW Document]. URL <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2019-4494> (accessed 3.12.24).
- Ministerio de la Presidencia Justicia y Relaciones con las Cortes (MPJRC), 2021. Ley 7/2021, de 20 de mayo, de cambio climático y transición energética. [WWW Document]. URL https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2021-8447 (accessed 6.11.24).
- Ministerio de la Presidencia Justicia y Relaciones con las Cortes (MPJRC), 2018. Real Decreto 818/2018, de 6 de julio, sobre medidas para la reducción de las emisiones nacionales de determinados contaminantes atmosféricos. [WWW Document]. URL https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2018-9466 (accessed 3.13.24).
- Ministerio de la Presidencia Justicia y Relaciones con las Cortes (MPJRC), 2011. Real Decreto 102/2011, de 28 de enero, relativo a la mejora de la calidad del aire. [WWW Document]. URL <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2011-1645> (accessed 3.12.24).
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD), 2023. Informe de Inventario de Emisiones de Contaminantes a la Atmósfera.
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD), 2022a. Evaluación de la Calidad del Aire en España.

- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD), 2022b. Datos de Calidad del Aire [WWW Document]. URL <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/atmosfera-y-calidad-del-aire/calidad-del-aire/evaluacion-datos/datos.html> (accessed 3.13.24).
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD), 2021. Plan Nacional Integrado de Energía y Clima (2021-2030).
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD), 2020. Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático (2021-2030).
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD), 2019. I Programa Nacional de Control de la Contaminación Atmosférica.
- Ministerios de la Presidencia Justicia y Relaciones con las Cortes (MPJRC), 2021. Ley 7/2021, de 20 de mayo, de cambio climático y transición energética.
- Moore, F.C., 2009. Climate Change and Air Pollution: Exploring the Synergies and Potential for Mitigation in Industrializing Countries. *Sustain.* 2009, Vol. 1, Pages 43-54 1, 43–54. <https://doi.org/10.3390/SU1010043>
- Morillas, C., Alvarez, S., Serio, C., Masiello, G., Martinez, S., 2024. TROPOMI NO₂ Sentinel-5P data in the Community of Madrid: A detailed consistency analysis with in situ surface observations. *Remote Sens. Appl. Soc. Environ.* 33, 101083. <https://doi.org/10.1016/J.RSASE.2023.101083>
- Mu, Y., Li, Y., Yan, R., Luo, P., Liu, Z., Sun, Y., Wang, S., Zhu, W., Zha, X., 2023. Analysis of the Ongoing Effects of Disasters in Urbanization Process and Climate Change: China's Floods and Droughts. *Sustain.* 2024, Vol. 16, Page 14 16, 14. <https://doi.org/10.3390/SU16010014>
- Muñoz Sabater, J., 2019. ERA5-Land hourly data from 1950 to present. <https://doi.org/10.24381/cds.e2161bac>
- Murphy, D.M., Fahey, D.W., Proffitt, M.H., Liu, S.C., Chan, K.R., Eubank, C.S., Kawa, S.R., Kelly, K.K., 1993. Reactive nitrogen and its correlation with ozone in the lower stratosphere and upper troposphere. *J. Geophys. Res. Atmos.* 98, 8751–8773. <https://doi.org/10.1029/92JD00681>
- N2YO, 2024. LIVE REAL TIME SATELLITE TRACKING AND PREDICTIONS: SENTINEL 5P [WWW Document]. URL <https://www.n2yo.com/?s=42969&live=1> (accessed 5.24.24).
- Naciones Unidas, 1992. Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático.
- Naciones Unidas, n.d. Convenio de Ginebra sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a gran distancia [WWW Document]. URL <https://eur-lex.europa.eu/ES/legal-content/summary/geneva-convention-on-long-range-transboundary-air-pollution.html> (accessed 5.24.24).
- National Aeronautics and Space Administration (NASA), 2024a. Pandonia Global Network – Reference Measurements of Atmospheric Composition [WWW Document]. URL <https://www.pandonia-global-network.org/> (accessed 3.18.24).
- National Aeronautics and Space Administration (NASA), 2024b. Aerosol Robotic Network (AERONET) Homepage [WWW Document]. URL <https://aeronet.gsfc.nasa.gov/> (accessed 3.18.24).
- National Aeronautics and Space Administration (NASA), 2024c. LP DAAC - SRTMGL1

- v003 [WWW Document]. URL <https://lpdaac.usgs.gov/products/srtmgl1v003/> (accessed 6.11.24).
- National Aeronautics and Space Administration (NASA), 2024d. The NASA Micro-Pulse Lidar Network (MPLNET) [WWW Document]. URL <https://mplnet.gsfc.nasa.gov/> (accessed 3.18.24).
- Nijkerk, D., Van, B., Peter, V., Doorn, V., Henselmans, R., Van Venrooy, B., Van Doorn, P., Draaisma, F., Hoogstrate, A., 2017. The TROPOMI Telescope. <https://doi.org/10.1117/12.2309035> 10564, 272–278. <https://doi.org/10.1117/12.2309035>
- Oppenheimer, C., Kyle, P.R., Tsanev, V.I., McGonigle, A.J.S., Mather, T.A., Sweeney, D., 2005. Mt. Erebus, the largest point source of NO₂ in Antarctica. *Atmos. Environ.* 39, 6000–6006. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2005.06.036>
- Ou, J., Hu, Q., Xing, C., Zhu, Y., Feng, J., Ji, X., Zhang, M., Wang, X., Li, L., Liu, T., Chang, B., Li, Q., Yin, H., Liu, C., 2023. Analysis of the Vertical Distribution and Driving Factors of Aerosol and Ozone Precursors in Huaniao Island, China, Based on Ground-Based MAX-DOAS. *Remote Sens.* 15, 5103. <https://doi.org/10.3390/RS15215103/S1>
- Peters, E., Ostendorf, M., Bösch, T., Seyler, A., Schönhardt, A., Schreier, S.F., Sebastiaan Henzing, J., Wittrock, F., Richter, A., Vrekoussis, M., Burrows, J.P., 2019. Full-azimuthal imaging-DOAS observations of NO₂ and O₄ during CINDI-2. *Atmos. Meas. Tech.* 12, 4171–4190. <https://doi.org/10.5194/AMT-12-4171-2019>
- Petetin, H., Guevara, M., Compernelle, S., Bowdalo, D., Bretonnière, P.A., Enciso, S., Jorba, O., Lopez, F., Soret, A., García-Pando, C.P., 2023. Potential of TROPOMI for understanding spatio-temporal variations in surface NO₂ and their dependencies upon land use over the Iberian Peninsula. *Atmos. Chem. Phys.* 23, 3905–3935. <https://doi.org/10.5194/ACP-23-3905-2023>
- Pfister, G.G., Emmons, L.K., Hess, P.G., Lamarque, J.F., Orlando, J.J., Walters, S., Guenther, A., Palmer, P.I., Lawrence, P.J., 2008. Contribution of isoprene to chemical budgets: A model tracer study with the NCAR CTM MOZART-4. *J. Geophys. Res. Atmos.* 113. <https://doi.org/10.1029/2007JD008948>
- Pires, J.C.M., Sousa, S.I.V., Pereira, M.C., Alvim-Ferraz, M.C.M., Martins, F.G., 2008a. Management of air quality monitoring using principal component and cluster analysis—Part I: SO₂ and PM₁₀. *Atmos. Environ.* 42, 1249–1260. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2007.10.044>
- Pires, J.C.M., Sousa, S.I.V., Pereira, M.C., Alvim-Ferraz, M.C.M., Martins, F.G., 2008b. Management of air quality monitoring using principal component and cluster analysis—Part II: CO, NO₂ and O₃. *Atmos. Environ.* 42, 1261–1274. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2007.10.041>
- Plass, G.N., 1956. The Carbon Dioxide Theory of Climatic Change. *Tellus* 8, 140–154. <https://doi.org/10.1111/J.2153-3490.1956.TB01206.X>
- Platt, U., Stutz, J., 2008. Differential Optical Absorption Spectroscopy: Principles and Applications, Differential Optical Absorption Spectroscopy. Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-540-75776-4>
- Pommier, M., 2023. Estimations of NO_x emissions, NO₂ lifetime and their temporal variation over three British urbanised regions in 2019 using TROPOMI NO₂ observations. *Environ. Sci. Atmos.* 3, 408–421. <https://doi.org/10.1039/D2EA00086E>

- Popescu, F., Ionel, I., Popescu, F., Ionel, I., 2010. Anthropogenic Air Pollution Sources. *Air Qual.* <https://doi.org/10.5772/9751>
- Power, A.L., Tennant, R.K., Jones, R.T., Tang, Y., Du, J., Worsley, A.T., Love, J., 2018. Monitoring Impacts of Urbanisation and Industrialisation on Air Quality in the Anthropocene Using Urban Pond Sediments. *Front. Earth Sci.* 6, 396935. <https://doi.org/10.3389/FEART.2018.00131/BIBTEX>
- Qian, Y., Luo, Y., Dou, K., Zhou, H., Xi, L., Yang, T., Zhang, T., Si, F., 2023. Retrieval of tropospheric ozone profiles using ground-based MAX-DOAS. *Sci. Total Environ.* 857, 159341. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.159341>
- Quaas, J., Jia, H., Smith, C., Albright, A.L., Aas, W., Bellouin, N., Boucher, O., Doutriaux-Boucher, M., Forster, P.M., Grosvenor, D., Jenkins, S., Klimont, Z., Loeb, N.G., Ma, X., Naik, V., Paulot, F., Stier, P., Wild, M., Myhre, G., Schulz, M., 2022. Robust evidence for reversal of the trend in aerosol effective climate forcing. *Atmos. Chem. Phys.* 22, 12221–12239. <https://doi.org/10.5194/ACP-22-12221-2022>
- Querol, X., Alastuey, A., Gangoiti, G., Perez, N., Lee, H.K., Eun, H.R., Park, Y., Mantilla, E., Escudero, M., Titos, G., Alonso, L., Temime-Roussel, B., Marchand, N., Moreta, J.R., Revuelta, M.A., Salvador, P., Artíñano, B., Dos Santos, S.G., Anguas, M., Notario, A., Saiz-Lopez, A., Harrison, R.M., Millán, M., Ahn, K.H., 2018. Phenomenology of summer ozone episodes over the Madrid Metropolitan Area, central Spain. *Atmos. Chem. Phys.* 18, 6511–6533. <https://doi.org/10.5194/ACP-18-6511-2018>
- Ravina, M., Caramitti, G., Panepinto, D., Zanetti, M., 2022. Air quality and photochemical reactions: analysis of NO_x and NO₂ concentrations in the urban area of Turin, Italy. *Air Qual. Atmos. Health* 15, 541. <https://doi.org/10.1007/S11869-022-01168-1>
- Reagan, J.A., Patrick McCormick, M., Spinhirne, J.D., 1989. Lidar Sensing of Aerosols and Clouds in the Troposphere and Stratosphere. *Proc. IEEE* 77, 433–448. <https://doi.org/10.1109/5.24129>
- Revelle, R., Broecker, W., Craig, H., Keeling, C.D., Smagorinsky, J., 1965. Atmospheric Carbon Dioxide, in: *The Environmental Pollution Panel, P.S.A.C. (Ed.), Restoring the Quality of Our Environment.* pp. 111–133.
- Richter, A., 2009. Nitrogen oxides in the troposphere-What have we learned from satellite measurements? *Eur. Phys. J. Conf.* 1, 149–156. <https://doi.org/10.1140/epjconf/e2009-00916-9>
- Robinson, C.L., Baumann, L.M., Romero, K., Combe, J.M., Gomez, A., Gilman, R.H., Cabrera, L., Gonzalvez, G., Hansel, N.N., Wise, R.A., Barnes, K.C., Breyse, P.N., Checkley, W., 2011. Effect of urbanisation on asthma, allergy and airways inflammation in a developing country setting. *Thorax* 66, 1051–1057. <https://doi.org/10.1136/THX.2011.158956>
- Rodgers, C.D., 2000. *Inverse Methods for Atmospheric Sounding: Theory and Practice.* Series on Atmospheric, Oceanic and Planetary Physics 2. <https://doi.org/10.1142/3171>
- Rozanov, V. V., Rozanov, A. V., 2010. Differential optical absorption spectroscopy (DOAS) and air mass factor concept for a multiply scattering vertically inhomogeneous medium: Theoretical consideration. *Atmos. Meas. Tech.* 3, 751–780. <https://doi.org/10.5194/AMT-3-751-2010>

- Rudke, A.P., Martins, J.A., Hallak, R., Martins, L.D., de Almeida, D.S., Beal, A., Freitas, E.D., Andrade, M.F., Koutrakis, P., Albuquerque, T.T.A., 2023. Evaluating TROPOMI and MODIS performance to capture the dynamic of air pollution in São Paulo state: A case study during the COVID-19 outbreak. *Remote Sens. Environ.* 289, 113514. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2023.113514>
- Sahu, R., Nagal, A., Dixit, K.K., Unnibhavi, H., Mantravadi, S., Nair, S., Simmhan, Y., Mishra, B., Zele, R., Sutaria, R., Motghare, V.M., Kar, P., Tripathi, S.N., 2021. Robust statistical calibration and characterization of portable low-cost air quality monitoring sensors to quantify real-time O₃ and NO₂ concentrations in diverse environments. *Atmos. Meas. Tech.* 14, 37–52. <https://doi.org/10.5194/AMT-14-37-2021>
- Salas, R., Perez-Villadoniga, M.J., Prieto-Rodriguez, J., Russo, A., 2021. Were traffic restrictions in Madrid effective at reducing NO₂ levels? *Transp. Res. Part D Transp. Environ.* 91, 102689. <https://doi.org/10.1016/J.TRD.2020.102689>
- Saw, G.K., Dey, S., Kaushal, H., Lal, K., 2021. Tracking NO₂ emission from thermal power plants in North India using TROPOMI data. *Atmos. Environ.* 259, 118514. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2021.118514>
- Schneebeli, M., Mätzler, C., 2011. A radiative transfer model for an idealized and non-scattering atmosphere and its application for ground-based remote sensing. *J. Quant. Spectrosc. Radiat. Transf.* 112, 883–892. <https://doi.org/10.1016/J.JQSRT.2010.10.018>
- Schreier, S.F., Bösch, T., Richter, A., Lange, K., Revesz, M., Weihs, P., Vrekoussis, M., Lotteraner, C., 2021. Evaluation of UV-visible MAX-DOAS aerosol profiling products by comparison with ceilometer, sun photometer, and in situ observations in Vienna, Austria. *Atmos. Meas. Tech.* 14, 5299–5318. <https://doi.org/10.5194/amt-14-5299-2021>
- Schwaerzel, M., Emde, C., Brunner, D., Morales, R., Wagner, T., Berne, A., Buchmann, B., Kuhlmann, G., 2020. Three-dimensional radiative transfer effects on airborne and ground-based trace gas remote sensing. *Atmos. Meas. Tech.* 13, 4277–4293. <https://doi.org/10.5194/AMT-13-4277-2020>
- Shah, V., J. Jacob, D., Li, K., Silvern, R., Zhai, S., Liu, M., Lin, J., Zhang, Q., 2020. Effect of changing NO_x lifetime on the seasonality and long-term trends of satellite-observed tropospheric NO₂ columns over China. *Atmos. Chem. Phys.* 20, 1483–1495. <https://doi.org/10.5194/ACP-20-1483-2020>
- Shaw, S., Van Heyst, B., 2022. An Evaluation of Risk Ratios on Physical and Mental Health Correlations due to Increases in Ambient Nitrogen Oxide (NO_x) Concentrations. *Atmos.* 2022, Vol. 13, Page 967 13, 967. <https://doi.org/10.3390/ATMOS13060967>
- Slätmo, E., Ormstrup Vestergård, L., Lidmo, J., Turunen, E., 2019. Urban–rural flows from seasonal tourism and second homes: Planning challenges and strategies in the Nordics. <https://doi.org/10.6027/R2019:13.1403-2503>
- Sonnemann, G.R., Grygalashvily, M., 2014. Global annual methane emission rate derived from its current atmospheric mixing ratio and estimated lifetime. *Ann. Geophys.* 32, 277–283. <https://doi.org/10.5194/ANGE0-32-277-2014>
- Spinei, E., Whitehill, A., Fried, A., Tiefengraber, M., Knepp, T.N., Herndon, S., Herman, J.R., Müller, M., Abuhassan, N., Cede, A., Richter, D., Walega, J., Crawford, J., Szykman, J., Valin, L., Williams, D.J., Long, R., Swap, R.J., Lee, Y., Nowak, N., Poche, B., 2018. The first evaluation of formaldehyde column observations by

- improved Pandora spectrometers during the KORUS-AQ field study. *Atmos. Chem. Phys.* 11, 4943. <https://doi.org/10.5194/AMT-11-4943-2018>
- Stein Zweers, D.C., 2022. TROPOMI ATBD of the UV aerosol index.
- Su, J.G., Brauer, M., Ainslie, B., Steyn, D., Larson, T., Buzzelli, M., 2008. An innovative land use regression model incorporating meteorology for exposure analysis. *Sci. Total Environ.* 390, 520–529. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2007.10.032>
- Swap, R., Cede, A., Abuhassan, N., Tiefengraber, M., Szykman, J., Dehn, A., Von Bismarck, J., Lefer, B.L., Swap, R., Cede, A., Abuhassan, N., Tiefengraber, M., Szykman, J., Dehn, A., Von Bismarck, J., Lefer, B.L., 2018. From Research/Campaign Mode to Long-Term Air Quality Monitoring: The Evolution of the Pandonia Global Network (PGN). AGUFM 2018, A12E-06.
- The HDF Group, 2024. HDF Documentation [WWW Document]. URL <https://portal.hdfgroup.org/documentation/> (accessed 4.5.24).
- Theys, N., Hedelt, P., De Smedt, I., Lerot, C., Yu, H., Vlietinck, J., Pedergrana, M., Arellano, S., Galle, B., Fernandez, D., Carlito, C.J.M., Barrington, C., Taisne, B., Delgado-Granados, H., Loyola, D., Van Roozendaal, M., 2019. Global monitoring of volcanic SO₂ degassing with unprecedented resolution from TROPOMI onboard Sentinel-5 Precursor. *Sci. Reports* 2019 9, 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-39279-y>
- United Nations (UN), 2018. World Urbanization Prospects.
- United Nations (UN), 1999. Gothenburg Protocol [WWW Document]. URL <https://unece.org/gothenburg-protocol> (accessed 3.11.24).
- United Nations Office for Disaster Risk Reduction (UNDRR), 2020. COVID-19 demonstrates urgent need for cities to prepare for pandemics | UNDRR [WWW Document]. URL <https://www.undrr.org/news/covid-19-demonstrates-urgent-need-cities-prepare-pandemics> (accessed 3.7.24).
- Van Geffen, J.H.G.M., Eskes, H.J., Boersma, K.F., Veefkind, J.P., 2022. TROPOMI ATBD of the total and tropospheric NO₂ data products.
- Veefkind, J.P., 1999. Theory of Aerosol Satellite Remote Sensing, in: *Proefschrift Universiteit Utrecht* (Ed.), *Aerosol Satellite Remote Sensing*. pp. 15–30.
- Veefkind, J.P., Aben, I., McMullan, K., Förster, H., de Vries, J., Otter, G., Claas, J., Eskes, H.J., de Haan, J.F., Kleipool, Q., van Weele, M., Hasekamp, O., Hoogeveen, R., Landgraf, J., Snel, R., Tol, P., Ingmann, P., Voors, R., Kruizinga, B., Vink, R., Visser, H., Levelt, P.F., 2012. TROPOMI on the ESA Sentinel-5 Precursor: A GMES mission for global observations of the atmospheric composition for climate, air quality and ozone layer applications. *Remote Sens. Environ.* 120, 70–83. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2011.09.027>
- Vîrghileanu, M., Săvulescu, I., Mihai, B.A., Nistor, C., Dobre, R., 2020. Nitrogen Dioxide (NO₂) Pollution Monitoring with Sentinel-5P Satellite Imagery over Europe during the Coronavirus Pandemic Outbreak. *Remote Sens.* 2020, Vol. 12, Page 3575 12, 3575. <https://doi.org/10.3390/RS12213575>
- Vlemmix, T., Piders, A.J.M., Stammes, P., Wang, P., Levelt, P.F., 2010. Retrieval of tropospheric NO₂ using the MAX-DOAS method combined with relative intensity measurements for aerosol correction. *Atmos. Meas. Tech.* 3, 1287–1305. <https://doi.org/10.5194/AMT-3-1287-2010>
- Wagner, T., Dix, B., Friedeburg, C. V., Frieß, U., Sanghavi, S., Sinreich, R., Platt, U.,

2004. MAX-DOAS O₄ measurements: A new technique to derive information on atmospheric aerosols—Principles and information content. *J. Geophys. Res. Atmos.* 109, 1–19. <https://doi.org/10.1029/2004JD004904>
- Wang, H., Lu, X., Jacob, D.J., Cooper, O.R., Chang, K.L., Li, K., Gao, M., Liu, Y., Sheng, B., Wu, K., Wu, T., Zhang, J., Sauvage, B., Nédélec, P., Blot, R., Fan, S., 2022. Global tropospheric ozone trends, attributions, and radiative impacts in 1995–2017: An integrated analysis using aircraft (IAGOS) observations, ozonesonde, and multi-decadal chemical model simulations. *Atmos. Chem. Phys.* 22, 13753–13782. <https://doi.org/10.5194/ACP-22-13753-2022>
- Wang, K., Wu, K., Wang, C., Tong, Y., Gao, J., Zuo, P., Zhang, X., Yue, T., 2022. Identification of NO_x hotspots from oversampled TROPOMI NO₂ column based on image segmentation method. *Sci. Total Environ.* 803, 150007. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.150007>
- Wang, P., Yang, Y., Xue, D., Ren, L., Tang, J., Leung, L.R., Liao, H., 2023. Aerosols overtake greenhouse gases causing a warmer climate and more weather extremes toward carbon neutrality. *Nat. Commun.* 2023 141 14, 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-42891-2>
- Wang, T., Hendrick, F., Wang, P., Tang, G., Clémer, K., Yu, H., Fayt, C., Hermans, C., Gielen, C., Müller, J.F., Pinardi, G., Theys, N., Brenot, H., Van Roozendael, M., 2014. Evaluation of tropospheric SO₂ retrieved from MAX-DOAS measurements in Xianghe, China. *Atmos. Chem. Phys.* 14, 11149–11164. <https://doi.org/10.5194/ACP-14-11149-2014>
- Wang, X., Zhou, L., Liu, Y., Zhang, K., Xiu, G., 2020. Investigating the photolysis of NO₂ and influencing factors by using a DFT/TD-DFT method. *Atmos. Environ.* 230, 117559. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOENV.2020.117559>
- Weber, M., Friess, U., Loyola, D., Wagner, T., 2024. UVN observational record [WWW Document]. URL <https://earth.esa.int/eogateway/activities/uv-nadir-viewing-galleries> (accessed 3.20.24).
- Welton, E.J., Campbell, J.R., Berkoff, T.A., Valencia, S., Spinhirne, J., Holben, B., Tsay, S.-C., Schmid, B., 2006. The NASA micro-pulse lidar network (MPLNET): An overview and recent results. *Óptica pura y Apl.* 39, 67–72.
- Williams, J., De Reus, M., Krejci, R., Fischer, H., Ström, J., 2002. Application of the variability-size relationship to atmospheric aerosol studies: Estimating aerosol lifetimes and ages. *Atmos. Chem. Phys.* 2, 133–145. <https://doi.org/10.5194/ACP-2-133-2002>
- Williams, J.E., Folkert Boersma, K., Le Sager, P., Verstraeten, W.W., 2017. The high-resolution version of TM5-MP for optimized satellite retrievals: Description and validation. *Geosci. Model Dev.* 10, 721–750. <https://doi.org/10.5194/GMD-10-721-2017>
- Worden, H.M., Deeter, M.N., Frankenberg, C., George, M., Nichitiu, F., Worden, J., Aben, I., Bowman, K.W., Clerbaux, C., Coheur, P.F., De Laat, A.T.J., Detweiler, R., Drummond, J.R., Edwards, D.P., Gille, J.C., Hurtmans, D., Luo, M., Martínez-Alonso, S., Massie, S., Pfister, G., Warner, J.X., 2013. Decadal record of satellite carbon monoxide observations. *Atmos. Chem. Phys.* 13, 837–850. <https://doi.org/10.5194/ACP-13-837-2013>
- World Health Organization (WHO), 2024. Air pollution [WWW Document]. URL https://www.who.int/health-topics/air-pollution#tab=tab_2 (accessed 3.8.24).

- World Health Organization (WHO), 2021. WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide.
- World Health Organization (WHO), 2010. WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants [WWW Document]. URL <https://www.who.int/publications/i/item/9789289002134> (accessed 3.11.24).
- World Meteorological Organization (WMO), 2023. WMO Greenhouse Gas Bulletin: No. 19 – 15 November 2023 [WWW Document]. URL <https://library.wmo.int/viewer/68532/?offset=#page=1&viewer=picture&o=bookmarks&n=0&q=> (accessed 3.4.24).
- Yan, H.H., Li, X.J., Wang, W.H., Zhang, X.Y., Chen, L.F., Han, D., Yu, C., Gao, L., 2017. Comparison of SO₂ column retrievals from BRD and DOAS algorithms. *Sci. China Earth Sci.* 60, 1694–1706. <https://doi.org/10.1007/S11430-016-9057-6/METRICS>
- Yang, L., Qian, F., Song, D.X., Zheng, K.J., 2016. Research on Urban Heat-Island Effect. *Procedia Eng.* 169, 11–18. <https://doi.org/10.1016/J.PROENG.2016.10.002>
- Zhao, Y., Mo, X., Wang, H., Li, J., Gong, D., Wang, D., Li, Q., Liu, Y., Liu, X., Wang, J., Wang, B., 2023. A Comparative Study of Ground-Gridded and Satellite-Derived Formaldehyde during Ozone Episodes in the Chinese Greater Bay Area. *Remote Sens.* 2023, Vol. 15, Page 3998 15, 3998. <https://doi.org/10.3390/RS15163998>
- Zhu, Y., Zhan, Y., Wang, B., Li, Z., Qin, Y., Zhang, K., 2019. Spatiotemporally mapping of the relationship between NO₂ pollution and urbanization for a megacity in Southwest China during 2005–2016. *Chemosphere* 220, 155–162. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2018.12.095>
- Zotter, P., 2015. Sources of fossil and non-fossil atmospheric aerosols. *Environ. Sci.* <https://doi.org/10.3929/ETHZ-A-010470961>

IX. ANEXOS



A.1. Cobertura de la red española de calidad del aire en municipios de más de 50.000 habitantes

Tabla A1.- Relación de municipios de más de 50.000 habitantes y número de estaciones pertenecientes a la red de vigilancia de calidad del aire de España. Fuentes: INE (2023), MITERD (2022b).

Municipio	Población	Número de estaciones
Madrid	3.332.035	24
Barcelona	1.660.122	8
Valencia	807.693	10
Sevilla	684.025	7
Zaragoza	682.513	8
Málaga	586.384	5
Murcia	469.177	1
Palma de Mallorca	423.350	5
Las Palmas de Gran Canaria	378.027	4
Alicante	349.282	3
Bilbao	346.096	4
Córdoba	323.763	4
Valladolid	297.459	8
Vigo	293.652	4
Hospitalet de Llobregat	274.455	1
Gijón	268.313	6
Vitoria	255.886	3
La Coruña	247.376	4
Elche	238.293	2
Granada	230.595	2
Badalona	225.957	2
Tarrasa	225.277	1
Sabadell	218.300	1
Cartagena	218.050	4
Oviedo	217.584	4
Jerez de la Frontera	213.231	2
Móstoles	211.265	1
Santa Cruz de Tenerife	209.395	10
Pamplona	205.762	3
Almería	200.578	2
Alcalá de Henares	199.184	1
Leganés	190.665	1
San Sebastián	188.743	5
Fuenlabrada	188.736	1
Getafe	185.899	1
Castellón de la Plana	176.238	6
Burgos	174.451	2
Albacete	173.206	1
Santander	172.726	2
Alcorcón	171.772	1

San Cristóbal de La Laguna	159.034	0
Marbella	156.295	1
Logroño	150.583	1
Badajoz	150.190	1
Salamanca	143.954	2
Lérida	143.094	1
Huelva	142.532	6
Dos Hermanas	138.981	1
Tarragona	138.262	5
Torrejón de Ardoz	137.711	1
Parla	133.004	0
Mataró	129.870	2
Algeciras	123.639	2
León	121.281	2
Santa Coloma de Gramanet	119.862	1
Alcobendas	119.416	1
Jaén	111.888	2
Cádiz	111.811	1
Reus	108.479	1
Roquetas de Mar	106.512	0
Gerona	104.320	1
Orense	104.250	1
Telde	102.478	3
Baracaldo	101.229	2
Rivas-Vaciamadrid	100.275	1
Santiago de Compostela	98.687	3
Lorca	98.447	1
Lugo	98.214	1
Las Rozas de Madrid	98.086	0
San Cugat del Vallés	97.530	1
Cáceres	96.215	1
San Fernando	93.927	1
San Sebastián de los Reyes	92.734	0
Mijas	91.691	0
El Puerto de Santa María	89.435	0
Cornellá de Llobregat	89.039	0
Pozuelo de Alarcón	87.728	0
El Ejido	87.500	1
Chiclana de la Frontera	87.493	0
Guadalajara	87.452	1
Melilla	85.170	0
Torrente	85.142	1
Toledo	85.085	1
Vélez-Málaga	83.899	0
Torre vieja	83.547	1
San Baudilio de Llobregat	83.371	0

Talavera de la Reina	83.247	1
Fuengirola	83.226	0
Ceuta	83.117	1
Arona	82.982	3
Pontevedra	82.828	2
Orihuela	80.784	1
Coslada	80.596	1
Valdemoro	79.100	1
Rubí	79.007	1
Manresa	77.459	2
Guecho	76.365	1
Palencia	76.302	1
Alcalá de Guadaíra	75.917	1
Gandía	75.911	1
Avilés	75.877	5
Ciudad Real	74.850	1
Molina de Segura	76.074	0
Santa Lucía de Tirajana	74.560	1
Estepona	74.493	0
Benalmádena	73.160	0
Majadahonda	72.179	1
Paterna	71.880	1
Benidorm	69.738	1
Sanlúcar de Barrameda	69.727	0
Torremolinos	68.819	0
Villanueva y Geltrú	68.152	2
Sagunto	68.066	3
Castelldefels	67.307	0
Viladecans	66.720	1
El Prat de Llobregat	65.030	2
Collado Villalba	64.263	1
Ferrol	64.158	2
Arrecife	63.750	2
La Línea de la Concepción	63.271	2
Ponferrada	63.052	1
Irún	62.635	0
Boadilla del Monte	62.627	0
Granollers	62.475	1
Aranjuez	59.762	1
Zamora	59.475	1
Mérida	59.324	1
San Vicente del Raspeig	59.138	0
Alcoy	58.960	1
Motril	58.798	1
Ávila	57.730	1
Arganda del Rey	57.553	1

Sardañola del Vallés	57.291	0
Linares	55.729	0
Pinto	54.088	0
Cuenca	53.389	1
Colmenar Viejo	53.389	1
Huesca	53.305	1
San Bartolomé de Tirajana	52.936	2
Calviá	52.458	0
Granadilla de Abona	52.447	3
Elda	52.297	1
Siero	51.792	1
Utrera	51.402	0
Villarreal	51.369	1
Mollet del Vallés	51.294	1
Torrelavega	51.142	3
Segovia	50.802	1
Ibiza	50.715	2
Rincón de la Victoria	50.569	0
Tres Cantos	50.187	0

A.2. Imágenes de Nivel-3 de Sentinel-5P utilizadas

Tabla A2.- Referencia de las imágenes de Nivel-3 de Sentinel-5P empleadas en la investigación por ID del producto, donde: *Total imágenes* corresponde al recuento de imágenes adquiridas entre fechas de estudio; *Días abarcados*, al total de días comprendidos dentro del periodo de estudio; *Días disponibles*, al total de días donde se obtuvo al menos una imagen de satélite de calidad; *Cobertura*, a la relación entre días disponibles y días abarcados. Fuente: (GEE, 2018).

Imágenes correspondientes al año 2018:

```
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180628T120537_20180704T163936')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180629T114634_20180705T134204')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180630T130902_20180706T145930')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180701T124959_20180707T144737')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180702T123056_20180708T142030')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180703T121154_20180709T141059')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180704T115251_20180710T134530')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180705T113348_20180712T111018')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180705T131518_20180712T110212')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180706T111445_20180712T174332')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180706T125614_20180712T172440')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180707T123711_20180713T141009')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180708T121808_20180714T140731')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180710T114001_20180716T133412')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180710T132131_20180716T150013')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180711T112058_20180717T130729')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180711T130227_20180717T144423')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180712T124324_20180718T211312')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180713T122420_20180719T141738')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180714T120516_20180720T140533')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180715T114612_20180721T134158')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180716T112708_20180722T133053')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180716T130838_20180722T145617')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180717T124933_20180723T144839')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180718T123029_20180724T141955')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180719T121125_20180725T135129')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180720T115220_20180726T133640')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180721T113316_20180727T131634')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180721T131446_20180727T144951')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180722T111411_20180730T073319')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180722T125541_20180730T073819')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180723T123636_20180729T142119')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180724T121731_20180730T140946')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180725T115827_20180731T193358')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180726T113922_20180801T133108')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180726T132051_20180801T150000')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180727T112017_20180803T110458')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180727T130146_20180803T110336')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180728T124241_20180803T193936')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180729T122336_20180804T141749')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180730T120431_20180805T140626')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180731T114525_20180806T132929')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180801T112620_20180807T155605')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180801T130749_20180807T151024')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180802T124844_20180808T212915')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180803T122938_20180809T141108')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180804T121033_20180810T135859')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180805T115127_20180811T131759')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180806T113221_20180812T132509')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180806T131351_20180812T152514')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180807T111315_20180813T130628')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180807T125445_20180813T150632')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180808T123539_20180814T145557')
```

ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180809T121633_20180815T141816')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180810T115727_20180816T134618')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180812T111914_20180818T140029')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180812T130044_20180818T150611')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180813T124138_20180819T144521')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180814T122231_20180820T161723')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180815T120325_20180821T141933')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180816T114418_20180822T133740')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180817T112512_20180823T133927')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180817T130641_20180823T151951')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180818T124735_20180824T150249')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180819T122828_20180825T145015')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180820T120921_20180826T141751')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180821T115014_20180827T140434')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180822T113108_20180828T132347')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180822T131237_20180828T153150')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180823T111201_20180829T130558')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180823T125330_20180829T145855')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180824T123423_20180830T142553')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180825T121516_20180831T142248')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180826T115609_20180901T135219')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180827T113702_20180902T133139')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180827T131832_20180902T151058')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180828T111755_20180903T131034')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180828T125924_20180903T145538')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180829T124017_20180904T150207')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180830T122110_20180905T143013')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180831T120203_20180906T135716')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180901T114255_20180907T132854')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180902T112348_20180908T130713')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180902T130517_20180908T150753')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180903T124610_20180909T145929')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180904T122702_20180910T143348')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180905T120755_20180911T210314')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180906T114847_20180914T095528')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180907T131109_20180915T075502')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180909T123254_20180915T143047')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180910T121346_20180916T141206')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180911T115438_20180917T141207')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180912T113530_20180918T133326')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180912T131700_20180918T152524')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180913T111622_20180919T131202')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180913T125752_20180919T144909')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180914T123844_20180920T144343')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180915T121936_20180921T141642')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180916T120028_20180922T135635')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180918T112212_20180924T130831')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180918T130341_20180924T150411')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180919T124433_20180925T150001')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180920T122525_20180926T143616')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180921T120617_20180927T140125')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180922T114709_20180928T134747')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180923T112801_20180929T132621')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180923T130930_20180929T151521')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180924T125022_20180930T145901')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180925T123114_20181001T143407')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180926T121205_20181002T141940')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180927T115257_20181003T135436')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180928T113349_20181004T133025')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180928T131518_20181004T151432')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180929T111440_20181005T172828')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180929T125610_20181005T151243')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20180930T123702_20181006T145120')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181001T121754_20181007T143511')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181002T115846_20181008T141321')

ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181003T113938_20181009T135031')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181004T112030_20181010T132505')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181004T130159_20181010T150143')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181005T124251_20181016T185920')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181006T122342_20181012T142121')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181007T120434_20181013T140849')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181008T114525_20181014T133452')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181009T112617_20181015T131558')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181010T124838_20181016T143751')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181012T121021_20181018T182226')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181013T115112_20181019T134426')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181014T113204_20181020T133001')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181014T131333_20181020T152155')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181016T123516_20181022T143809')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181017T121608_20181024T141315')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181020T130012_20181026T150825')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181021T124103_20181027T143015')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181022T122155_20181028T140216')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181023T120247_20181029T135712')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181024T114339_20181030T133644')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181025T112430_20181031T132130')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181025T130600_20181031T150506')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181028T120836_20181103T140644')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181029T114928_20181104T134446')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181031T125241_20181106T151042')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181101T123334_20181107T145304')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181102T121426_20181108T140739')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181103T115518_20181109T135651')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181104T113611_20181110T133430')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181106T123925_20181112T145311')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181107T122018_20181113T142244')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181109T114203_20181115T134043')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181112T122612_20181118T141508')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181113T120705_20181119T140230')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181114T114758_20181120T133914')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181115T112851_20181121T132944')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181115T131021_20181121T145541')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181116T125114_20181122T144309')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181117T123208_20181123T143438')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181119T115356_20181125T141022')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181120T113449_20181126T133606')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181121T111543_20181127T131621')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181121T125713_20181127T144848')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181123T121901_20181129T143441')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181124T115956_20181130T142824')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181125T114050_20181201T135521')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181126T112145_20181202T132018')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181126T130314_20181202T150039')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181127T110240_20181203T125954')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181128T122504_20181205T132800')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181129T120559_20181205T141942')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181130T114654_20181206T135246')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181201T112749_20181207T132955')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181201T130919_20181207T150213')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181202T125014_20181208T152233')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181204T121206_20181210T142124')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181205T115301_20181211T135521')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181206T113357_20181212T132845')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181207T111453_20181213T133004')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181207T125623_20181213T145923')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181208T123719_20181214T144736')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181209T121816_20181217T112929')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181210T115912_20181217T181939')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181211T114009_20181217T192310')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181212T112106_20181218T141752')

```

ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181213T124332_20181219T150529')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181214T122429_20181220T144717')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181215T120526_20181221T142325')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181216T114624_20181222T134847')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181217T112721_20181223T133807')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181219T123046_20181225T143956')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181220T121144_20181226T140359')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181223T111438_20181229T132646')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181225T121805_20181231T142348')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181226T115904_20190101T141121')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181227T114003_20190102T140322')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181228T112102_20190103T134248')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181228T130232_20190103T145630')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181229T110201_20190104T131337')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181229T124331_20190104T143953')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181230T122430_20190106T050445')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20181231T120529_20190106T141755')

```

Total imágenes: 200 Días abarcados: 187 Días disponibles: 165 Cobertura: 88,2%

Imágenes correspondientes al año 2019:

```

ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190101T114629_20190107T141728')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190102T112728_20190108T135822')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190102T130858_20190108T150844')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190103T110828_20190109T133132')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190103T124958_20190109T150554')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190104T123058_20190110T153649')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190105T121158_20190111T143510')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190106T115258_20190112T141145')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190107T113358_20190113T134813')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190108T111459_20190114T133207')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190108T125629_20190114T151401')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190109T123729_20190115T145123')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190110T121830_20190116T142618')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190111T115931_20190117T141254')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190112T114032_20190118T145841')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190113T112133_20190119T132441')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190113T130303_20190119T150326')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190114T110234_20190120T131900')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190114T124404_20190120T145405')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190115T122505_20190121T142742')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190116T120607_20190122T151635')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190118T112810_20190124T135053')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190118T130940_20190124T145837')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190120T123143_20190126T145443')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190121T121245_20190127T141417')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190122T115347_20190128T135117')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190123T113449_20190129T135943')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190125T123824_20190131T145337')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190126T121926_20190201T142416')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190127T120029_20190202T140910')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190128T114131_20190203T135225')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190129T112234_20190204T134957')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190130T110337_20190205T131852')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190130T124507_20190205T144551')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190131T122610_20190206T143055')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190201T120713_20190207T142423')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190202T114816_20190208T134844')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190203T112919_20190209T133607')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190203T131049_20190209T151153')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190205T123256_20190211T142416')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190206T121359_20190212T142030')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190207T115503_20190213T140847')

```

ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190208T113606_20190214T132740')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190209T111710_20190215T131301')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190209T125840_20190215T150237')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190210T123944_20190216T144314')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190211T122048_20190217T143958')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190212T120151_20190218T140732')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190213T114255_20190219T172953')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190214T112359_20190221T100309')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190214T130529_20190221T100344')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190215T110503_20190221T125202')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190215T124633_20190221T143313')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190216T122738_20190222T142203')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190217T120842_20190223T141632')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190218T114946_20190224T140116')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190219T113050_20190225T134620')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190219T131220_20190225T145500')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190220T111154_20190226T132011')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190220T125325_20190226T143503')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190221T123429_20190227T141550')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190222T121534_20190228T135500')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190223T115638_20190301T135115')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190224T113742_20190302T134732')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190225T111847_20190303T130117')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190225T130017_20190303T144040')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190226T124122_20190304T143532')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190227T122227_20190305T142449')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190228T120331_20190306T135609')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190301T114436_20190307T135126')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190302T112541_20190308T132728')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190302T130711_20190308T145843')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190303T110645_20190309T125757')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190303T124816_20190309T144547')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190304T122920_20190310T143157')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190305T121025_20190312T102557')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190306T115130_20190312T140027')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190307T113235_20190313T133414')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190307T131405_20190313T152454')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190308T111340_20190314T131852')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190308T125510_20190314T150721')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190309T123615_20190315T143749')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190310T121720_20190316T141038')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190311T115825_20190317T135634')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190312T113930_20190318T132925')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190313T112035_20190319T132202')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190313T130205_20190319T150654')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190314T124310_20190320T150037')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190315T122415_20190321T141726')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190316T120520_20190322T135619')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190317T114625_20190323T133508')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190318T112730_20190324T131303')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190318T130901_20190324T151208')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190319T110835_20190325T125813')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190319T125006_20190325T144857')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190320T123111_20190326T143603')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190321T121216_20190328T174629')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190322T115321_20190329T061848')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190323T113426_20190329T133626')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190323T131556_20190329T150559')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190324T111531_20190330T125634')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190324T125701_20190330T150209')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190325T123806_20190331T144213')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190326T121911_20190401T141554')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190327T120016_20190404T114154')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190328T114121_20190403T133124')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190329T112226_20190404T132933')

ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190329T130356_20190404T144621')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190330T124501_20190405T143028')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190401T120711_20190407T140415')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190403T131050_20190409T145823')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190404T111025_20190410T124917')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190404T125155_20190410T144905')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190405T123300_20190411T143802')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190406T121405_20190412T141316')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190408T113614_20190414T134139')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190408T131744_20190414T150328')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190409T125849_20190415T145109')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190410T123953_20190416T142225')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190411T122058_20190418T091939')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190412T120202_20190418T140135')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190413T114306_20190419T132339')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190414T112411_20190420T130819')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190414T130541_20190420T145019')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190416T122749_20190422T143208')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190417T120853_20190423T141830')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190420T111205_20190426T130237')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190422T121543_20190428T141158')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190423T115647_20190429T134515')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190425T111854_20190501T130746')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190425T130024_20190501T150252')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190426T124128_20190502T143844')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190427T122231_20190503T141828')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190428T120335_20190504T135631')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190429T114438_20190505T133103')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190430T112541_20190506T131032')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190430T130711_20190506T150539')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190501T124814_20190507T144715')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190502T122917_20190508T144115')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190503T121020_20190509T141224')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190504T115123_20190510T140154')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190505T113226_20190511T134040')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190505T131356_20190511T151249')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190506T111328_20190512T131932')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190506T125458_20190512T150607')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190507T123601_20190513T144001')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190509T115806_20190515T135437')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190510T113908_20190516T135323')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190510T132038_20190516T152147')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190511T112010_20190517T134002')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190511T130140_20190517T150846')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190512T124242_20190518T144942')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190513T122344_20190519T142332')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190514T120446_20190522T121804')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190515T114548_20190522T133013')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190516T112649_20190522T190242')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190516T130819_20190522T192136')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190517T124921_20190523T145710')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190518T123022_20190524T143503')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190519T121124_20190525T142152')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190520T115225_20190526T140051')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190521T113326_20190527T134856')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190521T131456_20190527T152604')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190522T111427_20190528T143403')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190522T125557_20190528T151151')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190524T121758_20190530T141529')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190525T115859_20190531T140214')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190526T113959_20190601T134223')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190526T132129_20190601T151609')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190527T112100_20190602T132331')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190527T130230_20190602T151505')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190528T124330_20190603T143241')

```

ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190529T122430_20190604T141744')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190530T120530_20190605T140720')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190531T114630_20190606T133626')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190601T112730_20190607T133946')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190601T130900_20190611T093157')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190602T124959_20190608T144151')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190603T123059_20190609T144210')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190604T121158_20190610T141028')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190605T115258_20190611T140729')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190606T113357_20190612T135226')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190606T131527_20190612T151953')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190607T111456_20190613T133039')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190607T125626_20190613T144512')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190608T123725_20190614T143040')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190609T121824_20190615T142147')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190610T115922_20190616T140743')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190611T114021_20190617T134246')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190611T132151_20190617T151749')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190612T112119_20190618T132952')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190612T130249_20190618T150808')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190613T124347_20190619T170629')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190614T122446_20190620T143104')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190615T120544_20190621T140407')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190616T114642_20190622T135931')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190617T112740_20190623T133401')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190617T130909_20190623T145345')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190618T125007_20190624T142925')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190619T123105_20190625T143042')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190620T121202_20190626T140746')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190621T115300_20190627T135848')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190622T113357_20190628T134332')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190622T131527_20190628T151316')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190623T111454_20190629T132226')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190623T125624_20190629T143517')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190624T123721_20190630T142252')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190625T121818_20190701T141107')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190626T115915_20190702T140107')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190627T114012_20190703T132402')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190627T132141_20190703T151340')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190628T112108_20190704T132032')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190628T130238_20190704T145609')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190629T124334_20190705T144636')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190630T122431_20190706T142206')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190701T120527_20190707T134606')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190702T114623_20190708T133415')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190703T112719_20190709T131019')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190703T130849_20190709T150046')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190704T124945_20190710T143437')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190705T123041_20190711T143304')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190706T121137_20190712T141032')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190707T115232_20190713T133909')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190708T113328_20190714T132455')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190708T131457_20190714T145725')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190709T111423_20190715T131904')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190709T125553_20190715T144830')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190710T123648_20190716T144010')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190711T121744_20190717T142748')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190712T115840_20190718T135858')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190713T113936_20190719T134636')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190713T132106_20190719T150141')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190714T112032_20190720T130853')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190714T130202_20190720T145438')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190716T122354_20190722T142411')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190717T120449_20190723T135240')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190718T114545_20190724T133233')

```

```

ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190719T112640_20190725T131353')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190719T130810_20190725T145206')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190720T124906_20190726T144416')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20190721T123001_20190727T141623')

```

Total imágenes: 241 Días abarcados: 203 Días disponibles: 187 Cobertura: 92,1%

Imágenes correspondientes al año 2020:

```

ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200214T122055_20200217T172641')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200215T120159_20200218T170337')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200216T114303_20200219T165220')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200218T110512_20200221T160902')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200218T124642_20200221T175841')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200219T122747_20200222T172909')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200220T120851_20200223T173512')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200221T114956_20200224T165611')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200222T113100_20200225T163701')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200222T131231_20200225T181739')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200223T111205_20200226T160029')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200223T125335_20200226T173908')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200224T123440_20200227T173938')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200225T121545_20200228T173429')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200226T115650_20200229T165152')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200227T113754_20200301T165037')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200228T111859_20200302T161921')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200228T130030_20200302T180323')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200229T124135_20200303T174721')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200302T120344_20200305T165814')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200303T114449_20200306T170008')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200304T112554_20200307T163409')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200304T130725_20200307T174531')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200305T110659_20200308T160622')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200305T124830_20200308T174047')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200306T122935_20200309T171217')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200307T121040_20200310T175353')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200308T115145_20200312T104647')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200309T113250_20200312T231418')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200309T131421_20200312T231038')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200310T111355_20200313T160857')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200310T125526_20200313T174712')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200311T123631_20200314T171630')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200312T121736_20200315T170817')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200313T115841_20200316T170135')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200314T113946_20200317T164754')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200315T112052_20200318T161301')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200315T130222_20200318T175252')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200317T122432_20200319T200154')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200318T120538_20200320T121003')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200319T114643_20200321T124233')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200323T121234_20200325T050356')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200325T113444_20200327T043251')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200325T131615_20200327T061128')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200326T111550_20200328T040326')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200326T125720_20200328T054825')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200327T123825_20200329T054253')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200328T121930_20200330T103947')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200329T120035_20200331T045651')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200401T124521_20200403T054138')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200402T122626_20200404T052702')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200403T120731_20200414T225855')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200404T114836_20200406T042637')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200405T112940_20200407T040053')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200405T131111_20200407T053731')

```

ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200408T121425_20200410T051600')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200411T111739_20200413T040301')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200411T125909_20200413T054148')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200412T124014_20200414T053347')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200413T122118_20200415T110959')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200414T120223_20200416T044919')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200415T114327_20200417T043651')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200416T112432_20200418T040646')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200418T122810_20200420T045453')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200420T115019_20200422T045749')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200423T123501_20200425T051942')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200424T121605_20200426T110343')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200425T115708_20200427T051437')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200426T113812_20200428T043943')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200426T131942_20200428T060453')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200428T124149_20200430T053037')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200429T122253_20200501T051837')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200430T120356_20200502T045423')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200501T114459_20200503T043327')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200502T112602_20200504T041914')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200502T130732_20200504T062720')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200503T124835_20200505T053712')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200504T122938_20200506T050621')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200505T121041_20200507T050409')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200506T115144_20200508T044848')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200507T131417_20200509T055457')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200508T111349_20200511T120431')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200508T125519_20200511T120501')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200509T123622_20200511T122307')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200510T121724_20200512T192850')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200513T130201_20200515T060407')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200516T120506_20200518T044640')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200518T112709_20200520T043544')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200518T130839_20200520T054845')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200519T124941_20200521T055004')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200520T123042_20200522T050951')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200521T121143_20200523T051004')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200522T115244_20200524T045115')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200523T113345_20200525T044859')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200523T131515_20200525T055822')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200524T111446_20200526T041710')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200524T125616_20200526T060443')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200525T123717_20200527T053251')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200526T121818_20200528T051653')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200527T115918_20200529T045907')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200528T114018_20200530T044125')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200528T132148_20200530T063057')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200529T112119_20200531T042128')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200529T130249_20200531T055453')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200530T124349_20200601T054020')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200531T122449_20200602T052024')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200601T120549_20200603T050055')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200602T114648_20200604T050138')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200603T112748_20200605T043321')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200603T130918_20200605T060156')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200604T125018_20200606T053717')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200605T123117_20200607T053437')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200606T121216_20200608T051610')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200607T115316_20200609T050349')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200608T113415_20200610T043808')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200608T131544_20200610T060134')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200609T111514_20200611T040936')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200609T125643_20200611T054901')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200610T123742_20200612T054128')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200611T121841_20200613T051850')

```

ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200612T115940_20200614T085900')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200613T114038_20200615T050632')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200613T132208_20200615T061320')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200614T112136_20200616T042651')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200614T130306_20200616T060349')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200615T124404_20200617T054949')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200616T122503_20200618T051449')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200617T120601_20200619T045249')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200618T114658_20200620T043655')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200619T112756_20200621T042056')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200619T130926_20200621T055210')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200620T125024_20200622T053935')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200621T123121_20200623T051422')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200622T121219_20200624T044917')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200623T115316_20200625T044330')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200624T113413_20200626T042637')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200624T131543_20200626T062101')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200625T111510_20200627T040355')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200625T125640_20200627T060531')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200626T123737_20200628T052712')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200627T121834_20200629T053355')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200628T115931_20200630T045038')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200629T114027_20200701T042957')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200629T132157_20200701T060619')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200630T112124_20200702T041527')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200630T130253_20200702T061201')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200701T124350_20200703T052735')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200702T122446_20200704T050518')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200703T120542_20200705T044314')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200704T114638_20200715T024507')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200705T112734_20200707T043635')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200705T130904_20200707T060510')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200706T125000_20200708T054654')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200707T123056_20200709T051155')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200708T121152_20200710T044904')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200709T115247_20200711T044700')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200710T113343_20200712T043537')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200710T131512_20200712T060648')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200711T111438_20200713T035605')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200711T125608_20200713T054205')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200712T123703_20200714T133751')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200713T121758_20200721T113002')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200714T115853_20200722T080054')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200715T113948_20200723T013257')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200715T132118_20200723T011430')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200716T112043_20200723T175431')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200716T130213_20200723T173946')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200717T124307_20200724T122054')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200719T120457_20200726T113429')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200720T114551_20200727T211224')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200721T112646_20200728T123510')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200721T130815_20200728T120953')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20200722T124910_20200729T100323')

```

Total imágenes: 173

Días abarcados: 160

Días disponibles: 136

Cobertura: 85%

Imágenes correspondientes al año 2021:

```

ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210214T111714_20210216T044645')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210214T125844_20210216T062806')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210215T123949_20210217T062622')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210216T122053_20210218T060601')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210217T120157_20210219T054504')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210218T114302_20210220T052451')

```

ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210219T112406_20210221T050618')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210219T130536_20210221T064148')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210220T110510_20210222T043353')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210220T124641_20210222T062509')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210222T120850_20210224T054036')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210223T114954_20210225T051836')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210224T113059_20210226T050243')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210224T131229_20210226T070122')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210226T123439_20210228T060714')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210227T121543_20210301T060254')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210228T115648_20210302T060756')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210302T111858_20210304T050252')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210302T130028_20210304T063644')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210303T124133_20210305T062633')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210304T122238_20210306T060016')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210305T120343_20210307T061707')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210306T114448_20210308T051942')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210307T112553_20210309T051024')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210307T130723_20210309T064131')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210308T124828_20210310T060348')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210309T122933_20210311T061352')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210310T121038_20210312T054154')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210311T115143_20210313T051922')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210312T113248_20210314T050006')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210312T131419_20210314T065936')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210313T111353_20210315T044858')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210313T125524_20210315T060824')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210314T123629_20210316T055323')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210315T121734_20210317T055324')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210316T115839_20210318T054029')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210317T113944_20210319T051951')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210318T112049_20210320T044337')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210318T130220_20210320T063231')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210320T122430_20210322T055434')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210321T120535_20210323T055508')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210322T114640_20210324T051859')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210323T112745_20210325T051027')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210323T130915_20210325T061459')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210324T110850_20210326T044209')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210324T125020_20210326T060936')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210325T123125_20210327T060331')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210326T121231_20210328T052956')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210328T113441_20210330T050349')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210328T131611_20210330T062110')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210329T111545_20210331T045425')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210329T125716_20210331T061422')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210331T121926_20210402T060830')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210401T120031_20210403T054635')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210402T114135_20210404T050730')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210403T112240_20210405T044553')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210403T130411_20210405T063932')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210404T124515_20210406T062009')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210405T122620_20210407T055804')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210406T120725_20210408T053844')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210407T114830_20210409T052613')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210408T112934_20210410T050120')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210408T131104_20210410T064221')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210410T123314_20210412T055729')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210411T121418_20210413T052956')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210412T115523_20210414T051011')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210416T122110_20210418T054432')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210417T120214_20210419T053112')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210418T114318_20210420T051126')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210419T112422_20210421T044916')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210419T130553_20210421T062845')

```
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210422T120904_20210424T051112')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210426T123449_20210428T055835')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210427T121552_20210429T060150')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210428T115656_20210430T052828')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210429T113759_20210501T050940')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210429T131929_20210501T063910')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210501T124135_20210503T054341')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210502T122238_20210504T053139')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210503T120341_20210505T053808')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210504T114444_20210506T053200')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210505T112547_20210507T051423')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210505T130717_20210507T063820')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210506T124820_20210508T061208')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210507T122922_20210509T060401')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210508T121025_20210510T053353')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210510T113229_20210512T052858')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210510T131359_20210512T063605')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210511T125501_20210513T061657')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210512T123603_20210514T061503')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210514T115807_20210516T053206')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210515T113909_20210517T053935')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210515T132039_20210517T070645')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210516T112010_20210518T051551')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210516T130141_20210518T064616')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210517T124242_20210519T061131')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210518T122343_20210520T054454')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210519T120445_20210521T053900')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210520T114546_20210522T051524')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210521T112647_20210523T052829')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210521T130817_20210523T062005')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210522T124918_20210524T060809')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210524T121119_20210526T055839')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210525T115220_20210527T052858')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210526T113320_20210528T045932')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210526T131450_20210528T063116')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210528T123651_20210530T055639')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210529T121751_20210531T054541')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210530T115851_20210601T052635')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210531T113951_20210602T050803')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210531T132121_20210602T065859')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210601T112051_20210603T044229')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210601T130221_20210603T061855')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210602T124320_20210604T060353')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210603T122420_20210605T060341')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210604T120519_20210606T054315')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210606T112718_20210608T051051')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210606T130847_20210608T061234')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210607T124946_20210609T061820')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210608T123045_20210610T054222')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210609T121144_20210611T053730')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210610T115243_20210612T054333')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210611T113341_20210613T051630')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210611T131511_20210613T063059')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210612T111440_20210614T045310')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210612T125610_20210614T061831')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210613T123708_20210615T055307')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210614T121806_20210616T054520')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210615T115904_20210617T052458')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210616T114002_20210618T052422')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210616T132132_20210618T063120')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210617T112100_20210619T044852')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210617T130230_20210619T063023')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210618T124328_20210620T054743')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210619T122425_20210621T053953')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210621T114620_20210623T111616')
```

```

ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210623T124944_20210625T055249')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210624T123042_20210626T054954')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210625T121140_20210627T055113')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210626T115238_20210628T052523')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210627T113335_20210629T050346')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210627T131505_20210629T062954')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210628T111433_20210630T044415')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210628T125602_20210630T060605')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210629T123700_20210701T054119')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210630T121757_20210702T055638')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210701T115854_20210703T054933')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210702T113951_20210706T232617')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210702T132121_20210706T232958')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210703T112048_20210707T153756')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210703T130218_20210707T154825')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210704T124315_20210708T113735')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210705T122412_20210710T114610')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210707T114605_20210712T215748')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210708T112701_20210710T050322')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210708T130831_20210710T065704')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210709T124927_20210711T101247')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210710T123024_20210712T190948')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210711T121120_20210713T084405')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210712T115216_20210714T051540')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210713T113312_20210715T052115')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210713T131441_20210715T070415')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210714T111407_20210716T044624')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210714T125537_20210716T065114')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210715T123633_20210717T060133')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210716T121729_20210718T053743')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210717T115824_20210719T052057')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210718T113920_20210720T044655')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210718T132049_20210720T063954')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210719T112015_20210721T045925')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210719T130145_20210721T064536')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210720T124240_20210722T061852')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210721T122335_20210723T060622')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20210722T120430_20210724T053434')

```

Total imágenes: 174

Días abarcados: 159

Días disponibles: 135

Cobertura: 84,9%

Imágenes correspondientes al año 2022:

```

ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220101T105540_20220103T031616')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220101T123710_20220103T045226')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220102T121810_20220104T043910')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220103T115910_20220105T042142')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220104T114010_20220106T035313')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220105T112111_20220107T033410')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220106T110211_20220108T031816')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220106T124341_20220108T045827')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220107T104312_20220109T025620')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220107T122442_20220109T044250')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220108T120543_20220110T042622')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220109T114644_20220111T040518')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220111T110846_20220113T032043')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220112T123117_20220114T043939')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220113T121219_20220115T042202')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220114T115321_20220116T041048')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220115T113422_20220117T034324')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220116T111524_20220118T032311')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220117T105626_20220119T030121')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220117T123756_20220119T043053')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220118T103728_20220120T024725')

```

ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220118T121858_20220120T043234')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220119T120000_20220121T041732')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220120T114102_20220122T040427')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220121T112205_20220123T034516')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220122T110307_20220124T032458')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220122T124437_20220124T045725')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220123T104409_20220125T031245')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220123T122540_20220125T044400')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220124T120642_20220126T043801')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220125T114745_20220127T041919')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220126T112848_20220128T035139')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220127T110951_20220129T032752')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220128T105054_20220130T030723')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220128T123224_20220130T044429')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220129T121327_20220131T043913')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220130T115430_20220201T041443')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220131T113533_20220202T034941')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220201T111637_20220203T033158')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220202T105740_20220204T030921')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220202T123910_20220204T044156')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220203T103843_20220205T024245')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220203T122014_20220205T043050')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220206T112325_20220208T033216')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220207T110428_20220209T031330')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220207T124559_20220209T045132')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220208T104532_20220210T025558')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220208T122702_20220210T044604')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220209T120806_20220211T042928')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220210T114910_20220212T041118')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220211T113014_20220213T035111')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220214T121457_20220216T043103')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220215T115601_20220217T040923')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220217T111810_20220219T034030')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220218T105915_20220220T031638')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220218T124045_20220220T045113')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220220T120254_20220223T124409')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220221T114359_20220224T022326')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220223T110608_20220225T031512')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220223T124738_20220225T045043')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220224T122843_20220226T043846')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220226T115052_20220228T035632')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220227T113157_20220301T034332')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220301T105407_20220303T031503')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220301T123537_20220303T044726')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220303T115747_20220305T040608')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220307T122338_20220310T011744')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220309T114548_20220311T035514')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220322T110255_20220324T030514')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220323T122530_20220325T045138')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220327T125120_20220329T044634')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220331T113540_20220402T035541')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220401T111645_20220403T033453')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220402T105750_20220404T031233')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220402T123920_20220404T044557')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220404T120129_20220406T041857')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220405T114234_20220407T040017')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220407T110443_20220409T032011')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220407T124613_20220409T050321')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220408T104548_20220410T030423')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220408T122718_20220410T044601')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220409T120822_20220411T041638')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220410T114927_20220412T035438')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220411T113031_20220413T034038')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220414T121514_20220416T044013')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220415T115618_20220417T040908')

ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220416T113722_20220418T035500')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220417T111826_20220419T033328')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220418T105929_20220420T031500')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220418T124100_20220420T045021')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220422T112514_20220424T034446')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220424T104721_20220426T030314')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220424T122851_20220426T044548')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220425T120955_20220427T043322')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220426T115058_20220428T041404')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220428T125434_20220430T044810')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220429T105407_20220501T062532')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220429T123537_20220501T043119')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220430T121640_20220502T042257')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220506T120425_20220508T041512')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220509T110731_20220511T031743')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220509T124901_20220511T050101')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220510T104833_20220512T030455')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220510T123003_20220512T043642')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220511T121105_20220605T062756')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220512T115206_20220525T153415')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220513T113308_20220526T152143')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220514T111409_20220516T033151')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220515T105510_20220517T030717')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220515T123640_20220517T044526')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220516T121742_20220518T042918')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220517T115843_20220519T041824')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220518T113943_20220520T035417')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220519T112044_20220521T034450')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220520T110145_20220522T031929')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220520T124315_20220522T050301')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220521T122415_20220523T043844')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220522T120516_20220524T042753')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220523T114616_20220525T035730')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220526T104916_20220528T031349')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220526T123046_20220528T045428')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220527T121146_20220529T043956')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220528T115245_20220530T041802')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220529T113345_20220531T040101')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220530T111444_20220601T033504')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220530T125614_20220601T050438')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220531T105543_20220602T031112')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220531T123713_20220602T044259')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220601T121812_20220603T042457')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220602T115911_20220604T041253')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220603T114010_20220605T035343')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220604T112109_20220606T033508')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220605T110207_20220607T031941')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220605T124337_20220607T043212')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220606T122436_20220608T042414')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220607T120534_20220609T041054')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220609T112731_20220611T034531')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220610T110830_20220612T033102')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220610T125000_20220612T044810')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220611T104930_20220613T030448')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220611T123100_20220613T043103')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220612T121159_20220614T041612')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220613T115259_20220615T040637')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220615T111457_20220617T032722')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220615T125627_20220617T050334')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220616T105557_20220618T031806')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220616T123727_20220618T043621')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220617T121826_20220619T042633')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220618T115925_20220620T041709')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220619T114023_20220621T040804')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220620T112122_20220622T034403')

ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220621T110220_20220623T032425')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220621T124350_20220623T045742')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220622T122449_20220624T043726')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220623T120547_20220625T042221')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220624T114645_20220626T040148')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220625T112743_20220627T034649')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220626T110841_20220628T032458')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220626T125011_20220628T045021')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220627T123109_20220629T042711')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220628T121206_20220630T041227')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220629T115304_20220701T035814')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220630T113401_20220702T034650')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220701T111459_20220703T032813')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220701T125629_20220705T155449')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220702T105556_20220704T030721')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220702T123726_20220704T044906')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220703T121823_20220705T043438')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220704T115920_20220706T041438')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220705T114017_20220707T035507')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220707T110210_20220709T031256')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220707T124340_20220709T050025')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220708T122437_20220710T043555')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220709T120533_20220711T041617')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220710T114630_20220712T035921')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220711T12726_20220713T033403')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220712T110822_20220714T031036')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220712T124952_20220714T050840')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220713T104918_20220715T024751')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220713T123048_20220715T045919')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220714T121144_20220716T043944')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220715T115240_20220717T040901')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220716T113335_20220718T035040')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220717T111431_20220720T132815')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220717T125601_20220720T132717')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220718T105527_20220721T002331')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220718T123656_20220721T003118')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220719T121752_20220721T173242')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220720T115847_20220722T074051')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220721T113942_20220723T040744')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220722T112037_20220724T033843')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220723T110132_20220725T032329')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220723T124302_20220725T050548')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220724T122357_20220726T044921')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220725T120452_20220727T043417')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220726T114547_20220728T040912')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220728T110736_20220730T072141')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220730T121055_20220801T091556')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220731T115149_20220802T064250')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220801T113243_20220803T064325')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220802T111337_20220804T082547')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220802T125507_20220804T081640')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220803T105432_20220805T171046')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220803T123601_20220805T165224')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220804T121655_20220806T082246')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220805T115749_20220807T194030')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220806T113843_20220808T154221')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220807T111937_20220809T054726')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220808T110031_20220810T053811')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220808T124200_20220810T053956')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220809T122254_20220811T173730')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220810T120348_20220814T102510')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220811T114441_20220814T095740')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220812T112535_20220815T184213')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220813T110628_20220816T095018')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220813T124758_20220817T073757')

ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220814T104721_20220817T183134')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220814T122851_20220817T200405')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220815T120944_20220818T085041')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220817T113130_20220821T024746')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220818T111224_20220823T074639')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220818T125353_20220822T200939')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220819T105317_20220822T162733')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220819T123446_20220822T183147')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220820T121539_20220825T081632')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220821T115632_20220825T111116')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220822T113725_20220825T175745')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220823T111817_20220826T080049')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220824T105910_20220827T073743')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220824T124040_20220827T082818')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220826T120225_20220829T054050')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220828T112410_20220831T101051')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220829T124632_20220831T171842')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220830T104554_20220902T012139')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220830T122724_20220902T012924')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220831T120816_20220902T191319')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220901T114908_20220903T090531')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220902T113001_20220904T034855')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220903T111053_20220905T033151')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220903T125222_20220905T050157')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220904T123314_20220906T044758')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220906T115458_20220908T042317')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220907T113550_20220909T040327')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220908T111642_20220910T034217')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220909T105734_20220911T031418')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220910T121955_20220912T044118')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220911T120047_20220913T042809')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220912T114139_20220914T040711')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220915T104414_20220917T030541')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220915T122543_20220917T045244')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220917T114726_20220919T041226')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220918T112817_20220920T034648')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220919T110909_20220921T032906')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220919T125038_20220921T051331')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220920T105000_20220922T030632')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220920T123129_20220922T044819')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220921T121221_20220923T042052')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220922T115312_20220924T041643')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220925T105546_20220927T030909')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220925T123715_20220927T045300')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220926T121806_20220928T043917')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220927T115858_20220929T042132')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220929T112040_20221001T034542')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220930T110131_20221002T032026')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220930T124300_20221002T045006')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221001T104222_20221003T030427')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221001T122351_20221003T043124')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221002T120442_20221004T041742')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221003T114533_20221005T040252')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221004T112624_20221006T033902')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221005T110715_20221007T031254')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221005T124845_20221007T050741')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221006T104806_20221008T025803')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221006T122936_20221008T045659')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221008T115118_20221010T041852')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221009T113208_20221011T040614')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221012T121610_20221014T043618')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221013T115701_20221015T042329')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221014T113752_20221016T041032')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221015T111843_20221017T035002')
 ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221016T105934_20221018T032546')

ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221016T124103_20221018T044835')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221018T120245_20221020T042511')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221021T110522_20221023T031737')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221021T124651_20221023T051448')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221022T104615_20221024T031149')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221022T122745_20221024T045614')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221024T114932_20221026T041312')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221025T113025_20221027T034830')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221026T111119_20221028T032901')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221027T105212_20221029T030739')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221027T123342_20221029T045923')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221028T121435_20221030T042709')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221029T115529_20221031T041053')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221030T113622_20221101T035843')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221031T111716_20221102T034017')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221101T105810_20221103T032122')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221101T123939_20221103T045331')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221102T103904_20221104T030829')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221102T122033_20221104T043942')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221104T114221_20221106T040129')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221105T112315_20221107T034331')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221106T110409_20221108T033411')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221106T124539_20221108T050622')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221107T104503_20221109T031522')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221107T122633_20221109T045146')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221108T120727_20221110T043529')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221109T114821_20221111T042224')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221110T112915_20221112T040259')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221111T111010_20221113T033751')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221112T105104_20221114T031945')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221112T123234_20221114T044331')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221113T121328_20221116T155603')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221114T115423_20221117T051753')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221116T111612_20221123T174907')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221117T123837_20221124T233450')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221119T120027_20221126T142524')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221120T114122_20221127T124955')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221122T124443_20221129T103610')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221123T104409_20221130T105454')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221123T122538_20221130T110139')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221124T120634_20221201T104609')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221126T112825_20221203T102503')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221127T110921_20221204T104828')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221128T123147_20221205T110345')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221129T121244_20221206T111853')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221130T115340_20221207T135135')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221201T113436_20221208T152424')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221202T111533_20221209T104312')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221203T105630_20221210T102453')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221203T123759_20221210T103259')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221204T121856_20221211T091024')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221205T115953_20221211T221949')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221206T114050_20221212T143645')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221209T104342_20221215T122531')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221209T122512_20221215T122828')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221210T120610_20221216T125254')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221214T123131_20221220T093431')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221215T121230_20221221T052956')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221216T115328_20221222T052457')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221218T111525_20221223T173959')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221219T123754_20221224T095012')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221220T103723_20221225T015132')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221220T121853_20221225T015741')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221221T115952_20221225T184945')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221222T114051_20221226T110529')

ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221223T112150_20221227T075215')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221224T110249_20221227T232300')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221224T124419_20221227T232115')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221225T104349_20221228T155014')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221225T122519_20221228T155251')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221226T120619_20221229T095511')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221227T114718_20221230T081318')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221228T112818_20221231T083647')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221229T110918_20230101T003802')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221230T123148_20230101T194945')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221231T121249_20230102T115712')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220110T112745_20220112T034033')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220110T130915_20220112T050114')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220111T125016_20220113T045023')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220116T125654_20220118T044858')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220121T130335_20220123T050720')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220126T131018_20220128T052520')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220127T125121_20220129T050739')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220201T125807_20220203T045708')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220204T120117_20220206T042132')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220205T114221_20220207T035758')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220206T130455_20220208T050754')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220211T131145_20220213T051445')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220212T111119_20220214T033320')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220212T125249_20220214T050756')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220216T113706_20220218T035427')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220217T125940_20220219T050936')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220222T130634_20220224T124708')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220227T131328_20220301T052213')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220228T111302_20220302T032933')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220228T125432_20220302T050111')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220302T121642_20220304T042608')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220304T113852_20220306T034621')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220305T111957_20220307T033306')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220305T130128_20220307T045803')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220308T120443_20220310T142420')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220310T112653_20220312T033012')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220310T130823_20220312T050058')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220311T124928_20220313T044252')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220312T123033_20220314T042223')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220313T121139_20220315T042211')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220328T123225_20220330T043607')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220329T121330_20220331T042515')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220331T131710_20220402T051623')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220401T125815_20220403T045925')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220403T122025_20220405T042742')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220406T112339_20220408T034338')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220406T130509_20220408T051529')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220411T131201_20220413T051340')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220413T123410_20220415T044601')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220416T131852_20220418T052735')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220419T122203_20220421T043035')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220421T114411_20220423T040018')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220427T131331_20220429T051155')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220504T124220_20220506T120346')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220505T122323_20220507T043351')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220507T114527_20220509T035549')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220508T112629_20220510T033644')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220508T130759_20220510T051442')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220513T131438_20220526T181119')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220514T125539_20220516T045618')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220518T132113_20220520T053324')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220519T130214_20220521T051706')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220525T124946_20220527T051205')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220529T131515_20220531T052812')

```
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220603T132140_20220605T051717')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220604T130239_20220606T045525')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220609T130900_20220611T050537')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220614T113358_20220616T034558')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220614T131528_20220616T052404')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220619T132153_20220621T052708')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220620T130252_20220622T051216')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220625T130913_20220627T051106')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220630T131531_20220702T051252')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220705T132147_20220707T053233')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220706T112114_20220708T033431')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220711T130855_20220713T052304')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220716T131505_20220718T051742')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220721T132112_20220723T053250')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220722T130207_20220724T052600')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220727T112641_20220729T064504')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220727T130811_20220729T064539')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220728T124906_20220730T072251')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220729T123000_20220731T074439')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220801T131413_20220803T064401')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220806T132013_20220808T150123')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220807T130106_20220809T054558')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220812T130704_20220815T184556')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220816T115037_20220819T123845')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220822T131854_20220826T132853')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220823T125947_20220826T080525')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220825T122132_20220828T134916')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220827T114317_20220830T060656')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220828T130539_20220831T122020')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220902T131130_20220904T051726')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220905T121406_20220907T044333')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220907T131720_20220909T053840')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220908T125811_20220910T052733')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220909T123903_20220911T050509')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220913T112230_20220915T035307')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220913T130400_20220915T051948')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220916T120634_20220918T043330')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220918T130947_20220920T053058')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220923T113403_20220925T035723')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220923T131533_20220925T052512')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220924T125624_20220926T051129')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220928T113949_20220930T040129')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221004T130754_20221006T053036')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221007T121027_20221009T043316')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221009T131338_20221011T053154')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221011T123520_20221013T050144')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221015T130012_20221017T051444')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221017T122154_20221019T044044')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221025T131155_20221027T053447')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221026T125248_20221028T050602')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221103T120127_20221105T042337')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221105T130444_20221107T052328')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221110T131045_20221112T052939')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221111T125139_20221113T050704')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221118T121932_20221125T191919')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221121T130347_20221128T133020')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221125T114730_20221202T122120')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221126T130955_20221203T102125')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221127T125051_20221204T104912')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221202T125703_20221209T104847')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221217T113426_20221223T012750')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221218T125655_20221223T173824')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221228T130948_20221231T083024')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220112T104947_20220114T030118')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220213T105223_20220215T030929')
```

```
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220213T123353_20220215T044942')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220327T110950_20220329T033035')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220417T125956_20220419T051353')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220423T110618_20220425T032047')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220423T124748_20220425T051233')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220502T113845_20220505T052702')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220524T112716_20220526T035246')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220524T130846_20220526T054813')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220706T130243_20220708T051042')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220829T110502_20220901T113117')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220914T124451_20220916T051405')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20220929T130209_20221001T051414')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221019T114336_20221021T040525')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221115T113518_20221117T180949')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221122T110313_20221129T102952')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221128T105018_20221205T110255')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221207T112148_20221213T143110')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221219T105624_20221224T093859')
ee.Image('COPERNICUS/S5P/OFFL/L3_NO2/20221229T125048_20230101T002945')
```

Total imágenes: 495	Días abarcados: 365	Días disponibles: 338	Cobertura: 92,6%
---------------------	---------------------	-----------------------	------------------

Total imágenes Nivel-3

Total imágenes: 1283	Días abarcados: 1074	Días disponibles: 961	Cobertura: 89,5%
----------------------	----------------------	-----------------------	------------------

