



UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PLATA

FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS

DEPARTAMENTO DE QUÍMICA

Trabajo de Tesis Doctoral:

***Estudio de zonas críticas de emisión con
modelos de receptores en regiones urbanas
con entornos industrializados***

Tesista: Daniela Mellado

Director: Pablo M. Jacovkis

Codirectora: Erica Y. Sanchez

Año: 2020

AGRADECIMIENTOS

Deseo expresar mis más sinceros agradecimientos a mis directores Dr. Pablo Jacovkis y a la Dra. Yanina Sanchez por su confianza, tiempo, generosidad, buena predisposición y por, sobre todo, su apoyo (entre risas y mates) para conmigo durante esta hermosa etapa. No quiero dejar pasar al Dr. Lucas Bali, quién indudablemente supo enseñarme y guiarme, con mucha paciencia en este ámbito que era nuevo para mí, y al Dr. Esteban Colman Lerner, quién me ha ayudado a sobrellevar todo este proceso, y continúa poniendo su fe en mí. Todos ellos son incondicionales, por eso, los admiro y estoy agradecida por su cariño.

En este ciclo he conocido personas maravillosas que fueron parte de mi crecimiento profesional y personal, entre ellos, mis compañeros/amigos de CITEDEF y del CIM, tanto a los presentes como a los que me marcaron por períodos breves, con cada uno de ellos puedo contar una anécdota que me genera una sonrisa instantánea. Agradezco a mi familia, que a la distancia me apoyan y se las ingenian para mantener y mejorar nuestros vínculos, soportando mis estados de ánimo y mis ausencias. A todas mis amigas/os, que siempre estuvieron para mí, ayudándome a crecer en todos los ámbitos, permitiéndome ser una persona feliz. Prefiero no dar nombres, pero de cada persona que ha compartido un momento conmigo, dentro y fuera de los institutos, me ha dejado una linda marca, que a la distancia queda como un rinconcito para volver. Destaco, nuevamente al hermoso grupo humano que la vida y la tesis me ha acercado.

Por último, pero sumamente importante, a la Agencia (FONCYT) y al CONICET por haber avalado y sustentado el desarrollo de esta tesis, motivando y potenciando mi aprendizaje.

Sinceramente,

Daniela Mellado.

CONTENIDO

Resumen.....	4
Abstract.....	5
Capítulo 1: Contaminación atmosférica y calidad del aire	6
Breve reseña histórica	6
Contaminación del aire como un riesgo medioambiental	7
Introducción a la caracterización y significancia de los contaminantes.....	9
Urbanización como parámetro clave en la contaminación del aire.....	18
Calidad del aire.....	22
Monitoreo ambiental en Argentina	33
Objetivo general	38
Objetivos específicos.....	38
Referencias.....	39
Capítulo 2: Modelos de receptores como herramientas de gestión de la calidad ambiental....	44
Introducción a la estadística y al análisis de datos	44
Modelos de receptores.....	46
Referencias.....	67
Capítulo 3: Metodología	73
Bloque 1: Estudio de la región - Relevamiento de fuentes	74
Bloque 2: Preprocesamiento de los datos.....	75
Bloque 3: Procesamiento de los datos de los contaminantes	78
Referencias.....	87
Capítulo 4: Resultados	88
Estudio de concentraciones elevadas y regiones de procedencia de SO ₂ en Gran La Plata	89
Estudio de concentraciones de contaminantes criterio y zonas de procedencia en La Matanza	105

Estudio de concentraciones elevadas y regiones de procedencia de contaminantes criterio en Bahía Blanca	131
Estudio de emisiones y regiones de procedencia de compuestos orgánicos volátiles (COVs) en Gran La Plata, mediante la integración de modelos de receptores	153
Referencias	170
Capítulo 5: Conclusión	177
Discusión general	177
Limitaciones	180
Conclusiones	181

RESUMEN

El uso de diferentes herramientas en conjunto (modelos de receptores, inventarios de emisiones y monitoreo de contaminantes) para la evaluación de la contaminación atmosférica permite identificar las potenciales zonas de emisión de los contaminantes analizados. En tal sentido, el objetivo de esta tesis busca maximizar la información para los tomadores de decisiones, respecto de los niveles de contaminación, a través de una metodología que contemple el preprocesamiento de datos (meteorológicos y de inmisión), el diagnóstico de eventos y la aplicación de modelos de receptores. Cuatro escenarios situados en la provincia de Buenos Aires, Argentina, fueron estudiados bajo la metodología propuesta en esta tesis, en donde se evidencia como fortaleza la versatilidad para ser aplicada a cualquier contaminante y la visualización en tiempo real, o en modo diagnóstico, del área potencial de emisión frente a la detección de eventos de contaminación en un sitio de monitoreo. Asimismo, se manifiesta su capacidad de relacionar emisión y condiciones meteorológicas locales, para señalar a aquellas fuentes potenciales de aporte que no necesariamente deben ser las que mayores emisiones presentan en la región bajo estudio. Las limitaciones están directamente relacionadas a la calidad de los datos que la metodología va a procesar y, a aquellas intrínsecas, de los modelos de receptores utilizados.

ABSTRACT

The identification of the potential emission areas of analyzed pollutants is possible by a combination of different tools for the evaluation of air pollution (receptor models, air emissions inventories and pollutant monitoring). The objective of this thesis is to maximize the available information regarding contamination levels using a methodology that includes the pre-processing of data (meteorological and immission), the diagnosis of events and the application of receiver models. Four scenarios located in Buenos Aires province, Argentina, were studied using the methodology proposed in this thesis, which has as strengths the versatility to be applied to any pollutant and the ability to visualize the potential area of emission of pollution events detected in a monitoring site in real-time or used as a diagnostic tool. Furthermore, the model allows the correlation of emissions and local meteorological conditions to identify the potential main sources of pollution, which may differ from the highest emission sources in the studied region. The limitations are directly related to the quality of the data analyzed and the intrinsic limitations of the receptor models used.

CAPÍTULO 1: CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA Y CALIDAD DEL AIRE

Breve reseña histórica

Declaración de Estocolmo sobre el Medio Ambiente Humano

En la conferencia de las Naciones Unidas realizada en Estocolmo en el año 1972 se trata la idea de la convivencia entre el ser humano y medio ambiente que nos rodea. Mediante principios y un plan de acción se busca implantar la idea de “desarrollo sostenible”, proclamando en el primer enunciado que el hombre es resultante y causante del medio ambiente que lo rodea, y es quién tiene el poder y la facultad de transformarlo hasta llegar a producir cambios irreversibles, siendo esenciales para el desarrollo del hombre contemplar tanto el medio ambiente natural como el artificial. En la declaración, se considera al hombre como un ser social, anunciando que el crecimiento de una población conlleva al planeamiento y contemplación de situaciones de compromiso para abordar las normas y medidas apropiadas en pos de un crecimiento natural. Por consiguiente, la defensa y el mejoramiento del medio ambiente humano para las generaciones presentes y futuras se han convertido en una de las metas primordiales [1]. En cuanto a las partes involucradas, hace partícipe tanto a los ciudadanos como a las empresas e instituciones a colaborar en forma responsable, encargando a las administraciones gubernamentales el establecimiento de normas y la regulación de las mismas, respondiendo a los requerimientos de cooperación internacional, dado que el medio ambiente no presenta barreras físicas.

Participación de nuestro país

Mediante una estrategia de acción común a partir de agencias, fondos y programas, Argentina forma parte de las Naciones Unidas desde 1948, componiendo de esta forma el Sistema de las Naciones Unidas en Argentina (SNUA). En lineamiento con los Objetivos del Desarrollo Sostenible (ODS) y las prioridades nacionales, nuestro país adhiere a las estrategias y coopera para el bienestar, equidad, desarrollo y promoción de los derechos humanos mediante la conformación de un total de 18 agencias, de las cuales 8 no residen en nuestro territorio [2]. La idea de una comunidad activa económicamente, con una mínima incidencia en el medio ambiente resulta insostenible. Por tal motivo, el Programa de Naciones Unidas para el

Desarrollo (PNUD) desarrolló, en 2015, objetivos razonables interrelacionados entre sí, para un desarrollo sostenible, los cuales apuntan a trabajar en medidas para proteger al medio ambiente, la reducción de la pobreza y garantizar la paz y prosperidad de las personas. Los 17 objetivos de Desarrollo del Milenio [3] promueven la idea de un uso criterioso de los recursos pensando en las generaciones futuras, de los cuales se desprenden problemáticas de peso tales como el cambio climático, la desigualdad económica, el consumo sostenible y la paz y justicia, entre otros.

Contaminación del aire como un riesgo medioambiental

Como puede observarse en la breve reseña histórica, un medio ambiente que permita el desarrollo del sano bienestar de los seres humanos es un derecho, y esto debe acompañarse con la garantía del equilibrio entre el crecimiento económico, el cuidado del medio ambiente y el bienestar social. Hoy en día, la contaminación del aire representa una amenaza que se visualiza como una ruptura del buscado equilibrio. Particularmente, cuando los intereses económicos avanzan sin medir las consecuencias sobre el medio ambiente y con un eslogan prometedore de bienestar social.

El término “contaminación atmosférica” considera la presencia de diversos tipos de agentes que afectan a la salud y el bienestar de una población o sean perjudiciales tanto para la vida humana, como para la animal y vegetal. Además, en su definición contempla factores que impiden el uso y goce del hábitat como lugar de recreación. Dentro de los precursores de la contaminación vislumbrados se desprenden aquellos agentes físicos, químicos y biológicos, y hasta la combinación de los mismos, sin descartar el ruido, calor o radioactividad [4].

La contaminación del aire se presenta en la agenda de todos los organismos desde que fue declarada su peligrosidad según una evaluación llevada a cabo por la Organización Mundial de la Salud [5], en adelante OMS. De este informe se desprende que el 50% de la carga de enfermedades en países en vía de desarrollo es atribuible a la contaminación del aire en espacios urbanos como cerrados. Extendiendo el estudio de la amenaza, la agencia internacional de investigación sobre el cáncer (*International Agency for Research on Cancer*, IARC), un organismo dependiente de la OMS, anunció [6] que existe evidencia suficiente para categorizar a la contaminación del aire exterior como carcinogénico para los humanos (Grupo 1).

La contaminación del aire constituye, por sí solo, el riesgo ambiental para la salud más importante del mundo, sin la capacidad de contemplar barreras geográficas; el 91% de la población mundial está expuesta. Basados en estimaciones del 2016, 42 millones de muertes prematuras en el mundo pueden atribuirse a la contaminación atmosférica, tanto en ciudades como en regiones rurales, debido a la exposición de partículas pequeñas con diámetro de 2,5 micrones o menos (MP_{2,5}) precursores o causantes de enfermedades cardiovasculares y respiratorias, y hasta cáncer. El factor económico tiene una gran incidencia sobre la contaminación atmosférica, debido a que se ha detectado que el 91% de las muertes prematuras tuvieron lugar en países de bajos a medianos ingresos, como las regiones de Asia Sudoriental y el Pacífico Occidental. Esta cifra puede descomponerse en función de las patologías, siendo un 58% asociada a cardiopatías isquémicas y accidentes cerebrovasculares, un 18% a enfermedad pulmonar obstructiva crónica e infecciones respiratorias agudas y, por último, un 6% a cáncer de pulmón, según estudios recopilados de la OMS para el año 2016. Respecto a la contaminación en interiores, el humo resultante del uso doméstico durante la cocción y calefacción de hogares, a través de quema de biomasa y carbón, representa un grave riesgo para la salud, dado que se registraron 4,3 millones de defunciones prematuras en 2012 en países de ingresos medianos a bajos. De las 3 mil ciudades que cuentan con un monitoreo y hacen público sus resultados, se observa que el 90% de países de ingresos bajos y medios supera los niveles propuestos en las directrices de la OMS. Particularmente, haciendo referencia a las megaciudades (más de 10 millones de habitantes), un 56% de estas ciudades correspondientes a países de altos ingresos no cumplen los niveles directrices de la OMS, incrementando este porcentaje a un 98% en países de bajo a medianos ingresos, según información brindada por el Departamento de Salud Pública, Medio Ambiente y Determinantes Sociales de la Salud de la OMS [7-8].

Cabe destacar que, entre las fuentes de mayor contribución a la contaminación del aire exterior, se destacan los sectores como el transporte, la construcción, la agricultura y los residuos derivados de la producción de energía, las cuales exceden el control de la población; requiriendo de la participación de entes reguladores regionales a nacionales e internacionales. El presupuesto sanitario a consecuencia de la contaminación atmosférica para los 15 países de mayor emisión de gases de efecto invernadero representa más del 4% del PBI [9].

Como resultado de la información recabada de los contaminantes y del análisis de las fuentes que impactan en la calidad del aire, la OMS propone las siguientes directrices para la mitigación de la amenaza [8]:

- En el sector industrial, usar tecnologías limpias para reducir las emisiones de chimeneas, desarrollar políticas de gestión para desechos, incluido el uso de biogás como alternativa de recuperación del gas metano en vertederos.
- Facilitar el acceso de energía limpia, principalmente a las ciudades con grandes concentraciones de habitantes, para uso cotidiano (cocina, calefacción y alumbrado) acompañado de una mejora de la eficiencia energética.
- Desarrollar una óptima gestión asociada al transporte urbano, priorizando sendas peatonales y de bicicletas dentro de la ciudad, e implementar mejores en el servicio interurbano de pasajeros, con vehículos con emisiones más limpias.
- Desarrollar, distribuir y utilizar energías renovables (solar, eólica o hidroeléctricas).
- Promover las estrategias de reducción, reciclado y reutilización de desechos municipales e industriales, impulsando la producción de biogás a partir de la digestión anaeróbica de desechos, reduciendo así la incineración de desechos sólidos que conlleva rigurosos controles de emisiones.

Introducción a la caracterización y significancia de los contaminantes

Con el objeto de transferir información en materia de salud a los encargados de formulación de políticas sobre los efectos presentes y futuros de la contaminación del aire, la OMS ofrece una guía de valoración para los contaminantes más frecuentes observados en la atmósfera [5]. Estos contaminantes comunes suelen ser agrupados y denominados bajo el término “contaminantes criterio”, representados por el material particulado (MP), ozono troposférico (O_3), dióxido de nitrógeno (NO_2), monóxido de carbono (CO) y dióxido de azufre (SO_2). Basada en la recopilación de estudios e investigaciones que contemplan la importancia de los distintos contaminantes en la salud, la organización ha emitido un comunicado con valores de concentraciones ambientales guías en 1987, con una posterior actualización (1997) aplicable a todas las regiones del mundo [10], gracias a la actualización de la base de datos que comprende nuevos estudios de niveles de contaminación en países de bajos y medianos ingresos. Cabe

destacar que la actualización de los niveles guías se desarrolló para los contaminantes criterio (menos el CO), rigiéndose para el resto de los contaminantes las conclusiones presentadas en el primer informe.

Cada región debe desarrollar, generar o acondicionar las normas jurídicas en el área de gestión del riesgo y medio ambiente, buscando la armonía de los siguientes tres pilares: factor económico, viabilidad tecnológica y riesgos en la salud. Como se mencionó previamente, las guías de calidad del aire (GCA) están destinadas a todo el mundo, contemplando la heterogeneidad geográfica y económica.

De la actualización se desprenden las siguientes observaciones:

1. En países desarrollados, las concentraciones observadas del O₃ y el MP proporcionan un riesgo para la salud.
2. En los nuevos estudios asociados al material particulado suspendido en el aire, se destaca una gama de efectos fisiológicos adversos en presencia de concentraciones inferiores a las estipuladas en la primera versión de la guía. En las investigaciones previas, se hacía foco en los indicadores “mortalidad” y “hospitalizaciones imprevistas”, mientras que, en la actualización, se estudian en conjunto con los cambios en la función pulmonar y marcadores de la inflamación.
3. Se reconocen las limitaciones asociadas al estudio de los contaminantes aislados que hacen a la complejidad de la mezcla. Según nuevos estudios, el NO₂ en la atmósfera, derivado de los procesos de combustión, se encuentra íntimamente ligados a otros contaminantes primarios, como las partículas ultrafinas (MP_{0.1}). A menudo, se utiliza en NO₂ para definir la mezcla completa de otros contaminantes tóxicos, gracias a que es fácil de medir y presenta con frecuencia una fuerte correlación con los restantes, aportando información útil para la salud pública.

En resumen, según la nueva guía de OMS se desprende que es posible relacionar en forma cuantitativa las concentraciones del material particulado y el ozono observadas en la atmósfera, y los efectos producidos en la salud de la población mediante los estimadores de carga de “mortalidad” y “morbilidad”, siendo la “carga de enfermedades” utilizada para evaluar la relación de costo-beneficio en los esfuerzos asociados a la mitigación en la contaminación del aire. Las mediciones de los contaminantes criterio deben ser representativas de la exposición de la población; por lo tanto, la ubicación de las estaciones de vigilancia es un punto crucial,

donde debe considerarse que en la proximidad de fuentes de contaminación específicas como rutas, centrales eléctricas, centros industriales, los niveles observados serán superiores.

Basados en los nuevos estudios realizados en los 10 años posteriores a la primera guía de calidad del aire, la OMS propone una reducción gradual (objetivos intermedios) para alcanzar los nuevos niveles guías, como puede observarse posteriormente en la presentación de cada contaminante regulado. Respecto a las unidades de concentración de los contaminantes, en las directrices se utilizan $\mu\text{g m}^{-3}$ (microgramo por metro cúbico de aire) para MP, O_3 , SO_2 y NO_2 y ppm (partes por millón en volumen) para el CO.

Los contaminantes bajo estudio que serán de influencia en la presente tesis doctoral son:

- Contaminantes criterio: MP, CO, O_3 , SO_2 y NO_2 .
- No regulados: Compuestos orgánicos volátiles (COVs).

Material particulado (MP)

Tabla 1. Niveles guía propuestos por la OMS para el MP_{10} y $\text{MP}_{2,5}$ para dos períodos de exposición (24 horas y 1 año)

$\text{MP}_{2,5}$	$10 \mu\text{g m}^{-3}$	media anual
	$25 \mu\text{g m}^{-3}$	media de 24 horas
MP_{10}	$20 \mu\text{g m}^{-3}$	media anual
	$50 \mu\text{g m}^{-3}$	media de 24 horas

Se considera material particulado (MP) a una mezcla completa de partículas sólidas y líquidas cuyas propiedades físicas, químicas y biológicas dependen de la región y del momento de la toma de muestra, por lo general asociada a procesos de combustión y emisiones de fuentes tanto fijas como areales y móviles. Presente en forma de gases, humo, polvo y aerosoles, el material particulado puede clasificarse como primario o secundario, dependiendo de los compuestos y procesos implicados durante su formación, siendo los emitidos directamente a la atmósfera considerados como primarios, resultantes principalmente de obras de construcción, caminos sin pavimentación, campos, chimeneas o incendios. En cambio, las partículas secundarias son resultantes de una serie de reacciones químicas y físicas que implican diferentes sustancias químicas tales como los compuestos orgánicos volátiles, el dióxido de azufre y los óxidos de nitrógeno que se emiten desde las centrales eléctricas, industrias y

automóviles. Se consideran de interés debido a que estas partículas suspendidas en la atmósfera tienen la capacidad de dispersarse y formar aerosoles, reduciendo la visibilidad, impactando en los suelos, y principalmente afectando la salud humana. El impacto del contaminante varía en función del tamaño y la concentración observada [5,10-11].

En función del impacto sobre la salud respecto a afecciones respiratorias, la regulación establece un “rango respirable” de material particulado, clasificándolo a partir del diámetro aerodinámico en MP_{10} , $MP_{2,5}$ y $MP_{0,1}$. Luego, a menor diámetro aerodinámico se observan mayores efectos perjudiciales en la salud de las personas expuestas, debido a que penetran profundamente en los pulmones y pueden depositarse.

La primera fracción considerada como fracción gruesa (MP_{10}) presenta un diámetro inferior a 10 micrómetros, frecuentemente encontradas en polvo de las carreteras, industrias y en la combustión. El estudio de esta fracción resulta de interés debido a que tiene la capacidad de alojarse en la tráquea (garganta superior) o en los bronquios.

En la fracción asociada a un diámetro aerodinámico inferior a 2,5 micras ($MP_{2,5}$) se encuentran aquellas partículas que provienen de aerosoles secundarios, partículas de combustión y vapor orgánico re-condensado, y componentes ácidos. También conocidas como partículas finas, tienen la capacidad de llegar hasta el fondo de los alvéolos en los pulmones.

Las ultrafinas ($MP_{0,1}$) con un diámetro aerodinámico inferior a 0,1 micras, se encuentra aún en etapa de investigación, y se conoce que pueden penetrar al torrente sanguíneo, pero, por lo general, son exhaladas.

A continuación, se muestran los niveles guías y objetivos intermedios para las fracciones MP_{10} y $MP_{2,5}$. Cada etapa está diseñada en función de las afecciones observadas a la exposición anual (Tabla 2) basada principalmente en los estudios de la fracción fina, y a la exposición de 24 horas (Tabla 3) considerando el percentil 99 (3 días al año) de ambas fracciones [5].

Tabla 2. Nivel guía y objetivos intermedios propuestos por la OMS para la exposición anual del MP.

	MP ₁₀ ($\mu\text{g m}^{-3}$)	MP _{2,5} ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Fundamentos en función de estudios en MP _{2,5}
Objetivo intermedio 1 (OI-1)	70	35	Niveles asociados a un riesgo de mortalidad a largo plazo alrededor de un 15% mayor que con el nivel guía (NG).
Objetivo intermedio 2 (OI-2)	50	25	Niveles que reducen el riesgo de mortalidad prematura entre un 2-11% en comparación con el nivel del OI-1.
Objetivo intermedio 3 (OI-3)	30	15	Niveles que reducen el riesgo de mortalidad entre 2-11% en comparación con el nivel del OI-2.
Nivel guía (NG)	20	10	Estos son los niveles más bajos con los cuales se ha demostrado, con más del 95% de confianza, que la mortalidad total, cardiopulmonar y por cáncer de pulmón, aumenta en respuesta a la exposición prolongada al MP _{2,5} .

Tabla 3. Nivel guía y objetivos intermedios propuestos por la OMS para la exposición de 24 horas del MP.

	MP ₁₀ ($\mu\text{g m}^{-3}$)	MP _{2,5} ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Fundamentos
Objetivo intermedio 1 (OI-1)	150	75	Basados en estudios multicéntricos y meta-análisis (incremento de alrededor del 5% de la mortalidad a corto plazo sobre el valor de NG).
Objetivo intermedio 2 (OI-2)	100	50	Basados en estudios multicéntricos y meta-análisis (incremento de alrededor del 2,5% de la mortalidad a corto plazo sobre el valor de NG)
Objetivo intermedio 3 (OI-3)	75	37,5	Basados en estudios multicéntricos y meta-análisis (incremento de alrededor del 1,2% de la mortalidad a corto plazo sobre el valor de NG)
Nivel guía (NG)	50	25	Basado en la relación entre los niveles de MP de 24 horas y anuales.

Dióxido de azufre (SO₂)

Tabla 4. Niveles guía propuestos por la OMS para el SO₂ para dos períodos de exposición (24 horas y 10 minutos)

SO ₂	20 µg m ⁻³	media de 24 horas
	500 µg m ⁻³	10 minutos

Como producto de combustiones de combustibles ricos en azufre, como el carbón y petróleo, el SO₂ es un gas reactivo e incoloro. Los niveles superiores del contaminante se encuentran en cercanía de grandes complejos donde se presentan plantas de energía, refinerías y calderas industriales. De por sí, se trata de un gas irritante que se elimina por los conductos nasales. Por ejemplo, una enfermedad de base, como asma en personas físicamente activas, provoca un estrechamiento en las vías respiratoria conocido como broncoconstricción, acompañado de silbidos, dolor en el pecho y dificultad a la hora de respirar, aun en exposiciones de tiempos breves (minutos). Estos efectos tienen lugar en personas sanas cuando los niveles son muy altos. Cabe destacar que, al igual que en presencia de cualquier contaminante, los síntomas aumentan al incrementarse los niveles del contaminante. Por lo general, en el caso del dióxido de azufre, la función pulmonar vuelve a la normalidad en una hora, incluso sin medicación. Para exposiciones prolongadas se puede presentar síntomas respiratorios y enfermedades, y agravando el asma. Las personas con enfermedades pulmonares crónicas o cardiovasculares, niños y adultos mayores, también son susceptibles a estos efectos [5,10-11].

Dióxido de nitrógeno (NO₂)

Tabla 5. Niveles guía propuestos por la OMS para el NO₂ para dos períodos de exposición (1 hora y 1 año)

NO ₂	40 µg m ⁻³	media anual
	200 µg m ⁻³	media de 1 hora

Este contaminante primario presenta diversos efectos en la atmósfera que resultan difíciles de estudiar por separado. Estudios toxicológicos experimentales, basados en la exposición en personas y animales, indican que es un gas tóxico en períodos cortos cuando se encuentra en concentraciones superiores a 200 µg m⁻³, mientras que en exposiciones prolongadas presenta efectos adversos. En estudios epidemiológicos, el contaminante se considera como marcador de las emisiones de combustión tanto del tráfico como de fuentes intramuros, asociado

frecuentemente con el material particulado (MP₁₀, MP_{2,5} y MP_{0,1}), el óxido nitroso (NO), y el benceno (C₆H₆), resultando difícil determinar el impacto en la salud como contaminante aislado. En exposición prolongada, se ha comprobado un descenso en la función pulmonar de niños y un incremento de síntomas de bronquitis en niños asmáticos al aumentar la concentración anual de NO₂; particularmente se observa en el norte de América y Europa. En adultos, se ha observado que la exposición a corto plazo de concentraciones superiores a 500 µg m⁻³ de NO₂ durante una hora produce efectos agudos al medir la respuesta bronquial, mientras que en adultos vulnerables (asmáticos) el valor se reduce al propuesto como guía (200 µg m⁻³) [5,10-11].

Monóxido de carbono (CO)

Tabla 6. Niveles guía propuestos por la OMS para el CO para cuatro períodos de exposición (15 y 30 minutos, 1 y 8 horas).

CO	90 ppm	15 minutos
	50 ppm	30 minutos
	25 ppm	1 hora
	10 ppm	8 horas

Se trata de un gas inodoro e incoloro, atribuido a combustiones incompletas asociadas a las emisiones relacionadas a fuentes antropogénicas como los vehículos y procesos industriales, y en cuanto a fuentes naturales, los incendios forestales. Las bajas temperaturas asociadas al clima frío favorecen las combustiones incompletas, y la retención de contaminantes al nivel del suelo (fenómeno de inversiones térmicas). Al ingresar al torrente sanguíneo a través de los pulmones, el monóxido de carbono se une a la hemoglobina (encargada de captar y transportar el oxígeno), afectando la cantidad de esta sustancia vital a los órganos y tejidos del organismo. Por lo tanto, la exposición a niveles altos del contaminante en individuos sanos puede afectar el estado mental y la visión. En niveles más bajos, aquellas personas con enfermedades cardiovasculares, como arteria coronaria, o bien enfermedades cardiovasculares marginales o más comprometidas (enfermedad cerebrovascular, anemia, insuficiencia cardíaca congestiva o enfermedad pulmonar obstructiva crónica) presentan mayor riesgo y pueden experimentar dolores en el pecho y otros síntomas cardiovasculares [5,10].

Ozono (O_3)

Tabla 7. Niveles guía propuestos por la OMS para el O_3 para un período de exposición de 8 horas.

O_3	$100 \mu\text{g m}^{-3}$	media de 8 horas
-------	--------------------------	------------------

El ozono es un compuesto presente naturalmente en la parte superior de la atmósfera, a una distancia de entre 10 y 50 kilómetros respecto de la superficie de la Tierra, que presenta la función vital de protegernos de los dañinos rayos ultravioletas proyectados por el Sol. En cambio, la presencia del ozono en cercanía del suelo como producto de reacciones fotoquímicas, a raíz de contaminantes precursores como NO_x y COVs provenientes de numerosas fuentes en presencia de luz solar, se considera de importancia debido a sus efectos en la salud de la población expuesta y el deterioro del medio ambiente. Cabe destacar que, debido la naturaleza de formación, su concentración es máxima en meses cálidos. Con respecto a la incidencia en la salud, los niveles de ozono son superiores en el exterior respecto a los presentes en los hogares, siendo la actividad física un factor disparador, debido a que incrementa el volumen de aire respirable.

Aquellos grupos con enfermedades pulmonares (asma, bronquitis crónica y enfisema) se consideran particularmente sensibles a la presencia de ozono, experimentando efectos en su salud en niveles más bajos. En particular, el agravamiento de sus enfermedades se ve reflejado en un incremento de dosis en medicamentos, y un mayor número de visitas médicas, emergencias y hasta hospitalizaciones. Otro grupo de interés está constituido por los niños y adolescentes, debido a la condición de desarrollo pulmonar y la exposición prolongada al aire libre; en comparación a otros rangos etarios, presentan una mayor probabilidad de tener asma. Análogamente, los adultos mayores se consideran vulnerables a tener enfermedades pulmonares preexistentes al exponerse a los niveles de ozono en cercanía del suelo. Para la población en general, las personas activas que realizan esfuerzo físico al aire libre presentan un riesgo superior.

En resumen, la inmisión de ozono presenta consecuencias a nivel pulmonar y al sistema respiratorio en diversas formas. La irritación del sistema respiratorio presenta síntomas tales como tos, dolor de garganta, irritación de las vías respiratorias, opresión en el pecho y hasta dolor profundo al respirar. En cuanto a la reducción en la función pulmonar, puede observarse en la dificultad al respirar profunda y vigorosamente, especialmente al momento de realizar ejercicio. Cuando se inflama o bien se dañan las células que recubren los pulmones, se

desprenden y son reemplazadas; luego, la cicatrización repetida del tejido pulmonar genera una reducción en la función pulmonar. Esto origina una mayor susceptibilidad a las infecciones, debido a que se reducen las defensas. En particular, el agravamiento del asma se ve asociado a una mayor sensibilidad a alérgenos en presencia de ozono, lo cual lleva a las patologías previamente mencionadas. Análogamente, se observa un agravamiento en personas con enfermedades crónicas como enfisema y bronquitis [5,10-11].

Nuevos estudios epidemiológicos de series cronológicas llevados a cabo en Norteamérica y Europa ponen en manifiesto pequeñas asociaciones positivas entre la mortalidad diaria y el nivel de O₃, independientemente de los efectos del material particulado. A raíz de estas investigaciones, la OMS dispone de objetivos intermedios para alcanzar los niveles guías [5] (Tabla 8).

Tabla 8. Nivel guía y objetivos intermedios propuestos por la OMS para la exposición de 8 horas diarias de O₃.

	O₃ (µg m⁻³)	Fundamento
Niveles muy altos	240	Se observan efectos significativos en la salud en una gran proporción de la población vulnerable.
Objetivo intermedio 1 (OI-1)	160	Se manifiestan efectos importantes en la salud cuya exposición a este nivel está asociada con: <ul style="list-style-type: none"> • efectos fisiológicos e inflamatorios en los pulmones de adultos jóvenes y sanos que hacen ejercicio expuestos durante períodos de 6,6 horas; • efectos en la salud de los niños (basados en estudios de campamentos durante el verano integrados por la población estudiada); • aumento estimado de un 3-5% de la mortalidad diaria (*).
Nivel guía (NG)	100	Este nivel proporciona una protección adecuada de la salud pública.

Compuestos Orgánicos Volátiles (COVs)

En la clasificación de compuestos orgánicos volátiles, se consideran a todas aquellas sustancias, constituidas a partir fundamentalmente de hidrocarburos, proveniente de procesos naturales y antropogénicos. En general, son compuestos con puntos de ebullición que oscilan entre 50 y 260°C [12-13]. Dentro de estas cadenas hidrocarbonadas alifáticas y aromáticas se pueden incluir grupos aldehídos, cetonas, éteres, ácidos, alcoholes y hasta puede haber presencia de átomos como flúor (F₂), cloro (Cl₂), bromo (Br), azufre (S) o nitrógeno (N₂).

En las inmediaciones de las refinerías de petróleo y plantas petroquímicas resulta de sumo interés el estudio de los COVs para estimar la calidad del aire [15-16], principalmente las sustancias aromáticas como el benceno, tolueno, etilbenceno y xileno, generalmente agrupados y conocidos como “BTEX”. De estudios recientes, se conoce que alrededor del 50% de los compuestos orgánicos volátiles totales y más del 80% de las emisiones de benceno en el aire ambiente son debidos a gases de los vehículos relacionados al tráfico y a las pérdidas por evaporación de fuentes industriales.

Dentro de los compuestos orgánicos volátiles, el benceno ha sido clasificado por el IARC como carcinógeno humano, estimando que la exposición de por vida a una concentración de 1,7 mg m⁻³ puede causar alrededor de 10 casos de leucemia de cada millón de habitantes, gracias a evidencia asociada a estudios epidemiológicos y en animales. Además, el tetracloroetileno y el estireno resultante de la manufacturación de la industria química se consideran como posibles carcinógenos para los seres humanos [6, 15, 17-19]. Algunos COVs suelen clasificarse como perturbadores endocrinos de origen sintético, los cuales pueden encontrarse en pesticidas, componentes electrónicos, productos de aseo personal, cosméticos y en hasta en alimentos en forma de aditivos o contaminantes, según el informe realizados por Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) y la OMS [20].

Urbanización como parámetro clave en la contaminación del aire

Conocidos los impactos negativos de la contaminación del aire, tanto en los ecosistemas como en la salud humana, disparadores del cambio climático, la problemática se encuentra como tema clave en la política del medio ambiente. De la mano con la creciente tendencia a la urbanización, es fundamental conocer el papel que juegan los aglomerados urbanos en la química atmosférica a escala local, regional y global.

La División de Población del Departamento de Asuntos Económicos y Sociales de las Naciones Unidas (*United Nations Department of Economic and Social Affairs*, UN DESA) ha publicado que 50,1% de la población mundial reside en zonas urbanas, principalmente en países desarrollados. Con un incremento de la población mundial observado de 2.500 millones a 6.500 millones entre los años 1950 y 2005, y un valor actual de 7.700 millones, la división estima un aumento de 2.000 millones para el año 2050, con un crecimiento proporcional de habitantes en las zonas urbanas. Con un aumento de esperanza de vida al nacer (72,6 años) y una disminución de la tasa de natalidad, se observa que la población está envejeciendo en numerosos países y reduciendo en algunos. La variación en la composición, distribución y tamaño de la población mundial tiene gran incidencia para alcanzar los objetivos de prosperidad económica, bienestar social y protección del medio ambiente, propuestos en los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS). En orden decreciente: India, Nigeria, Pakistán, República Democrática del Congo, Etiopía, República Unida de Tanzania, Indonesia, Egipto y Estados Unidos, son los países que representarán más de la mitad del crecimiento proyectado para el año 2050 de la población mundial. Además, se espera que la población de adultos mayores a 65 años se duplique en América Latina, África septentrional y gran parte de Asia y el Caribe [21]. Acompañados por el crecimiento y desarrollo tecnológico y económico, con incidencia directa en el uso de la tierra, la energía y el transporte, en el sur de América se observa una tasa de urbanización de hasta el 83%. En consecuencia, se espera que más del 85% del crecimiento de la población mundial para el año 2024 para los países en desarrollo tome lugar en regiones urbanas [22].

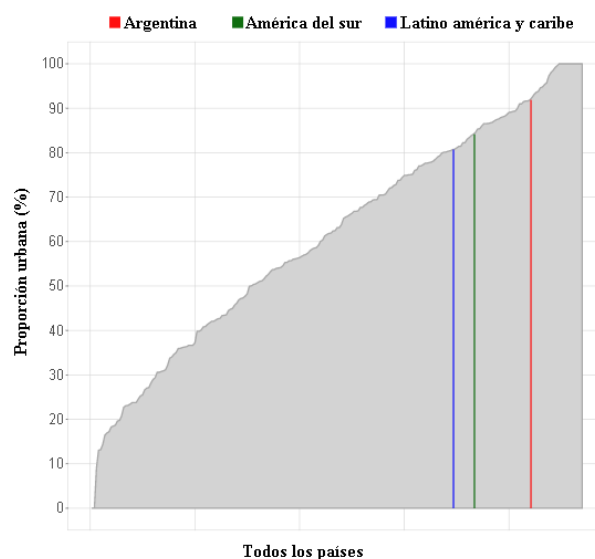


Figura 1. Porcentaje de la población urbana respecto a la población total en Argentina para el año 2018, en comparación de todos los países (área gris) [23].

Respecto al nivel de urbanización en nuestro país, Argentina presenta un porcentaje alto respecto a otros países comprendidos en el continente (Figura 1), proyectándose un crecimiento sostenido del mismo hacia el 2050 (Figura 2) según estimaciones recientes de US DESA [23].

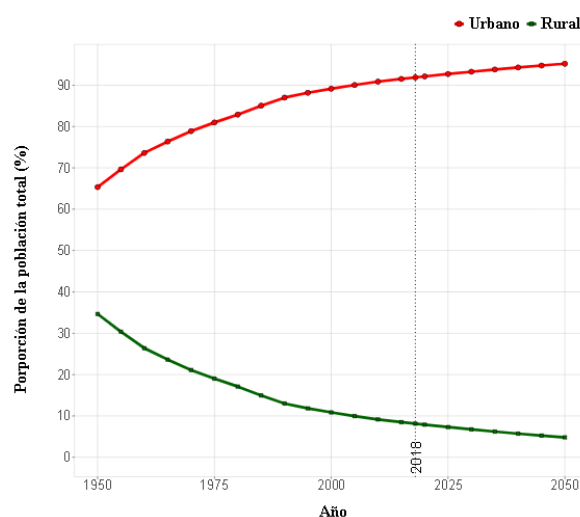


Figura 2. Distribución de la población total en Argentina para el período 1950 a 2050 [23].

Se definen como megaciudades a los aglomerados urbanos con más de 10 millones de habitantes, sin contemplar la densidad ni los límites fronterizos. Una característica destacable de las megaciudades es la alta concentración de emisiones antropogénicas, generando sistemas complejos en términos de su química atmosférica y en el contexto de regulaciones. Cabe destacar que el impacto de las emisiones está íntimamente ligado con la geografía y meteorología del lugar, debido a que la combinación de los factores determinará el grado de transporte y dilución de los contaminantes en la atmósfera. La presencia de valles o cuencas, inversiones atmosféricas persistentes, y la altura de la capa límite son los aspectos más destacables a la hora de analizar una región y sus áreas circundantes [24]. Además, la mayoría de las megaciudades del mundo están situadas en zonas costeras, donde las mezclas de las masas de aire urbanas y marinas presentan características químicas peculiares, como, por ejemplo, compuestos de azufre y nitrógeno exportados por las circulaciones a escala meso del mar que pueden dar lugar a emisiones de halógenos (precursores de ozono), que posteriormente ingresan como brisa marina a las regiones urbanas [24-26]. Las problemáticas destacables y frecuentes del impacto de los contaminantes criterio en el medio ambiente se pueden resumir en:

- Formación de lluvia ácida

La lluvia ácida cuenta con presencia de ácido sulfúrico y nítrico [27] que genera daño directo en los ecosistemas naturales, principalmente al reducir el pH de lagos, ríos y arroyos, y erosionando infraestructuras materiales como construcción y automotrices. Se consideran como principales fuentes antropogénicas de los precursores de la lluvia ácida a la producción de energía, la industria y el transporte, donde dominan las emisiones de SO₂ y NO₂ y sus precursores.

- Ozono troposférico

El O₃ cerca de la superficie debido a su capacidad para oxidar el tejido biológico es perjudicial para la salud humana y los ecosistemas, como se mencionó previamente.

- Formación de aerosoles

Emitidas directamente a la atmósfera (aerosoles primarios) o a través de proceso de conversión de gas a partículas (aerosol secundario), se encuentran tanto en emisiones de fuentes naturales (polvo, agua de mar, incendios forestales, volcanes y vegetación) como antropogénicas (transporte, industria, incendios, fuentes mecánicas, entre otras). Resultantes de cualquier fuente, los aerosoles presentan una variedad de impactos en la salud, como se describió previamente; los aerosoles tienen efectos directos en el clima, como absorción y dispersión de la radiación, e indirectos como nucleación en la condensación de nubes.

- Cambio climático

Debido a un enfoque temporal y espacial, inicialmente la contaminación del aire y el cambio climático se han sido abordados por separado desde las distintas partes interesadas. Particularmente, las especies reactivas de impacto local y regional eran tratadas bajo la temática de contaminación mientras que las especies de mayor de tiempo de vida media eran asociadas a impactos globales, y tratadas como agentes de cambio climático. Actualmente, estas problemáticas están íntimamente ligadas, reconociendo a los contaminantes criterio como destacables impulsores del cambio climático. Los ejemplos destacables de esta problemática son: aumento de la temperatura global, océanos que se calientan, reducción en las capas de hielo, retroceso

glacial, aumento del nivel del mar, reducción del hielo marino, acidificación de los océanos y presencia de eventos meteorológicos extremos [28].

Calidad del aire

Dado que la salud pública es un tema que preocupa en las agendas actuales de los gobiernos, una adecuada gestión de los recursos aplicado a la calidad del aire permite reducir la influencia directa, tanto en el número de pacientes ambulatorios que presentan enfermedades respiratorias y cardiovasculares como en la cantidad de admisiones hospitalarias y hasta en la mortalidad diaria. Cabe destacar que la influencia se ve asociada a la carga que presenta cada individuo durante su jornada diaria, es decir, no sólo se considera la exposición del aire en espacios abiertos, sino que también la exposición intramuros. Como se comentó previamente en el apartado de “Contaminación atmosférica”, la OMS divulga directrices de alcance global que tienen como objeto llevar a los organismos gubernamentales, principalmente a gestores y tomadores de decisiones, información relevante para la formulación de políticas en materia de la calidad del aire, y orientar a las autoridades de la salud ambiental en cómo proteger a la población de los efectos consecuentes de este riesgo.

La calidad del aire no sólo se ve influenciada por las emisiones naturales y antropogénicas de los contaminantes criterio, sino que un factor destacable resulta ser la meteorología de la región. Factores como la temperatura ambiente, la radiación solar incidente, la presencia de fenómenos como lluvia, granizo y nieve, la cobertura nubosa, en conjunto con la intensidad y dirección del viento, son de importancia a la hora de definir la calidad del aire en una región [8].

Cuando se analiza el efecto de la contaminación del aire ambiental en la salud de una población expuesta, se hace uso del término “calidad del aire”. Además, la misma puede ser estimada a partir de datos de monitoreo de contaminantes criterio, y ser expresada mediante un índice de calidad del aire (ICA) exterior, que no sólo caracteriza el nivel de contaminación en la región, sino que también responde a los niveles de preocupación en materia de salud, ofreciendo una propuesta como respuesta frente al amenaza para los tomadores de decisiones. A nivel mundial, no existen valores de concentraciones unificados para definir los niveles de contaminación.

En nuestro país no existe información suficiente respecto a estudios en el ámbito de salud que permitan definir un índice propio como en las siguientes regiones: China [29], India [30], México [31], Singapur [32], Corea del Sur [33], Reino Unido [34], Europa [35] y Canadá [36].

Por lo tanto, las distintas instituciones gubernamentales en Argentina suelen utilizar como guía el índice desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (*United States Environmental Protection Agency*, US EPA) calculado a partir de las concentraciones de los contaminantes MP, O₃, NO₂, SO₂ y CO (Figura 3). El procedimiento de la estimación de la calidad del aire consiste en calcular la concentración promedio en un rango previamente estipulado (el período dictaminado por la US EPA depende del contaminante) y, posteriormente, asociar cada contaminante a un valor de ICA; por último, aquel contaminante que presente el mayor valor de ICA se considera como contaminante dominante o representativo, definiendo la calidad del aire en la región. Cabe destacar que el ICA propuesto por la US EPA no considera los efectos aditivos entre contaminantes, ya que se ve reflejado por aquél que proporciona mayores niveles de preocupación para la salud de la población.

A continuación, se presentan los distintos niveles del ICA, los cuales son identificables mediante una expresión y color característicos para cada nivel, facilitando la interpretación a la hora de la comunicar y alertar la población (Tabla 9). Ordenados en función de su peligrosidad, dichos niveles responden a las siguientes expresiones: “buena”, “moderada”, “insalubre para grupos sensibles”, “insalubre”, “muy insalubre” y “peligroso”.

Tabla 9. Niveles de preocupación de la calidad del aire según US EPA.

Nivel ICA	Caracterización del nivel de contaminación
<i>Buena</i>	La calidad del aire se considera satisfactoria y la contaminación atmosférica presenta un riesgo escaso o nulo.
<i>Moderado</i>	La calidad del aire es aceptable, pero para algunos contaminantes podría existir una preocupación moderada para la salud de un grupo muy pequeño de personas.
<i>Insalubre para grupos sensibles</i>	Los miembros de grupos sensibles pueden padecer efectos en la salud. Probablemente no afectará a las personas en general. Por grupo sensible se entiende a aquellas personas con enfermedades pulmonares o cardiopatías, adultos mayores y los niños.
<i>Insalubre</i>	Todos pueden comenzar a padecer efectos adversos para la salud y los miembros de los grupos sensibles pueden padecer efectos más graves.
<i>Muy insalubre</i>	Advertencias sanitarias de condiciones de emergencia. Son mayores las probabilidades de que toda la población esté afectada.
<i>Peligroso</i>	Alerta sanitaria, todos pueden padecer efectos sanitarios más graves.

O ₃ (ppb)	O ₃ (ppb)	PM _{2.5} (µgm ⁻³)	PM ₁₀ (µgm ⁻³)	CO (ppm)	SO ₂ (ppb)	NO ₂ (ppb)	ICA	
C _{low} - C _{high} (media)	C _{low} - C _{high} (media)	C _{low} - C _{high} (media)	C _{low} - C _{high} (media)	C _{low} - C _{high} (media)	C _{low} - C _{high} (media)	C _{low} - C _{high} (media)	I _{low} - I _{high}	Categoría
0-54 (8 h)	-	0.0-12.0 (24 h)	0-54 (24 h)	0.0-4.4 (8 h)	0-35 (1 h)	0-53 (1 h)	0-50	Bueno
55-70 (8 h)	-	12.1-35.4 (24 h)	55-154 (24 h)	4.5-9.4 (8 h)	36-75 (1 h)	54-100 (1 h)	51-100	Moderado
71-85 (8 h)	125-164 (1-hr)	35.5-55.4 (24 h)	155-254 (24 h)	9.5-12.4 (8 h)	76-185 (1 h)	101-360 (1 h)	101-150	Insalubre para grupos sensibles
86-105 (8 h)	165-204 (1-hr)	55.5-150.4 (24 h)	255-354 (24 h)	12.5-15.4 (8 h)	186-304 (1 h)	361-649 (1 h)	151-200	Insalubre
106-200 (8 h)	205-404 (1-hr)	150.5-250.4 (24 h)	355-424 (24 h)	15.5-30.4 (8 h)	305-604 (24 h)	650-1249 (1 h)	201-300	Muy insalubre
-	405-504 (1-hr)	250.5-350.4 (24-hr)	425-504 (24-hr)	30.5-40.4 (8-hr)	605-804 (24-hr)	1250-1649 (1-hr)	301-400	Peligroso
-	505-604 (1-hr)	350.5-500.4 (24-hr)	505-604 (24-hr)	40.5-50.4 (8-hr)	805-1004 (24-hr)	1650-2049 (1-hr)	401-500	Peligroso

Figura 3. Concentraciones de los contaminantes criterio para el cálculo del índice de calidad del aire (ICA) según la US EPA [37].

Herramientas disponibles para la evaluación de la calidad del aire

La estimación de la calidad del aire en una región se estudia en función de los recursos disponibles, siendo la peligrosidad de la contaminación afectada por factores externos, ya sean fenómenos naturales como presencia de fuentes antropogénicas, sumado a las condiciones meteorológicas intrínsecas del área, como la presencia de accidentes geográficos. Las siguientes herramientas disponibles resultan útiles, como ha manifestado la OMS [5], para obtener una aproximación de la realidad en una región bajo estudio:

1. Monitoreo del ambiente
2. Modelos
3. Inventario de emisiones

Cada una de estas herramientas es interdependiente en cuanto a su alcance y aplicación. El uso integrado permite caracterizar la región con mayor exactitud en cuanto al nivel de exposición de la población y cumplimiento de las normas de calidad del aire. Además, la integración de las herramientas permite replicar los escenarios, interpolar/extrapolar para distintas escalas geográficas y elaborar mapas de riesgo. Una búsqueda de contaminantes específicos, conocidos

comúnmente como marcadores, resulta de suma importancia a la hora de la toma de decisiones [5].

El **monitoreo del ambiente** es una herramienta clave para recopilar datos, generando un historial, o bien para el análisis de eventos, con el fin de brindar información a la comunidad científica y a gestores. Esta base de datos brinda un marco teórico para formulación de políticas, planificación de estrategias de mitigación, evaluación del cumplimiento de los objetivos y metas reglamentados, y desarrollo de medidas correctivas.

Si se contempla como herramienta un **inventario de emisiones** se debe realizar un relevamiento de las fuentes puntuales, de área y móviles, para, posteriormente, estimar sus correspondientes emisiones. Una aproximación de estos inventarios puede realizarse a partir de factores de emisión definidos en función de los tipos de fuentes, e idealmente deben ser verificados a través de la medición de las mismas. Los parámetros que influyen en la estimación dependen de las características intrínsecas de la región (la densidad demográfica), tipos de combustibles, flota vehicular: cantidad y tipos de vehículos circulantes, y de los procesos industriales.

La aplicación de **modelos** asociados a simulaciones nos permite realizar predicciones y optimizar las estrategias de control. La eficiencia de estos modelos se verá afectada por la calidad de los datos disponibles y su respectiva validación. La elección del modelo a implementar debe contemplar las fuentes de emisión, la meteorología y la topografía de la región. Para simular los procesos químicos y físicos a los cuales responden los contaminantes del aire se presentan diversas técnicas matemáticas y numéricas capaces de estimar las reacciones y dispersión en la atmósfera. Haciendo uso de tasas de emisión e información característica de las fuentes (altura de la chimenea, entre otras) en conjunto con los datos meteorológicos, los modelos tienen como finalidad caracterizar los contaminantes emitidos directamente a la atmósfera y, en algunos más complejos, analizar las reacciones químicas complejas que dan lugar a los contaminantes secundarios.

Introducción al monitoreo ambiental

Un monitoreo de contaminantes tiene la finalidad principal de recopilar datos. En la gran mayoría de los casos, el monitoreo por sí solo no es suficiente para definir el nivel de exposición a la contaminación atmosférica en una ciudad o un país; sin importar cuán bien esté

fundamentado y diseñado, la cuantificación de patrones espaciales y temporales es difícil de estudiar. Por lo tanto, es fundamental la aplicación de técnicas como modelos de simulación, inventarios de emisiones, interpolación y mapeo, para complementar la información recabada. Previo a la implementación de un monitoreo deben definirse los objetivos generales y los contaminantes prioritarios. Con objetivos claros, realistas y alcanzables, se diseña e implementa el sistema de monitoreo buscando optimizar los recursos disponibles y representatividad de los datos. En la formulación de los objetivos generales debe contemplarse [5]:

- Poder determinar el nivel de exposición de la población y su correspondiente impacto en la salud. De esta forma, verificar el cumplimiento de normas vigentes, tanto nacionales como internacionales.
- Definir políticas de acción, priorizando las acciones de gestión de la calidad del aire en la región analizada.
- Difundir información y concientizar al público en general en materia de la calidad del aire.
- Identificar las fuentes predominantes y su correspondiente distribución e impacto, particularmente de fuentes puntuales y de área.
- Identificar las amenazas a los ecosistemas naturales.
- Abastecer de información clara y objetiva para el desarrollo de la planificación en materia de calidad del aire, tránsito y uso de la tierra.
- En ámbito de investigación, deben permitir desarrollar y validar las herramientas de gestión propuestas (modelos de simulación, sistemas de información geográfica, entre otras).
- Identificar las tendencias o patrones para estimar problemas futuros, y llevar seguimiento de las actividades propuestas en los objetivos de gestión y de control.

Parte de los esfuerzos deben estar dedicados al diseño de procedimientos para el aseguramiento de la calidad. Este programa reúne los procedimientos y registros asociados a las actividades de pre-medición (definición de los objetivos, el diseño y la elección de los sitios del monitoreo), evaluación de los equipos y las capacidades requeridas por el personal involucrado, con el fin de garantizar la precisión y fiabilidad de los datos recopilados. Tareas comunes incluidas en el programa son: la calibración de los equipos, auditorías en el campo (sitios de muestreo) y capacitación continua del personal. De esta forma, se busca contemplar la exactitud y precisión

de las mediciones, establecer una trazabilidad según normas metrológicas, la captación de datos que permita una completitud temporal y la representatividad y cobertura espacial, con la finalidad de poder comparar y armonizar con las mediciones internacionales. A partir de un empleo óptimo de los recursos disponibles, el programa debe ofrecer datos representativos de las condiciones ambientales, comparables y trazables, resultantes de mediciones confiables, precisas y permanentes en el tiempo, maximizando la captación de los mismos y una distribución continua.

El diseño del monitoreo tiene por objeto maximizar la información obtenida con el mínimo esfuerzo en función de los costos. El mismo busca responder los aspectos básicos tales como ubicación, niveles de contaminación y tiempos de exposición de la población, destacando áreas o microambientes de mayor contaminación. La disponibilidad de los recursos (fondos, personal capacitado y tiempo) y el objetivo del monitoreo son los parámetros que definen al diseño, debido a que no existen reglas universales según la OMS.

Una vez diseñado el monitoreo y el plan de gestión de calidad, se procede a la elección de la tecnología para las mediciones en función de los contaminantes objetivos, cuya resolución espacial debe de ser compatible con los tiempos especificados en las normas a cumplimentar. Sin importar la tecnología seleccionada, debe enfatizarse en el logro de una elección correcta de los colectores de muestras, que proporcione una transferencia de información representativa para el posterior análisis de cuantificación. Las tecnologías de monitoreo disponibles pueden clasificarse en muestreadores pasivos y activos, analizadores automáticos y sensores remotos. A continuación, se realiza una breve descripción de cada tecnología.

Muestreadores pasivos

También denominado muestreo intermitente o métodos integrados de medición, el método de muestreadores pasivos se considera un método simple y eficaz de bajo costo para sondear la calidad del aire en un área determinada y establecer puntos calientes de concentraciones altas. El principio de funcionamiento consiste en la difusión molecular de los contaminantes específicos a un colector con afinidad química para un período determinado de tiempo. La muestra observada se considera integrada durante el período, que puede variar entre una semana y un mes. Debido al principio de funcionamiento, la resolución temporal de los datos resulta apta para análisis de exposición a largo plazo, permitiendo la obtención de información de patrones diarios, estacionales y anuales.

Entre las ventajas destacables se encuentra su bajo costo, simplicidad operacional y la independencia de una fuente externa de alimentación (electricidad), lo cual permite la implementación en simultáneo de grandes volúmenes de muestreadores para sondear, mapear y realizar estudios de línea de base. Como desventaja, la técnica genera una base de datos integrados en períodos grandes (semanales o mensuales), de obtención lenta, que requiere gran intervención del personal operativo. Además, no se cuenta con métodos de referencia para evaluar el cumplimiento de la técnica.

Muestreadores activos

Adecuados para el análisis de contaminantes en períodos cortos y largos (días); la obtención de muestras mediante estos métodos se basa en la recolección de contaminantes a través de un medio físico o químico. El principio de la técnica, por lo general, fuerza mediante una bomba el pasaje de un volumen conocido de aire a través de un colector durante un período determinado. La elección del colector depende del contaminante a retener, pudiendo ser un filtro o bien una solución química. Posteriormente, la muestra del volumen de aire retenida se retira para analizarse en el laboratorio.

Ampliamente utilizada a nivel mundial debido a su bajo costo, existe una gran base de datos para analizar tendencias y comparaciones. Otras ventajas de la técnica son el fácil manejo de los equipos, y la confiabilidad de la operatividad y rendimiento. Como desventajas, se presentan la recopilación de datos por lo general diarios, una importante intervención de personal asociada a la recolección de muestras y su posterior análisis en el laboratorio, aunque este último puede estar tercerizado.

Analizadores automáticos

Esta tecnología, ampliamente probada, proporciona información de alta resolución temporal para varios contaminantes en simultáneo. Entre los contaminantes analizados en línea se puede contemplar algunos de los considerados como criterio (SO_2 , NO_2 , CO y MP) y otros de interés correspondiente al grupo de COVs. Por lo general, las muestras son analizadas en línea y en tiempo real por métodos electroópticos, tales como absorción de ultravioleta o infrarrojo, fluorescencia y quimioluminiscencia.

Con un costo de entre 10.000 a 15.000 dólares por sensor, las ventajas previamente comentadas son: los analizadores están debidamente probados, son de alto rendimiento, ofrecen una resolución horaria o menos, y trabajan las muestras en línea. Como desventajas, se destaca

principalmente su sofisticación, que conlleva un alto precio, tanto a la hora de la adquisición del equipo como al momento de operarlo (necesidad de personal calificado) y de mantenerlo.

Sensores remotos

Dentro del universo de los métodos de medición, los sensores remotos son instrumentos desarrollados recientemente que miden las concentraciones de contaminantes en tiempo real a partir de técnicas espectroscópicas de larga trayectoria. El principio de funcionamiento proporciona los datos mediante la integración entre un detector y una fuente de luz a lo largo de una ruta determinada, presentando un rol importante en las mediciones en las proximidades de fuentes puntuales. Los sensores presentan un costo elevado, proporcionando datos para una ruta y rango de concentraciones, con mediciones de componentes múltiples, lo cual resulta útil para el estudio de la calidad del aire en cercanías de fuente.

Análogamente a los analizadores automáticos, la sofisticación de los sensores proporciona un alto costo a la hora de la compra de los equipos, personal capacitado y mantenimiento, con soporte, operación, calibración y validación difíciles. Además, las mediciones obtenidas por estos sensores no pueden ser comparadas fácilmente con mediciones puntuales y están sujetos a la visibilidad atmosférica e interferencia.

Introducción al Inventario de Emisiones

La estimación de las emisiones se considera una herramienta clave a la hora de la planificación de la calidad del aire, abocando los esfuerzos continuos en una metodología capaz de refinar la estimación con el paso del tiempo y la región geográfica, que permitan colaborar en los procesos de planeación y los monitoreos de la calidad del aire. Con el propósito de colaborar en la implantación de programa de inventario, la US EPA dispone de manuales [38] para coordinar el desarrollo de estimaciones de emisiones para el uso, tanto de sectores gubernamentales (autoridades locales, estatales y federales), como en el sector privado, de la mano de la industria y consultores.

Un inventario de emisiones requiere [39] como información de base el reconocimiento de los tipos de fuente presentes en el área bajo estudio, tipo y cantidad de contaminantes emitidos, procesos industriales practicados y sus respectivos dispositivos de control empleados. La US EPA da nota del Inventario Nacional de Emisiones construido a partir del Sistema de Inventario de Emisiones (*Emission Inventory System*, EIS), actualizado cada 3 años, recopilando datos de agencias aéreas estatales, locales y tribales en conjunto con estudios complementarios

desarrollados por la US EPA [40]. De esta forma, proporciona una estimación detallada y completa de las emisiones desarrolladas en la atmósfera para los contaminantes criterio, precursores de los criterios y aquellos contaminantes peligrosos de las fuentes estudiadas.

La determinación de los tipos fuentes a ser reportadas se basa en los umbrales de emisión establecidos por los Requisitos de informes de emisiones al aire (*Air Emissions Reporting Requirements*, AERR) [41]. Bajo esta clasificación, se definen las fuentes de emisiones estacionarias como puntuales o no-puntuales, en función de los caudales emitidos. En la primera se encuentran las grandes emisiones desde una ubicación fija; por ejemplo, las instalaciones industriales, las plantas de energía eléctrica, los aeropuertos, hasta las pequeñas instalaciones industriales, no industriales y comerciales. En cambio, las fuentes no puntuales pueden ser abundantes en cuanto a número, pero presentan menor tasa de emisión, como calefacción residencial, combustión comercial, pavimentación con asfalto y uso de solventes comerciales.

Además, el sistema de inventario de emisiones discrimina las emisiones relacionadas con los vehículos que utilizan gasolina, diésel y otros combustibles en función de si las mismas se presentan sobre caminos o no (*onroad and non onroad sources*). Además, las emisiones de estas fuentes se encuentran estimadas por los modelos MOVES y MOVES-NONROAD de la US EPA [42-43], a partir de datos suministrados por diferentes entidades gubernamentales a distintas escalas geográficas. Las fuentes en camino comprenden las emisiones provenientes de vehículos de trabajo liviano y pesado que, como su clasificación lo enuncia, hacen uso de caminos bien definidos. El modelo MOVES, de uso extendido en prácticamente todo el territorio de los Estados Unidos, permite calcular desde las emisiones en un camino hasta las asociadas a reabastecimiento de combustible, consideradas en la categoría de fuentes no puntuales. En cambio, en la categoría de fuentes de no carretera se incluyen fuentes móviles fuera de la carretera que usan gasolina, diésel y otros combustibles, tales como equipos de construcción, equipos de jardinería, equipos de apoyo en tierra para aeronaves, locomotoras y embarcaciones marítimas comerciales. Muchas de estas fuentes se encuentran contempladas en el modelo MOVES-NONROAD.

A partir del 2008, el inventario de emisiones contempla un apartado para emisiones de fuentes no puntuales resultantes de “eventos”, principalmente incendios (apartado de "Inventario Nacional de Emisiones de Incendios"), donde se incluyen y contemplan los incendios forestales

y agrícolas. Las emisiones utilizan modelos de incendio y datos recopilados, combinados con detección satelital.

En función del estudio de los métodos ampliamente utilizados en el desarrollo de inventarios en México, Europa, Asia y Estados Unidos, en conjunto con las desarrolladas por la Organización Mundial de la Salud (OMS), a continuación, se describen las seis técnicas básicas [38] a considerar para la estimación de emisiones:

- Muestreo en la fuente

Esta técnica es la más utilizada al analizar emisiones relacionadas a la combustión. La misma hace uso de mediciones de concentraciones de contaminantes directamente en la fuente para un volumen de gas conocido y la tasa de flujo del gas de emisión en la chimenea.

- Factores de emisión

Permite estimar la emisión de una fuente a partir de las relaciones entre la cantidad del contaminante emitido por una unidad de actividad o proceso; teniendo en cuenta las variables volumen de producción, horas de operación y área superficial, entre otras. Algunos factores de emisión son calculados teniendo en cuenta datos censales, tales como población y número de empleados.

- Modelos de emisión

Propone cálculos complejos de ecuaciones desarrolladas para las emisiones que se encuentran definidas por varios parámetros. Un ejemplo de esta técnica es el modelo TANKS de la US EPA para estimar las emisiones de tanques de almacenamiento.

- Balance de materiales

De uso extensivo para analizar la evaporación de solventes cuando no se cuenta con datos de emisión; se realiza la estimación mediante las mediciones de las componentes durante el proceso.

- Extrapolación

Basado en la similitud de fuentes, se hace uso de un escalamiento de las emisiones teniendo en cuenta parámetros conocidos y comparables entre sí. Por lo general, se consideran los siguientes parámetros: el volumen de producción, el área del terreno, el número de empleados.

- Encuestas

Generalmente aplicados para fuentes de tipo puntuales o fuentes areales, desarrollado con el fin de recopilar datos de emisiones a nivel establecimiento.

Introducción a Modelos

Dentro del universo de modelos disponibles para el estudio de la calidad del aire, se presentan distintos modelos capaces de controlar la contaminación del aire, predecir concentraciones futuras de múltiples fuentes e identificar las contribuciones de las fuentes que dan origen a los problemas de calidad del aire. Ampliamente utilizados por organismos encargados de la gestión del aire, los modelos son herramientas claves a la hora de tomar decisiones y diseñar estrategias para la mitigación de los contaminantes de interés. Uno de los usos más frecuentes es al momento de extender permisos a nueva fuente fija, en la verificación y desarrollo de requisitos de control para que cumplimentar los estándares de la calidad del aire ambiente, para reducir las exposiciones dañinas tanto para los seres humanos como al medio ambiente.

En la gama de modelos disponibles tanto para la comunidad científica como para los tomadores de decisiones, la elección del modelo estará asociado a los datos disponible y finalidad del estudio. Una primera clasificación permite discriminar los modelos en las siguientes categorías en función del tipo de dato disponible y la escala a simular [5]:

Modelado de dispersión

Por lo general, en la gestión es utilizado durante los procesos de permisos, debido a que tiene como finalidad la estimación de la concentración de contaminantes a partir de datos intrínsecos de emisión desde diferentes tipos de fuentes, en un sitio receptor definido por el usuario.

Modelado fotoquímico

Con el objeto de simular los impactos de las fuentes, permite estimar las concentraciones de contaminantes contemplando su deposición en grandes escalas; los modelos de este tipo resultan de importancia al analizar tanto sustancias inertes como reactivas.

Modelado de receptores

A diferencia de los modelos de los tipos previamente expuestos, que estiman concentraciones a distintas escalas partir de datos de emisión, los modelos de receptores hacen hincapié en la caracterización fisicoquímica de los contaminantes en fase gaseosa medidos en un sitio

receptor. Tienen como objetivo poder identificar y cuantificar las contribuciones asociadas a múltiples fuentes.

Los modelos de receptores rigen el estudio de esta tesis, por lo tanto, su descripción es ampliada en el siguiente capítulo.

Monitoreo ambiental en Argentina

Dentro de los cambios climáticos observados en las últimas décadas en distintas regiones a escala global, se destacan principalmente las siguientes problemáticas: la variación temporal de las estaciones climatológicas, los cambios de temperaturas medias, el aumento del régimen de precipitaciones y del nivel de cuerpos de agua, entre otros fenómenos atmosféricos anómalos que toman notoriedad por su frecuencia e intensidad. Estos aspectos dan lugar a la resolución E 577/2017 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable, creando un Observatorio Nacional del Cambio Climático, con el fin de generar y transmitir información a través de tecnología de monitoreo y procesamiento de datos, buscando aumentar la capacidad predictiva y analítica de las observaciones. De esta forma, el Ministerio busca abordar los Objetivos del Desarrollo Sostenibles (3, 7, 9, 1, 12, 14 y 15) pautados en la agenda 2030 de Naciones Unidas. El análisis de los principales gases de efecto invernadero (dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O), hidrofluorocarbonos (HFC), perfluorocarbonos (PFC) y hexafluoruro de azufre (SF_6)) ha tomado una creciente relevancia a nivel internacional debido al impacto directo sobre el medio ambiente, especialmente en el clima [44-45].

Como consecuencia del cambio climático, el monitoreo es herramienta central para evaluar la calidad del aire y, en función de los escenarios observados, desarrollar una respuesta para el control y prevención de la contaminación. Esto nos lleva a formalizar la necesidad de consolidar redes de monitoreo homologadas y representativas de la región. En nuestro país se ha desarrollado una red Federal de Monitoreo Ambiental (FEMA), que tiene por objeto constituir un sistema dinámico para recopilar datos de mediciones de aire, suelo y agua, provenientes de los sectores público y privado, con su correspondiente almacenamiento y posterior procesamiento de datos [44, 46-48], a través de una plataforma online. Actualmente, la red FEMA utiliza el índice de calidad del aire propuesto por US EPA para interpretar el estado de la calidad del aire, promoviendo las mediciones de los contaminantes considerados de criterio: MP_{10} , O_3 , CO , NO_2 y SO_2 .

La Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación desarrolló un análisis comparativo de los distintos sectores de actividad socioeconómicos y su capacidad de emisión de los principales gases de efecto invernadero, en base a datos disponibles del 2014. La unidad de medida empleada universalmente es “toneladas métricas de CO₂ equivalente” (MtCO₂eq, por su sigla en inglés). Este análisis puede observarse en la Figura 4 donde se desprende que el gas más abundante es el CO₂, con un mayor aporte del sector de *Energía* seguido por *Agricultura, ganadería, silvicultura y otros usos de la tierra*. Mientras que el segundo gas de invernadero es el CH₄, con una fuerte participación del sector *Agricultura, ganadería, silvicultura y otros usos de la tierra* [43].

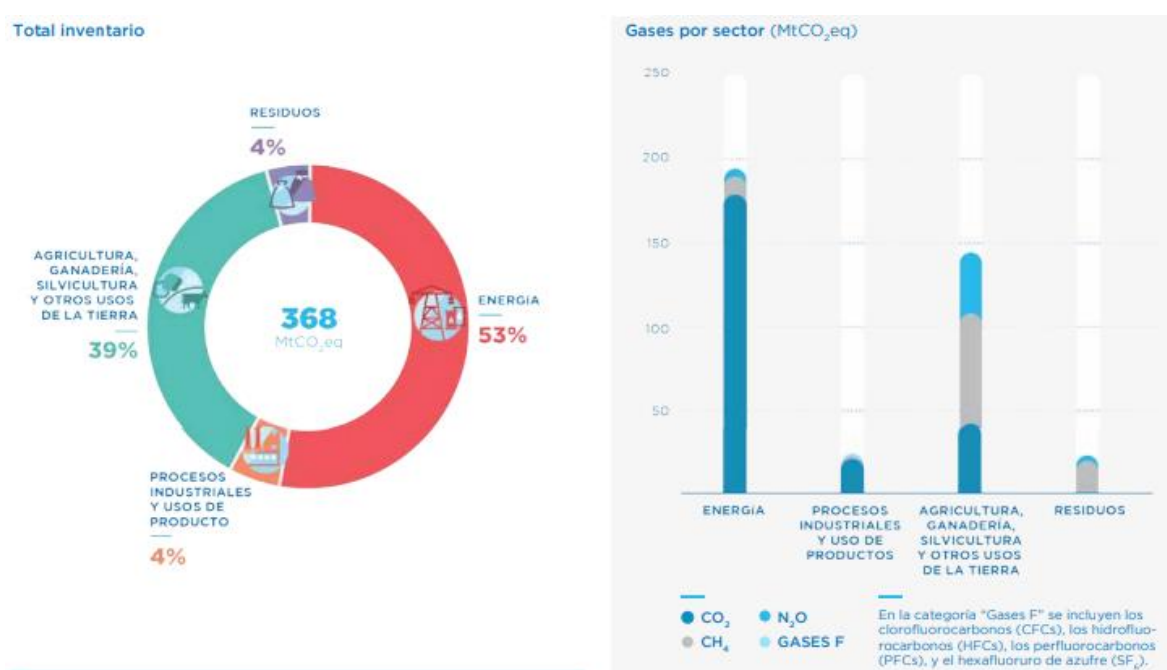


Figura 4. Emisiones de gases invernadero por sector (MtCO₂eq), basado en los datos del año 2014.

Fuente: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, 2016 [43].

En el marco de un proyecto PNUD (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo), la red FEMA dispone de alrededor de 31 estaciones automáticas para la medición de la calidad del aire, de las cuales, de las cuales gran parte cuentan con tecnología de transmisiones en tiempo real de los contaminantes considerados de criterio, concentradas en 4 regiones de nuestro país:

- Ciudad Autónoma de Buenos Aires;
- Ciudad de Mendoza (provincia de Mendoza);
- Bahía Blanca (provincia de Buenos Aires);

- Partidos de la cuenca Matanza-Riachuelo (provincia de Buenos Aires).

En nuestro país, se reconoce como limitada la información disponible para poder evaluar y cuantificar las tendencias de calidad del aire. Pocas jurisdicciones cuentan con la capacidad para monitorear contaminantes e inventariar sus fuentes de emisión. A continuación, se presentan las estaciones de monitoreo presentes en el país, destacando la participación de los organismos integrantes y los contaminantes considerados de interés para cada región:

Ciudad Autónoma de Buenos Aires

La Agencia de Protección Ambiental (APRA) monitorea la concentración de contaminantes del aire para poder conocer el nivel de contaminación en distintos puntos de la ciudad. Actualmente, presenta una red compuesta por tres estaciones de monitoreo atmosférico que operan en forma continua y permanente. Las mismas registran datos de CO, NO, NO₂, NO_x y MP₁₀ junto con datos meteorológicos asociados (temperatura, humedad, presión atmosférica, velocidad y dirección del viento, radiación solar y precipitaciones). Las estaciones están situadas en Parque Centenario, La Boca y Av. Córdoba y Av. Callao, registrando datos desde el año 2005 para la primera, mientras que las últimas dos comenzaron en mayo del 2009. Cabe destacar que las más recientes, además, monitorean los niveles O₃. Las estaciones emplazadas en Av. Córdoba y Parque Centenario se encuentran en áreas consideradas residenciales-comerciales, donde existe escasa incidencia de fuentes fijas y de flujo vehicular considerable (superior en Córdoba), mientras que La Boca es caracterizada como una zona mixta, por presentar incidencia de fuentes fijas cercanas y un bajo flujo vehicular. Además, APRA realizó monitoreos en forma continua y automática de CO, y manualmente-diarios de NO_x en un área residencial-comercial del barrio de Palermo, caracterizada por alto flujo vehicular desde 1997 hasta junio del 2010. Por otro lado, en junio del 2018, APRA estableció una nueva estación en el Centro de Información y Formación Ambiental (CIFA), al sur de la ciudad para registrar datos en forma automática de monóxido de carbono y óxidos de nitrógenos. El CIFA es considerado un área residencial-comercial con un flujo medio de vehículos y una escasa incidencia de fuentes fijas [44, 49].

Mendoza (provincia de Mendoza)

La Secretaría de Ambiente y Ordenamiento Territorial del gobierno provincial cuenta con dos estaciones de monitoreo continuo presentes en la ciudad de Mendoza para tomar registros de los siguientes contaminantes: MP₁₀, nitrógeno (N), azufre (S), O₃, CO₂ y fósforo (P). Además,

la Universidad Nacional de Cuyo cuenta con una estación móvil para observar SO₂, MP₁₀ y NO_x [44, 50-51].

Bahía Blanca (provincia de Buenos Aires)

El Comité Técnico Ejecutivo de Bahía Blanca conformado por profesionales de distintas especialidades, inició el monitoreo y control de emisiones mediante la operación de una estación de monitoreo continuo para analizar los contaminantes CO, NO_x, SO₂, O₃ y MP₁₀. Los equipos analizadores responden a métodos propuestos de la US EPA. La cabina móvil ha sido emplazada desde 2007 en distintos puntos de la región con el fin de caracterizar la calidad del área, pero desde 2009 a la actualidad está situada en Consorcio del Parque Industrial (Ingeniero White) [44, 52].

Matanza – Riachuelo (provincia de Buenos Aires)

De la mano de ACUMAR, en el contexto del Plan Integral de Saneamiento Ambiental (PISA) de la cuenca de la provincia de Buenos Aires, el organismo cuenta con tres estaciones de monitoreo continuo, registrando datos ambientales de MP₁₀, MP_{2,5}, NO, NO₂ y NO_x, SO₂, O₃, CO₂ y CO, en simultáneo con parámetros meteorológicos asociados (temperatura, humedad, presión atmosférica, velocidad y dirección del viento, radiación solar y precipitaciones). Otras sustancias medidas por ACUMAR son: hidrocarburos totales (HCT), hidrocarburos metánicos (HCM), hidrocarburos no metánicos (HCNM) y el grupo de sustancias Benceno, Tolueno, Etilbenceno y Xilenos (BTEX) [44, 53].

Complejo industrial Zárate-Campana (provincia de Buenos Aires)

El Comité Interindustrial de Conservación del Ambiente Campana-Zárate (CICACZ) realiza monitoreos tanto continuos como puntuales en el complejo industrial de Campana y Zárate. Además, el comité firmó, en el año 2013, un Convenio de Monitoreo de Calidad del Aire Campana-Zárate con el Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible (OPDS) y las municipalidades de Campana y Zárate, promoviendo el funcionamiento de la red de la mano del CICACZ, con equipos homologados por la US EPA. La red de monitoreo continuo está compuesta por una estación central, en la cual se realiza la recolección y el procesamiento de datos, y otras tres estaciones remotas que envían la información obtenida en tiempo real a la central. La estación central se encuentra situada en la Subsecretaría de Medio Ambiente de la Municipalidad de Campana, mientras que las remotas se distribuyen en la municipalidad de Campana, el Hogar Santa Teresita de Zárate y, por último, en el predio de la Central

Termoeléctrica Manuel Belgrano en el partido de Campana. Por otro lado, se realizan campañas de monitoreo de BTEX. Estas sustancias se miden en forma puntual desde el año 2019, en sitios y días preacordados por la Comisión Ejecutiva de Control y Monitoreo, integrada por representantes de las empresas, los municipios y del OPDS [44, 54].

Puerto Madryn (provincia de Chubut)

La ciudad cuenta con la primera red de monitoreo de calidad del aire incorporada a la red FEMA de la mano de un organismo privado, conectada en el año 2017. La región cuenta con la única productora de aluminio primario del país (Aluar), cuya capacidad de producción anual es de 460.000 toneladas. Con el fin de evaluar sus procesos de tratamiento de efluentes gaseosos, la empresa controla el impacto en distintos puntos del tejido municipal mediante trece estaciones automáticas midiendo fluoruros (F^-) en el aire. Estas estaciones operan de la mano del Ministerio de Ambiente y Control del Desarrollo Sustentable (MAyCDS) y la Secretaría de Ecología y Protección Ambiental de la Municipalidad de Puerto Madryn [44, 55-56].

Bariloche (Provincia de Río Negro)

El centro de monitoreo municipal, a cargo de la Subsecretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable (SAyDS) de Río Negro, opera una estación de monitoreo continuo de calidad del aire, registrando TSP, MP_{10} , $MP_{2,5}$, NO_2 , SO_2 y O_3 . Además, el equipamiento incluye una estación meteorológica completa donde se miden temperatura, humedad, presión atmosférica, dirección y velocidad del viento, pluviómetro y radiación solar [44, 57].

Base Marambio (Antártida Argentina)

Desde 1969, el un observatorio situado en la Base Marambio (Antártida), de la mano del Servicio Meteorológico Nacional (SMN) contribuye a la red mundial de meteorología, brindando datos de radiosondeos, capa de ozono, radiación solar y nubosidad de la región. A partir de 1987, en cooperación con el Instituto Meteorológico Finlandés, se comenzaron a medir parámetros específicos de calidad del aire, entre los que se incluye al CO_2 . Por otro lado, en el Laboratorio Antártico Multidisciplinario Marambio (LAMBI), también conocido como Laboratorio de Ozono, con inicio de actividades en 1994, se obtienen registros de ozono en un programa conjunto con el Instituto Nacional de Tecnología Aeroespacial de España (INTA) [44, 58-59].

Por otro lado, para las emisiones gaseosas relacionadas a la flota automotriz alimentada por combustible líquido y gaseoso, el órgano encargado de llevar a cabo las tareas de control y fiscalización de las emisiones gaseosas es la Secretaría de Gobierno de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Con la intención de cumplimentar la Ley Nacional de Tránsito y Seguridad Vial (Ley N.º 24.449) [60], el Laboratorio de Control de Emisiones Gaseosas Vehiculares es el encargado de expedir las certificaciones de emisiones de nuevos modelos (homologación) y el control de la producción automotriz (conformidad de la producción).

Además de las estaciones de monitoreo conectadas a la red FEMA, existen números establecimientos públicos y privados, que cuentan con datos de mediciones de contaminantes. En particular, nuestro grupo de trabajo perteneciente al Centro de Investigaciones del Medio Ambiente (CIM) [61], centro CONICET-UNLP situado en la ciudad de La Plata (provincia de Buenos Aires), cuenta con amplia experiencia en la temática de Calidad del Aire, llevando a cabo mediciones y caracterización de COVs y MP en la región.

Objetivo general

En función de las necesidades presentes en el área de la gestión ambiental se establece el siguiente objetivo general:

Maximizar la información para los tomadores de decisiones, respecto de los niveles de contaminación para una región dada, aplicando una metodología que contemple el preprocesamiento de datos meteorológicos y de inmisión, diagnóstico de eventos y la aplicación de modelos de receptores, ofreciendo como resultado salidas gráficas de las potenciales regiones de emisión que contribuyen al sitio receptor.

Objetivos específicos

- Preprocesar bases de datos meteorológicos y de inmisión en cuanto a resolución temporal, datos faltantes y por debajo del límite de detección.
- Procesar bases de datos mediante un análisis temporal y diagnóstico de eventos.
- Aplicar el/los modelo/s de receptor/es (clásicos y/o híbridos) adecuado/s a las características de las bases de datos, pudiendo estimar así la cantidad de fuentes de emisión relevantes (y sus perfiles), como también identificar geográficamente las zonas de aporte del contaminante bajo estudio.

Referencias

1. ONU. (1972). *Declaración de Estocolmo sobre el medio ambiente humano*. Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente Humano. Recuperado de https://legal.un.org/avl/pdf/ha/dunche/dunche_s.pdf
2. SNUA. *ONU en la Argentina*. Recuperado de <https://www.onu.org.ar/onu-en-la-argentina/>
3. PNUD. *Objetivos de desarrollo sostenible*. Recuperado de <https://www.undp.org/content/undp/es/home/sustainable-development-goals.html>
4. Ley Nacional 20.284/73. *Plan de prevención de situaciones críticas de contaminación atmosféricas*. Recuperado de <http://servicios.infoleg.gob.ar/infolegInternet/anexos/40000-44999/40167/norma.htm>
5. OMS. (2000). *Air quality guidelines for Europe*, World Health Organization, Geneva, 2000.
6. IARC. (2012). A review of human carcinogens: Chemical agents and related occupations. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Volume 100F
7. OMS. (2018). *Nueve de cada diez personas de todo el mundo respiran aire contaminado*. Comunicado de prensa: 2 de mayo de 2018. Recuperado de <https://www.who.int/phe/es/>
8. OMS. *Calidad del aire y salud*. Recuperado de [https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)
9. OMS. (2018). *Los beneficios para la salud de alcanzar las metas relativas al cambio climático superan con creces a sus costos*. Comunicado de prensa: 5 de diciembre de 2018. Katowice, Polonia. Recuperado de <https://unfccc.int/es/news/oms-los-beneficios-para-la-salud-de-alcanzar-las-metas-relativas-al-cambio-climatico-superan-con>
10. OMS. (2006). Guías de calidad del aire de la OMS relativas al material particulado, el ozono, el dióxido de nitrógeno y el dióxido de azufre. Actualización mundial 2005.
11. US EPA. *Criteria Air Pollutants*. Recuperado de <https://www.epa.gov/criteria-air-pollutants>
12. WHO. (1989). *Indoor air quality: organic pollutants*. Report on a WHO Meeting, Berlin, 23-27 August 1987. EURO Reports and Studies. Copenhagen, World Health Organization Regional Office for Europe.

13. Guenther, A., Hewitt, C. N., Erickson, D., Fall, R., Geron, C., Graedel, T., ... & Pierce, T. (1995). A global model of natural volatile organic compound emissions. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 100(D5), 8873-8892.
14. Rudd, H. J. (1995). *Emissions of volatile organic compounds from stationary sources in the United Kingdom: Speciation*. AEA Technology, Consultancy Services.
15. Colman Lerner, J. E., Kohajda, T., Aguilar, M. E., Massolo, L. A., Sánchez, E. Y., Porta, A. A., ... & Mueller, A. (2014). Improvement of health risk factors after reduction of VOC concentrations in industrial and urban areas. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(16), 9676-9688.
16. Ohura, T., Amagai, T., & Fusaya, M. (2006). Regional assessment of ambient volatile organic compounds in an industrial harbor area, Shizuoka, Japan. *Atmospheric Environment*, 40(2), 238-248.
17. Mueller, A., Wichmann, G., Massolo, L., Porta, A., Schlink, U., Ronco, A., & Herbarth, O. (2009) Review article (invitation) for the publication “Industrial Pollution including Oil Spills”. Harry Newbury and William De Lorne, Editors, 101-141. Novapublishers Ed., New York. 2009. ISBN: 978-1-60456-917-9.
18. Wichmann, F. A., Müller, A., Busi, L. E., Cianni, N., Massolo, L., Schlink, U., ... & Sly, P. D. (2009). Increased asthma and respiratory symptoms in children exposed to petrochemical pollution. *Journal of Allergy and Clinical Immunology*, 123(3), 632-638.
19. Colman Lerner, J. E., Sanchez, E. Y., Sambeth, J. E., & Porta, A. A. (2012). Volatile organic compounds and particulate matter in occupational environments. Characterization and health risk assessment. LAP LAMBERT, Saarbrücken, Germany. ISBN: 978-3-659-17151-2.
20. OMS. (2013). *Nuevo informe sobre las sustancias químicas que perturban la función endocrina*. Recuperado de https://www.who.int/mediacentre/news/releases/2013/hormone_disrupting_20130219/es/
21. UN DESA. *Creciendo a un ritmo menor, se espera que la población mundial alcanzará 9.700 millones en 2050 y un máximo de casi 11.000 millones alrededor de 2100*. Informe de la ONU. Recuperado de https://population.un.org/wpp/Publications/Files/WPP2019_PressRelease_ES.pdf
22. Montgomery, M. R. (2008). The urban transformation of the developing world. *Science*, 319(5864), 761-764.

23. UN DESA. (2019). World Urbanization Prospects 2018: Country Profiles. Recuperado de <https://population.un.org/wup/Country-Profiles/>. Accedido en agosto 2019.
24. Zhu, T., Melamed, M., Parrish, D., Gauss, M., Klenner, L. G., Lawrence, M., ... & Liousse, C. (2012). WMO/IGAC impacts of megacities on air pollution and climate. *World Meteorological Organization*, 205, 149-151.
25. Von Glasow, R. (2008). Atmospheric chemistry: Pollution meets sea salt. *Nature Geoscience*, 1(5), 292.
26. Lawler, J. J. (2009). Climate change adaptation strategies for resource management and conservation planning. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1162(1), 79-98.
27. Seinfeld, J. H., & Pandis, S. N. (2016). Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change. John Wiley & Sons.
28. NASA. *Cambio climático: ¿Cómo sabemos lo que sabemos?*. Recuperado de <https://climate.nasa.gov/evidencia/>
29. AQHI -China. *Air quality health index*. Recuperado de www.aqi.gov.hk/gt/what-is-aqi/about-aqi6193.html?showall=&limitstart=.
30. NAQI – India. *Air quality index*. Recuperado de cpcb.nic.in/National-Air-Quality-Index/
31. ICA -México. *Índice de calidad del aire*. Recuperado de www.aire.cdmx.gob.mx/default.php?opc=%27aqBjnmI=%27
32. AQI –Singapur. *Air quality index*. Recuperado de www.nea.gov.sg/our-services/pollution-control/air-pollution/air-quality
33. AQI - Corea del Sur. *Air quality index*. Recuperado de www.airkorea.or.kr/eng/contents/contentView/?pMENU_NO=160&cntnts_no=16
34. DAQI - Reino Unido. *Daily air quality index*. <https://uk-air.defra.gov.uk/air-pollution/daq>
35. AIR INDEX - Europa (2019). *Air index*. Recuperado de <http://airindex.eea.europa.eu/#>
36. AQHI – Canadá (2019). *Air quality health index*. Recuperado de www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/air-quality-health-index/about.html.
37. Porta, A.A., Sanchez, E.Y. & Colman Lerner, J.E. (2018). *Calidad del aire: Monitoreo y modelado de contaminantes atmosféricos. Efectos en la salud pública*. La Plata: Editorial de la Universidad Nacional de La Plata (EDULP), Argentina. ISBN: 978-950-34-1682-2.

38. US EPA (1996). *Manuales del Programa de Inventarios de Emisiones de México. Volumen III – Técnicas Básicas de estimación de emisiones*. Recuperado de <https://www3.epa.gov/ttnca1/cica/files/technic3.pdf>
39. US EPA. *Air Pollution Emissions*. Recuperado de <https://www3.epa.gov/airquality/emission.html#models>
40. US EPA. *Air emissions inventories*. Recuperado de <https://www.epa.gov/air-emissions-inventories/national-emissions-inventory-nei>
41. US EPA. *Air Emissions Reporting Requirements (AERR)*. Recuperado de <https://www.epa.gov/air-emissions-inventories/air-emissions-reporting-requirements-aerr>. Accedido en marzo 2019.
42. US EPA. *MOVES: Onroad Technical Reports*. Recuperado de <https://www.epa.gov/moves/moves-onroad-technical-reports>. Accedido en marzo 2019.
43. US EPA. *Nonroad Technical Reports*. Recuperado de <https://www.epa.gov/moves/nonroad-technical-reports>. Accedido en Marzo 2019.
44. Secretaria Ambiental de Ambiente y Desarrollo Sustentable. (2018). *Informe del estado del ambiente 2017*. Recuperado de <http://informe.ambiente.gob.ar/>. Accedido Junio 2019.
45. Sistema Argentino de Información Jurídica (SAIJ). *Observatorio Nacional del Cambio Climático*. Recuperado de <http://argentinambiental.com/legislacion/nacional/resolucion-57717-observatorio-nacional-del-cambio-climatico/>
46. Red Federal de Monitoreo Ambiental (FEMA). *Sistema Integral de Gestión de la Información*. Recuperado de <https://redfema.ambiente.gob.ar>
47. Secretaria Ambiental de Ambiente y Desarrollo Sustentable. *Monitoreo Ambiental*. Recuperado de <https://www.argentina.gob.ar/ambiente/preservacion-control/monitoreo> accedido en octubre 2018.
48. PNUD Argentina. *MAYDS y PNUD lanzaron la Red Federal de Monitoreo Ambiental*. Recuperado de <http://www.ar.undp.org/content/argentina/es/home/presscenter/pressreleases/2017/05/17/el-pnud-y-el-mayds-lanzaron-la-red-federal-de-monitoreo-ambiental.html>
49. Agencia de Protección Ambiental (APRA). *Control Ambiental*. Recuperado de <https://www.buenosaires.gob.ar/agenciaambiental/controlambiental>
50. Secretaría de Ambiente y Ordenamiento Territorial. Recuperado de <http://www.ambiente.mendoza.gov.ar/>

51. Datos Ambientales de la Secretaría de Ambiente y Ordenamiento Territorial. Recuperado de http://datosabiertos.mendoza.gov.ar/dataset?q=monitoreo&organization=secretaria-de-ambiente-y-ordenamiento-territorial&sort=metadata_modified+desc
52. Comité Técnico Ejecutivo de Bahía Blanca. Recuperado de <http://www.quepasabahiablanca.gov.ar/>
53. ACUMAR. *Calidad del Aire*. Recuperado de <http://www.acumar.gob.ar/monitoreo-ambiental/calidad-de-aire/>
54. Comité Interindustrial de Conservación del Ambiente Campana-Zárate (CICACZ). Recuperado de <http://cicacz.com.ar/>
55. Aluar. *Medio Ambiente*. Recuperado de <https://www.aluar.com.ar/seccion/comunidad/3/31>
56. Ministerio de Ambiente y Control del Desarrollo Sustentable (MAyCDS). Recuperado de <http://www.ambiente.chubut.gov.ar/>
57. Subsecretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable (SAyDS). Recuperado de <https://ambiente.rionegro.gov.ar/>
58. Ministerio de Relaciones Exteriores, Comercio Internacional y Culto Argentina. *Marambio*. Recuperado de <https://cancilleria.gob.ar/es/iniciativas/dna/antartida-argentina/bases/marambio>
59. Fundación Marambio. *Base Antártica Marambio*. Recuperado de <http://www.marambio.aq/bases/marambio.html>
60. Ley Nacional N° 24.449, Tránsito y Seguridad Vial.
61. Centro de Investigaciones del Medio Ambiente (CIM). Recuperado de <http://cima.quimica.unlp.edu.ar/>

CAPÍTULO 2: MODELOS DE RECEPTORES COMO HERRAMIENTAS DE GESTIÓN DE LA CALIDAD AMBIENTAL

Introducción a la estadística y al análisis de datos

En términos estadísticos, se define como **variable aleatoria** a la función que asigna un valor, en general numérico, al resultado de un experimento aleatorio. En la práctica, podemos considerar como variable aleatoria a la asignación de un valor numérico o categórico a cada resultado de un experimento considerado aleatorio. Los resultados pueden estar definidos en un conjunto finito de valores (variable aleatoria **discreta**), o bien, tomar valores en una escala continua (variable aleatoria **continua**). Por lo general, la mayoría de los problemas a que nos enfrentamos día a día suelen estar definidos por variables del tipo continua, tales como altura, masa, temperatura, distancia. Por otro lado, ejemplos de variables discretas son aquéllas que pueden estar, o no, asociada a conteos, como edad, número de incidencias de un evento, cantidad de artículos defectuosos, número de habitantes [1-2].

Un parámetro estadístico es un enfoque numérico capaz sintetizar y representar mediante un número a un conjunto de datos derivado de un estudio. Cuando se cuenta con una gran cantidad de datos individuales (muestra), la estimación de parámetros resulta útil en una primera aproximación de la realidad (población) evaluando el desempeño de un modelo paramétrico al realizar predicciones sobre datos faltantes. Por su simplicidad y popularidad, a continuación, se presentan cuatro parámetros de medida de posición, como son la media aritmética, la media móvil, la mediana y la moda, que dan idea de la posición tomada dentro del rango de valores, y como medida de dispersión de los datos dos parámetros; la desviación estándar y la varianza [1-3].

Media aritmética, media móvil, mediana y moda

La media aritmética, media o promedio es el estadístico más utilizado, que contempla todos los datos disponibles. También conocido como esperanza matemática, el valor esperado de una población, punto de equilibrio y centro de masas, el presente estadístico se obtiene a partir de la suma la serie de datos muestrales y la posterior división por el número de elementos (o

tamaño) de la muestra. Debido a que contempla la totalidad de los datos disponibles, presenta la desventaja de verse afectada por valores atípicos (outliers) considerándose un estadístico no robusto, o sea demasiado sensible a dichos valores atípicos.

Una variación de la media aritmética, utilizada en el campo de análisis de datos, es la media móvil. El estadístico consiste en calcular el promedio de un subconjunto determinado por los n datos previos, siendo n definido por el usuario. Un subconjunto determinado por un valor de n bajo permite observar variaciones significativas (efectos aleatorios), mientras que un n alto suaviza los efectos aleatorios en dicho subconjunto. Dado que es una derivación de la media aritmética, la media móvil es menos robusta que la primera por la subdivisión de los datos disponibles.

Tan popular como la media aritmética, la mediana, o percentil 50, se considera un estadístico robusto debido a que no se ve influenciado por los valores atípicos. Al ordenar la serie de datos de menor a mayor, la mediana es un valor numérico que parte el intervalo definido por la mitad, dejando el 50% de los datos por encima y el otro 50% por debajo. Además, si el número de la muestra n es impar, luego el parámetro toma el valor de la variable aleatoria en el lugar $((n-1)/2+1)$, mientras que, si es par, simplemente se realiza un promedio entre los dos valores contiguos a derecha e izquierda $((n+1)/2)$.

La moda es el valor de la variable aleatoria que se presenta en el conjunto de datos con mayor frecuencia absoluta, es decir, número que se repite en la serie de datos. De cálculo e interpretación sencilla, sólo requiere para su obtención un recuento. El uso de este estadístico puede extenderse a variables cualitativas o semi-cualitativas. Cabe destacar que puede existir más de un valor moda.

Desviación estándar y varianza

Estos parámetros dan idea de la dispersión de los datos respecto a la media muestral contemplando la totalidad del conjunto de datos. La varianza se calcula a partir de las diferencias al cuadrado de cada variable aleatoria respecto de la media, posteriormente dividida por el tamaño de la muestra (por razones técnicas conviene que sea por el tamaño de la muestra menos uno). Si se le aplica la raíz cuadrada a la varianza se llega a la desviación estándar, la cual presenta las mismas unidades de la muestra. Un valor bajo de desviación estándar o

varianza indica que los valores de la variable son próximos al valor esperado, mientras que de ser alto implica que el rango de valores es amplio.

Los métodos estadísticos surgen como una necesidad para estudio de casos en los cuales la información disponible no es suficiente para hablar de una población, el fenómeno no se conoce profundamente (se usan aproximaciones), o bien se desea resumir la información disponible para contemplar la naturaleza de los datos. Por lo general, un análisis estadístico aplicado a un modelo infiere como resultado la estimación de los parámetros estadísticos mencionados, entre otros. Cabe destacar que los modelos estadísticos distan de un concepto determinístico debido a que conllevan aspectos probabilísticos para poder describir el proceso natural, o bien por las suposiciones planteadas por el usuario.

Existen dos enfoques matemáticos para estimar el valor de una variable aleatoria dependiente Y en función de una variable aleatoria predictiva X . Por su simplicidad, el enfoque paramétrico es el más común, presentando una relación funcional entre la variable dependiente y la predictiva, como una forma lineal, polinomial, exponencial o logarítmica [4] utilizando pares de datos experimentales para estimar los parámetros desconocidos de la función específica [5]. El segundo enfoque propone como alternativa una regresión no paramétrica, que se refiere a la forma funcional flexible de la curva de regresión, estimando el valor medio Y de las mismas variables predictoras de X sin una forma funcional específica [4]. Una regresión no paramétrica es una forma de análisis en el que el predictor no tiene una forma predeterminada, sino que se construye de acuerdo a la información derivada de los datos. Por lo tanto, la práctica de un modelo a base de regresiones no paramétricas requiere de una base de datos más grande que la requerida por el método tradicional (regresión paramétrica).

Modelos de receptores

Como se mencionó previamente en el capítulo 1, los modelos se consideran una herramienta clave a la hora de evaluar la calidad del aire, y complementan en forma intuitiva las herramientas restantes, como el monitoreo del aire ambiente y el inventario de emisiones. Dentro de la clasificación de modelos podemos encontrar aquéllos que simulan la propagación de concentraciones de contaminantes en el aire a escala local (modelos de dispersión) y a una escala regional considerando las reacciones químicas en la atmósfera (modelos fotoquímicos) y, por otro lado, los modelos que buscan identificar las fuentes y sus contribuciones de las concentraciones observadas en un sitio receptor (modelos de receptores). La modelización de

la propagación espacial de los contaminantes atmosféricos hace uso de datos de concentraciones medidos en la fuente, mientras que los modelos de receptores requieren datos de inmisión. Se entiende por “inmisión” a la transferencia de contaminantes del aire desde la atmósfera libre a un receptor, tal como un ser humano, planta o edificio, en términos de proporción de masa.

Para analizar los problemas que dan origen a la calidad del aire, los encargados de la gestión del aire hacen uso de los resultados obtenidos de los modelos de receptores para diseñar estrategias de mitigación de los distintos contaminantes. Por lo general, la elección del modelo está aparejada a las problemáticas a resolver de la región y los datos disponibles, conllevando la necesidad de diseñar estudios complementarios. En este capítulo haremos hincapié en las fortalezas y limitaciones de los modelos de receptores para su uso en la gestión.

Clasificación de los modelos de receptores

Los tomadores de decisiones de la calidad del aire ambiental seleccionan los modelos de receptores como herramientas esenciales para la generación de políticas de mitigación y el desarrollo de planes de salud pública. Los modelos de receptores permiten interpretar las fuentes significativas o representativas en la región de estudio, maximizando los esfuerzos destinados a la planificación y atención de emergencias. La elección del modelo a implementar dependerá de la información disponible, como: los tipos de fuentes y sus perfiles de emisión, el inventario de emisiones de fuentes fijas y móviles, la periodicidad de las emisiones de las fuentes, entre otros. Para un correcto desempeño de este tipo de modelado, es necesario que el sitio receptor y los contaminantes sean representativos de la zona bajo estudio, siendo la información meteorológica y los perfiles de fuentes relevantes para la interpretación de los resultados [6-7]. A raíz de esto, se desprende el concepto de modelos de receptores como un complemento ideal, utilizados actualmente en los Planes de Implementación Estatales (*State Implementation Plans*, SIP) para tratamiento de identificación de fuentes relevantes que tienen incidencia en los problemas de contaminación del aire [8].

Basados en procedimientos estadísticos, el modelado utiliza las relaciones entre los datos históricos de las concentraciones de contaminantes medidos en el sitio receptor y de los parámetros meteorológicos. Los modelos de receptores pueden ser clasificados en modelos clásicos o híbridos, dependiendo principalmente del uso de información meteorológica local (no histórica) para su simulación. A diferencia de los clásicos, que interpretan la distribución

de las fuentes, los modelos híbridos combinan la meteorología con las mediciones de contaminantes atmosféricos observados, con el fin de localizar las regiones de emisión, mediante las estimaciones del movimiento del contaminante en el aire un tiempo atrás.

Los modelos de receptores buscan dar respuesta a la “distribución de fuentes” (*Source Apportionment*, SA), que presenta dos acepciones. Los modelos clásicos entienden por SA como la identificación y caracterización las fuentes de emisiones de los contaminantes del aire observados en sitio receptor. En los híbridos, identificar y cuantificar las regiones geográficas que aportan emisiones de un contaminante de interés observado en sitio receptor.

En este contexto, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (*United States Environmental Protection Agency*, US EPA) ha desarrollado y difundido ampliamente modelos de receptores clásicos, diseñados para escalas locales y regionales; que, por su simplicidad y cota espacial, no hacen uso de datos de emisión ni de mecanismos de transformación química. Los tres modelos propuestos por la agencia son: el Balance de Masas Químico (*Chemical Mass Balance*, CMB), Factorización de Matriz Positiva (*Positive Matrix Factorization*, PMF) y UNMIX [8]. En la práctica, el modelo CMB resulta ser el más adecuado cuando se cuenta con los perfiles químicos de emisión de las fuentes participantes, simplificando la complejidad matemática obteniendo como resultado las contribuciones de cada fuente a las mediciones observadas. Mientras que, cuando no se conocen los perfiles de origen (fuentes) tanto UNMIX como PMF están desarrollados para estimarlos internamente mediante los datos ambientales. Como los últimos dos utilizan métodos multivariados, es necesario disponer de una gran base de datos acompañado de un gran conocimiento previo de las fuentes relevadas en la región de estudio. Algunas aplicaciones de los modelos clásicos se pueden encontrar en Begum et al. [9]; Tasic et al. [10]; Ethirajan & Mohan, [11]; Belis et al. [6] y Shi et al. [12]. Además, dentro del universo de las técnicas multivariadas utilizadas para la caracterización de las fuentes, el análisis de componentes principales (*Principal Component Analysis*, PCA) es ampliamente utilizado como un modelo de receptor clásico debido a su simplicidad y capacidad para descomponer un sistema multivariado. Esta técnica permite obtener información cualitativa sobre la composición (perfiles) de las fuentes y su peso relativo para las mediciones observadas en un sitio receptor.

Los modelos clásicos son útiles y, como se mencionó previamente, son ampliamente utilizados en la gestión de la calidad del aire, pero requieren de una fuerte caracterización del escenario de estudio (principalmente inventarios de emisiones y extensas bases de datos de monitoreo) y

no están diseñados para contemplar las direcciones de origen de los contaminantes. Una estrategia complementaria para superar algunas de estas limitaciones es aplicar un modelo híbrido, que hace uso de la trayectoria hacia atrás del contaminante mediante un análisis del viento. Estos modelos híbridos utilizan procedimientos estadísticos para identificar el área con la mayor probabilidad de emisión de contaminantes, a través de los datos de concentraciones afectados por la información meteorológica local, en un sitio de monitoreo determinado. Algunos ejemplos de modelos híbridos son: Hybrid Single Particle Lagrangian Integrated Trajectory (HYSPLIT), Conditional Probability Function (CPF), Non-parametric Wind Regression (NWR), Pseudo-Determinant Receptor Model (PDRM), Trajectory Source Apportionment (TSA), Potential Source Contribution Function (PSCF) y Nonparametric Trajectory Analysis (NTA) [13-21].

Diferentes autores han aplicado muchos de los modelos mencionados anteriormente como herramientas de gestión del aire, principalmente con bases de datos de gran volumen obtenidas de monitoreo continuo [22-26]. Sin embargo, resulta un campo poco explorado el uso de los modelos de bases de datos de volumen pequeñas-medianas (inferior a 100 observaciones) para los monitoreos discretos. Este escenario se presenta a menudo en los países subdesarrollados, donde el acceso a los sistemas de monitoreo continuo es limitado. Además, dado que la calidad del aire se encuentra expresada en función de los contaminantes criterio (MP, CO, NO₂, SO₂ y O₃), luego no existen extensas bases de datos de mediciones caracterizados en sus especies químicas debido a los costos que representan (caracterización de MP y COVs).

Modelos clásicos

Los modelos clásicos proponen una salida cuantitativa en unidades de masa por volumen de aire ($\mu\text{g m}^{-3}$), representando la proporción de cada contaminante en las fuentes o categoría de fuentes especificadas. Se entiende como “fuente” a cualquier actividad de origen humano o proceso natural que libere contaminantes a la atmósfera; puede ampliarse a “categoría o tipo de fuentes” al grupo de fuentes con emisiones similares en cuanto a su composición química y tendencias temporales. En la práctica, la derivación de información respecto las fuentes de contaminación y la cantidad que emiten suele denominarse como “distribución de fuentes” [6, 27]. Se entiende como perfiles de fuentes o huellas a la relación entre la masa de las especies en la muestra, es decir, la composición química relativa promedio derivada de una fuente de contaminación. Los conceptos de perfiles de fuentes y especies marcadoras resultan cruciales para la obtener una correcta interpretación de los resultados, siempre y cuando sean

representativos de la región y estén actualizados temporalmente. Dichos perfiles pueden ser obtenidos en forma experimental, de estudios previos o mediante repositorios como el SPECIATE de la US EPA [28] o SPECIEUROPE de FAIRMODE [29]. De adquirirse en forma experimental a través de estaciones de monitoreo, es fundamental determinar los períodos temporales en los cuales pueden asegurarse las emisiones a “sotavento” provengan de la fuente a caracterizar y las observaciones no se encuentren influenciados por otras fuentes. Con respecto a la selección de especie, el número y tipo de especies químicas a considerar para el análisis mediante este modelado deben ser seleccionados de acuerdo con los objetivos del estudio, las características del sitio y las fuentes presentes, dependiendo de los recursos humanos, técnicos y financieros disponibles. Por lo general, una fuente se define mediante los perfiles químicos presentando una o más especies características (marcadores o trazadores), que suelen contar con una relación constante entre las mismas. El siguiente esquema simboliza la práctica de los modelos clásicos, en los cuales se extrae de las distintas muestras la participación de las fuentes mediante las contribuciones.

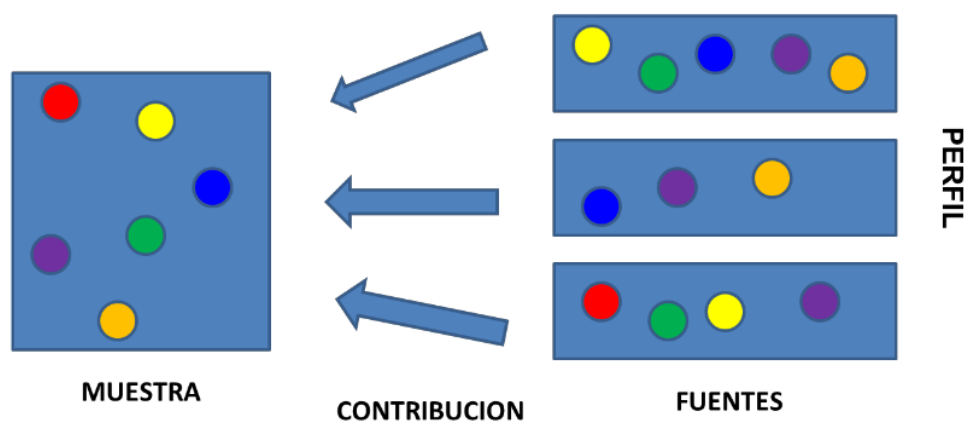


Figura 5. Esquema simplificado de los modelos de receptores clásicos [30].

¿Qué son los modelos de receptores clásicos?

El principio fundamental de la conservación de las masas entre las distintas fuentes de emisión y el sitio de medición es el motor de los modelos de receptores clásicos, donde la ecuación de balance de masa químico puede escribirse como una función de las contribuciones de las fuentes, de la siguiente forma:

$$x_{ij} = \sum_{k=1}^p g_{ik} f_{kj} + e_{ij},$$

donde para M muestras, N especies analizadas y p fuentes identificadas, la concentración de la especie j en la muestra i es explicada por la sumatoria del producto escalar entre la contribución de la fuente k (f_{kj}) y el aporte que realiza dicha fuente a la muestra i -ésima (g_{ik}), contemplando un error residual resultante de la diferencia entre el valor observado y el modelado (e_{ij}).

El modelo busca una solución para el conjunto de datos observados en la atmósfera (muestras) compuesto por concentraciones discriminadas de sus constituyentes químicos (especies). Al tratarse de modelos principalmente estadísticos, el uso de una gran base de datos (matriz de muestra, X) aumenta la probabilidad de que el modelo converja a una solución más próxima a la realidad.

El buen desarrollo del modelo se basa en el cumplimiento del balance de masa para cada especie. Tanto las concentraciones como los perfiles resultantes deben ser no-negativos para tener sentido físico, y las concentraciones de las componentes en las muestras y en los perfiles de las fuentes deben ser iguales o menores a la concentración de entrada de dicha componente. En la distribución de fuentes, es importante tener la capacidad de poder distinguir episodios como un evento único con un perfil único, y una mayor contribución (emisión) de una fuente ya considerada.

Cuando se conoce el número de fuentes y su naturaleza, es decir, sus perfiles de composición (F) actualizados, sólo resta encontrar la contribución de masa de cada fuente a la muestra (G). El balance de masa químico se resuelve mediante una estimación del método de mínimos cuadrados ponderado por varianza efectiva, aplicando el modelo CMB desarrollado por la US EPA.

Al tratarse de procedimientos estadísticos, los modelos de receptores clásicos están diseñados para cumplimentar un conjunto de restricciones físicas naturales resultantes del principio de masa de cada contaminante atmosférico [6-7, 31]. Las limitantes por considerarse son:

1. La reproducibilidad de los datos originales por el modelo, es decir, el modelo debe tener la capacidad de explicar las observaciones.
2. Las composiciones de fuentes resultantes (F) deben ser no negativas. Esta restricción física implica que una fuente no puede estar emitiendo un porcentaje negativo de una especie, debido a que en estos modelos no se contemplan reacciones entre contaminantes. Análogamente, las contribuciones de la fuente obtenidas por el modelo

(G) a las muestras deben ser todas no negativas, dado que no puede explicarse una emisión de masa negativa para cualquier fuente.

3. La sumatoria de las contribuciones de masa de especies químicas obtenidas por el modelo para cada fuente no puede superar la masa observada total para cada especie; es decir, debe ser menor o igual.

Dado que, por lo general, la composición de las fuentes no es un dato comúnmente conocido en países en vías de desarrollo, conviene el uso de los modelos multivariados, que son los que mejor se ajustan para aproximar la realidad. Asimismo, un buen conocimiento de los procesos que tienen lugar en la región, un buen dominio de la naturaleza química de las emisiones de las fuentes, y competencia en el uso de herramientas computacionales, son esenciales para el buen desarrollo e interpretación de los resultados. En la siguiente imagen (Figura 6) se muestran los diferentes enfoques utilizados para la estimación de fuentes (modelos de receptores clásicos) en función de la información disponible.

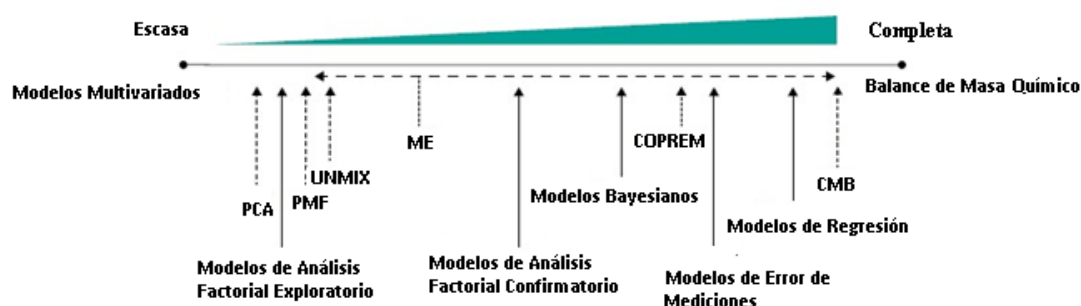


Figura 6. Elección del modelo de receptor en función de la información disponible [31].

Modelos clásicos multivariados

La técnica multivariada se aplica en diversas ciencias, tales como la ecología, la quimiometría, la geología y la teledetección. En el campo de la calidad del aire busca solucionar el problema de la mezcla lineal general para las especies químicas conservadoras, es decir, aquéllas que no sufren reacciones en la atmósfera y pueden representarse mediante el principio del balance de masas. Los métodos multivariados están basados en múltiples regresiones lineales usando el principio de una regresión lineal simple. Como hacen uso de las relaciones continuas entre varias variables en simultáneo, presentan la ventaja de reunir más información para la formulación de resultados, lo cual es imprescindible en estudios donde el control total es

imposible. El principio de la técnica es buscar bordes en los cuales la contribución de los factores es despreciable. Con el foco en las relaciones entre variables y no en factores (fuentes) individuales aislados, permite analizar simultáneamente más datos, lo cual proporciona una mayor potencia estadística, y encontrar una aproximación más cercana a la realidad respecto al análisis de variables aisladas.

El uso de estos métodos requiere un estudio previo de la zona de interés, siendo mayores los esfuerzos en conseguir un número de muestras altos cuando existe poca información. Si bien no se especifica un número mínimo de muestras, la estabilidad de sus soluciones aumenta con la cantidad de estas. Por otro lado, algunos autores sostienen que la restricción de la no-negatividad conduce a pérdida de información, y que el fenómeno debería ser analizado.

Resumen de las principales características de los modelos clásicos:

- Utilizan concentraciones caracterizadas químicamente medidas en el sitio receptor.
- Hacen referencia al principio de conservación de masa.
- La solución está basada en las ecuaciones multilineales.
- En una primera instancia no consideran procesos químicos y físicos, aunque los modelos híbridos son capaces de procesar información adicional para limitar la incertidumbre rotacional.
- No dependen de inventarios de emisiones y, por lo general, de perfiles de fuentes.
- No requieren procesadores químicos ni meteorología compleja.
- Presentan bajo costo computacional.
- Su aplicación para especies reactivas requiere corrección de términos en el balance de masa químico.
- Principalmente se usan para material particulado.
- Son apropiados para escalas urbanas y regionales.

Principal Component Analysis (PCA)

El PCA es una técnica estadística basado en la reducción de dimensionalidad de un conjunto de observaciones de datos multivariados que pueden estar correlacionados. Si bien es un método ampliamente utilizado como modelo de receptor, no considera en su desarrollo la restricción de la no negatividad; por lo tanto, la interpretación de los resultados requiere de un fuerte conocimiento del área de estudio. Al ser un método simple de análisis de base de datos

multivariada, su uso no es exclusivo del campo atmosférico, siendo difundido en estudios de la tierra [33], aguas residuales [34] y sedimentos [35-36], sin limitarse a estudios particularmente de medio ambiente.

El PCA es un análisis multivariado basado en la búsqueda de vectores propios que permite identificar grupos de en las muestras que presentan características similares. A través de una transformación lineal, convierte un conjunto de observaciones de variables (especies/sustancias) correlacionadas entre sí, en un sistema nuevo de coordenadas donde las variables lineales no presentan correlación. Al nuevo conjunto de variables se las conocen como componentes principales, obtenidas con el fin de retener información en función de la dispersión de los datos. Con la particularidad de ser ortogonales entre sí, el orden de las nuevas componentes se presenta en forma decreciente a partir de la varianza explicada. Estas direcciones proyectan una nueva combinación lineal que guarda información de la dispersión de los datos observados. Por lo tanto, a mayor número de componentes principales adoptadas en el modelo, mayor será la información retenida [37-39].

Para que el análisis sea comparable debido a las diferencias entre las varianzas de las distintas especies, se alimenta al mismo con la matriz de correlaciones de los datos. El análisis mediante el PCA nos permite estimar el número de fuentes representativas en la zona de estudio a través del número de componentes principales significativas. Una vez determinada la cantidad de fuentes se aplica la técnica de varimax a la matriz de carga resultante permitiendo identificar la proporción de cada una de las especies estudiadas en las fuentes. Estadísticamente hablando, la rotación varimax maximiza la suma de las variaciones de las cargas al cuadrado, es decir, la correlación cuadrada entre las variables y los factores. Esta nueva combinación preserva la ortogonalidad entre las nuevas componentes principales. La finalidad de esta rotación es obtener nuevas cargas superiores a las naturales (obtenidas por el PCA) en los factores intentando hacer nulas en los factores restantes y minimizando el número de variables participantes por factor. Como se mencionó previamente, la representatividad de la información se obtiene a partir de la varianza de los datos sujetos al análisis (PCA con posterior aplicación de rotación varimax) [40]; cuanto mayor sea la varianza explicada mayor será la información descripta por el modelo.

Aplicación del modelo

Para iniciar el análisis, se requiere la normalización de la base de datos (X); por lo tanto, a un conjunto compuesto por M muestras y N variables se le aplica la siguiente expresión:

$$z_{ij} = \frac{x_{ij} - \bar{X}_i}{S_i},$$

donde z_{ij} es la concentración normalizada adimensional que corresponde a la concentración observada x_{ij} ($\mu\text{g m}^{-3}$) de la especie i ($i = 1, 2, \dots, N$) en la muestra j ($j = 1, 2, \dots, M$), \bar{X}_i es la concentración media de la especie i evaluada en las N muestras, S_i es la desviación estándar de las concentraciones del elemento i .

Una vez obtenida las concentraciones normalizadas el modelo puede escribirse como:

$$z_{ij} = \sum_{k=1}^p b_{ik} \cdot g_{kj},$$

donde p representa el número de componentes principales o factores y la matriz $Z^{N \times M}$ contiene las concentraciones normalizadas previamente calculadas, $B^{N \times p}$ es la matriz de cargas de las componentes principales, $G^{p \times M}$ es la matriz de registros de los componentes principales. En términos de calidad del aire, B guarda la información de las proporciones descriptas de las especies para cada fuente (factor) y la matriz G el aporte de cada fuente a las muestras (mediciones).

En esta tesis, la aplicación de PCA requiere del uso de una matriz de correlación; por lo tanto, los elementos de la matriz B se calculan inicialmente a partir de las concentraciones elementales medidas; luego la matriz de correlación M se determina como el producto de Z por su transpuesta Z' .

$$M = Z \cdot Z'$$

A partir del cálculo de valores propios o autovalores (λ) de M , se estima la matriz de cargas de las componentes principales (B) según la siguiente expresión:

$$\lambda_k = \sum_{i=1}^V b_{ik}^2.$$

Como puede notarse, se obtienen N autovalores que pueden expresar la totalidad de la varianza del conjunto de datos. Por la característica intrínseca del análisis de componentes principales se sabe que gran parte de la varianza puede ser explicada a partir de una cantidad inferior de autovalores; por lo tanto, no existe un criterio unificado para la selección de la cantidad de factores. En la práctica suelen tomarse los autovalores mayores o iguales a la unidad según el criterio de Kaiser [41], reduciendo la varianza explicada de los datos representados, siendo la cantidad seleccionada igual al número de componentes principales p . Otro criterio de selección de la cantidad de componentes radica en el porcentaje de varianza explicada por cada autovalor.

Con el valor de p definido se procede a la aplicación de la rotación varimax a la matriz B , con el objeto de maximizar la varianza. De esta forma se obtiene una nueva matriz de carga B^* ; las columnas de esta representan el peso de las especies (adimensional) dentro de la componente principal, considerada como factor o fuente de emisión en los modelos de receptor.

Como el modelo hace uso de datos adimensionales, la obtención de los perfiles de fuentes en unidades de $\mu\text{g m}^{-3}$ se estima mediante el producto matricial de B^* y la matriz diagonal de la desviación estándar S :

$$C^* = S \cdot B^*,$$

Si bien no se cuenta con un software específico para su resolución, la técnica está presente en programas comerciales de estadística como SPSS o en bibliotecas libres como las de R y Python. Cabe destacar que este enfoque es una metodología rápida en términos computacionales, que aproxima a la realidad con resultados de tipo cualitativo, en función del agrupamiento de las variables correlacionadas.

Positive Matrix Factorization (PMF)

A mediados de la década de los 90, se trabajó sobre un nuevo modelo capaz de suplir las limitaciones observadas por PCA, permitiendo una mejora en la aproximación a la realidad. De esta forma, las restricciones de obtención de perfiles de fuentes y contribuciones de las mismas tendrían sentido físico, debido a que se aplicaron procedimientos matemáticos para asegurarnos de que los resultados fuesen positivos. El modelo PMF [42-43], como dice su nombre, se basa en la descomposición de la matriz de los datos observados en otras nuevas dos matrices positivas, mediante un método iterativo. Además de cumplir la restricción de la no-negatividad, el modelo contempla en su formulación matemática las incertidumbres (U) experimentales asociadas a las mediciones.

Análogamente al PCA, esta técnica estadística no es exclusiva en el compartimento aire, sino que se han registrado estudios en aguas residuales [44-45], sedimentos de lagos [46] y hasta en suelos [47-48]. Luego, las técnicas se diferencian, debido a que el PCA ofrece una aproximación del tipo cualitativa por no contemplar la restricción de la no-negatividad, el modelo PMF se considera puramente cuantitativo [49]. Además, de introducir la incertidumbre de las muestras, el PMF hace hincapié en el pretratamiento de los datos, manejando aquéllos que son no representativos como “valores por debajo del límite de detección”, datos faltantes y hasta valores atípicos.

De no contarse con valores de incertidumbre, existen distintas formas de estimarse; entre ellas, la PMF propone estimarla para concentraciones por encima del límite de detección del método (*Method detection limit*, MDL) mediante la Ec. 1 y para aquellas que sean menores o iguales al parámetro a partir de la Ec. 2 [50].

$$u_{ij} = \sqrt{(ef \cdot x_{ij})^2 + (0.5 \cdot MDL)^2} \quad (\text{Ec. 1})$$

$$u_{ij} = \frac{5}{6} MDL \quad (\text{Ec. 2})$$

donde u_{ij} es el valor de la incertidumbre para la especie j en la muestra i , x_{ij} la concentración observada de la especie j en la muestra y el ef es el porcentaje de error experimental. La fracción de error (ef) se puede estimar en 5% -20%, dependiendo de la concentración [51-53].

Los métodos analíticos aplicados hacen uso de las especies clave o combinaciones de las especies para lograr separar los impactos y, de esta forma, cuantificar la contribución de las fuentes a las muestras según la composición o las huellas de las fuentes. Mediante la matriz de los datos observados y la correspondiente matriz asociada de incertezas, se pondera cada punto individualmente pudiendo, por ejemplo, retener o no considerar aquellos valores cercanos al límite de detección, reduciendo su influencia para el contaminante en cuestión [54-56].

El fin del PMF, modelo desarrollado por la US EPA que aplica la metodología de Factorización de Matriz Positiva, es minimizar la función objetivo Q , la cual da idea de la bondad de ajuste del modelo, contemplando el error del valor modelado frente al valor observado introduciendo la incertidumbre de cada contaminante en la muestra. Además, el modelo permite evaluar la bondad de ajuste considerando todos los datos disponibles (Q_{true}) y el ajuste excluyendo los datos que presentan un residual con escala de incertidumbre (*uncertainty-scaled residual*) superior a 4 (Q_{robust}). La diferencia entre las dos bondades de ajuste da idea de los picos en las emisiones de las fuentes estimadas. El mecanismo para resolver el modelo, en la última versión disponible (EPA-PMF v5.0), es el Multilinear Engine-2: mínimos cuadrados ponderados, para iterar y encontrar el mejor ajuste. Se considera un método iterativo debido a que comienza con un perfil de fuentes aleatorio, convergiendo a una solución al evaluar el gradiente de la función objetivo (Q); por lo tanto, la solución es la resultante de la iteración que ofrezca el menor Q . Por la naturaleza del método es necesario establecer al comenzar el estudio una semilla y un mínimo de 20 iteraciones para aproximar la solución, y aumentar el número para una solución más próxima a la realidad. Como desventaja de este modelo, se observa que la restricción de

la no-negatividad de los perfiles de fuentes modelados puede llevar a pérdida de información y hasta afectar la capacidad de análisis [54-56].

Modelos no paramétricos

Los modelos convencionales, descritos anteriormente, resultan más precisos y aptos cuando se dispone de información especializada para material particulado (MP) o compuestos orgánicos volátiles (COVs). Del capítulo anterior se conoce que las normas vigentes que definen a la calidad del aire no hacen uso de caracterización de las especies, sino que sólo se analizan los contaminantes criterio. Para aquéllos liberados directamente a la atmósfera, resulta muy difícil conocer los perfiles de las fuentes que dan origen a concentración observada, debido al número, tipo y variabilidad espacial de las fuentes. Por lo tanto, al analizarse este grupo de contaminantes mediante modelos clásicos suele agrupárselos como “aerosoles”.

El análisis de regresión no paramétrica resulta apropiado para conocer la concentración promedio de los diferentes contaminantes, tales como SO₂, CO, NO₂ y MP, y poder inferir relaciones o patrones con los parámetros meteorológicos. Más detalles del método de regresión no paramétrica se discuten en las siguientes secciones.

Aplicación de modelos no paramétricos de retrotrayectorias

La aplicación de modelos que hacen uso de retrotrayectorias permite al usuario poder estudiar espacialmente la ubicación del contaminante tiempo atrás. De esta forma, se puede estimar el origen de las principales fuentes de emisión como una función de las áreas delimitadas por las concentraciones máximas.

Los modelos parten de la estimación de trayectorias hacia atrás (retrotrayectorias) para cada medición del contaminante observada, con origen en el centro de monitoreo. Las mismas son aproximadas mediante datos de dirección y velocidad del viento, representativos de la región (idealmente in situ). De esta forma, para cada dato de medición del contaminante bajo estudio, tendremos su ubicación más probable un tiempo atrás, generando una matriz de datos que articula las concentraciones observadas con sus respectivas coordenadas geográficas a través del tiempo.

El movimiento rectilíneo uniforme es la base matemática para calcular las rutas de cada medición del contaminante, donde se asumen las suposiciones de que no existieron pérdidas por deposición ni reacción química del mismo. De esta forma, la ruta estará asociada a la

concentración observada en el sitio receptor. Por lo tanto, cada dato de concentración observada en el monitor es asociado a una ruta con origen en el sitio receptor (monitoreo). Mediante una simplificación espacial representativa de la región a partir de un mallado, adecuado espacialmente, el valor esperado de la concentración ($\widehat{C}(\textit{latitud}, \textit{longitud})$) para cualquier punto definido en la cuadrícula puede ser estimado aplicando un suavizado de núcleo como método de análisis de regresión no paramétrico. Luego, las concentraciones estimadas en el período se representan gráficamente mediante un servidor de mapas. Las áreas en las cuales se presentan mayores valores corresponden a la ubicación más probable de las fuentes principales, es decir, aquellas que presentan mayores contribuciones a las muestras observadas en el monitor. De esta manera, se identifican las principales fuentes (o tipos de fuentes) de contaminación y se cuantifican su impacto en el monitor o sitio receptor [57].

Entonces, ¿qué hacemos con las extensas bases de datos de mediciones de los contaminantes criterios obtenidas en respuesta a las normas vigentes? Un simple análisis estadístico que permita identificar la presencia de picos de emisión horarios, semanales o hasta estacionales no nos permite, por sí solo, interpretar y desarrollar mejoras en cuanto a la mitigación de los contaminantes para combatir la calidad del aire. Frente a esta necesidad es que los modelos de receptores híbridos presentan una ventaja competitiva frente a los clásicos, gracias a la capacidad de identificar las regiones de mayor impacto para un único contaminante, entendiendo como regiones de impacto a las áreas de mayor probabilidad de fuentes. Existen muchos modelos híbridos capaces de estimar el área o dirección de mayor probabilidad de presencia de fuentes, correlacionar las frecuencias de las concentraciones superiores con la velocidad y dirección del viento. Podemos encontrar versiones simples de análisis estadístico como una rosa de los vientos, el CPF, y hasta modelos más complejos con el uso de trayectorias inversas. Además, según el período de toma de muestra (medición) y el tiempo de las retrotrayectorias, podemos trabajar con un modelo a escala local o regional.

Nonparametric Trajectory Analysis (NTA)

El modelo de análisis no paramétrico de la trayectoria (NTA) propuesto por Henry [58] utilizado en esta tesis puede describirse en los siguientes pasos:

1. Estimación de retrotrayectorias para las concentraciones de un contaminante de interés medido en un sitio receptor.
2. Aplicación de un método de suavizado de núcleo para estimar las concentraciones promedio en la región de estudio.

3. Localización y cuantificación de las zonas de impacto, o bien las regiones de las fuentes de emisión a escala local.

A raíz de la metodología del modelo se desprenden los siguientes puntos críticos:

- elección de la función para suavizar los datos y los parámetros que la definen;
- el tiempo a retrotraer las trayectorias; y
- el área de aplicación.

La regresión no paramétrica no hace uso de los parámetros estadísticos previamente descriptos para inferir sobre el comportamiento de las fuentes, volviéndolo versátil en la interpretación de los fenómenos reales. Su uso no es exclusivo del análisis de los contaminantes en la atmósfera (calidad del aire), sino que se aplica en campos como medicina, biología, ingeniería, agricultura y hasta en ciencias sociales. Uno de los autores pioneros en el desarrollo de esta técnica en el campo de datos de calidad del aire fue Henry [59], quien logró localizar las direcciones de las concentraciones máximas y sus correspondientes fuentes de emisión con menor error respecto a los métodos convencionales, a partir de la estimación de una regresión no paramétrica sobre la concentración de contaminantes y la dirección del viento mediante una función de núcleo (también conocida como Kernel) gaussiano. Dado el éxito de este análisis, la metodología se amplió para identificar fuentes a partir de un nuevo parámetro, la velocidad del viento, para el estudio de las emisiones SO_2 , NO_x y CO , las cuales sugiere que podrían distinguirse de las emisiones de aeronaves en una región de aeropuertos internacionales en Long Beach [60]. Conocido como modelo de “regresión no paramétrica del viento” (*Nonparametric Wind regression*, NWR), posteriormente es aplicado por el autor para un estudio estacional comprendido en los meses de enero, febrero y marzo para los años 2003, 2004 y 2005 en la localidad de East St. Louis, observando que alrededor de un 50% de las concentraciones promedios de SO_2 pueden atribuirse a dos rangos de direcciones (con una amplitud del 30° de ancho) al evaluarse las direcciones de proveniencia, lo cual descartó el impacto significativo de industrias en sectores eólicos [61]. Como puede verse en la Figura 7, la rosa de contaminación para el SO_2 por frecuencia de las direcciones de viento, para los datos recopilados en el período previamente descripto, demuestra que las mayores concentraciones se presentan al Suroeste (*Southwest*).

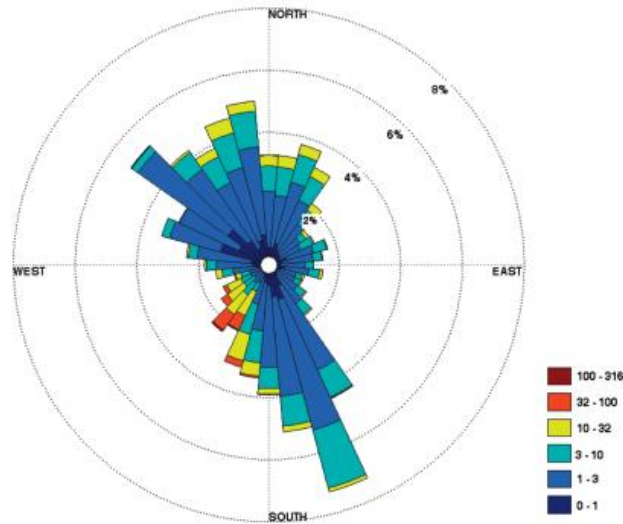


Figura 7. Rosa de contaminación del SO₂ [ppb]. Fuente: Henry et al., 2009 [61].

Del resultado del modelo NWR se observa que existen picos de concentraciones máximas desde las direcciones comprendidas entre 150°-250°, y un segundo impacto en 315°-40°, para velocidades de vientos inferiores a 15 km h⁻¹ (ver Figura 8). Al acotar la velocidad del viento a 5-15 km h⁻¹, se puede observar una reducción significativamente del rango de direcciones de impacto a 200°-250°.

El HYSPLIT es un modelo tradicional para simulaciones complejas de parcelas de aire que contemplan tanto la dispersión como la deposición, considerando la trayectoria de retroceso como un proceso regional utilizado para el análisis climatológico a partir de datos meteorológicos. Los tiempos asociados a plazos largos y los modelos climatológicos utilizados son útiles y ampliamente elegidos para estudiar para contaminantes que no reaccionan durante el traslado que puede superar los límites fronterizos, como lo son las cenizas o emisiones de incendios forestales. Este modelo, disponible en la plataforma web [21] de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA) de Estados Unidos, ofrece una salida gráfica y de simple interpretación. Esto implica que no es de gran ayuda para estudiar el impacto de las fuentes locales; por lo tanto, para reducir la escala de estudio, a continuación, se detalla el modelo NTA, que es una mejora del NWR previamente expuesto por Henry.

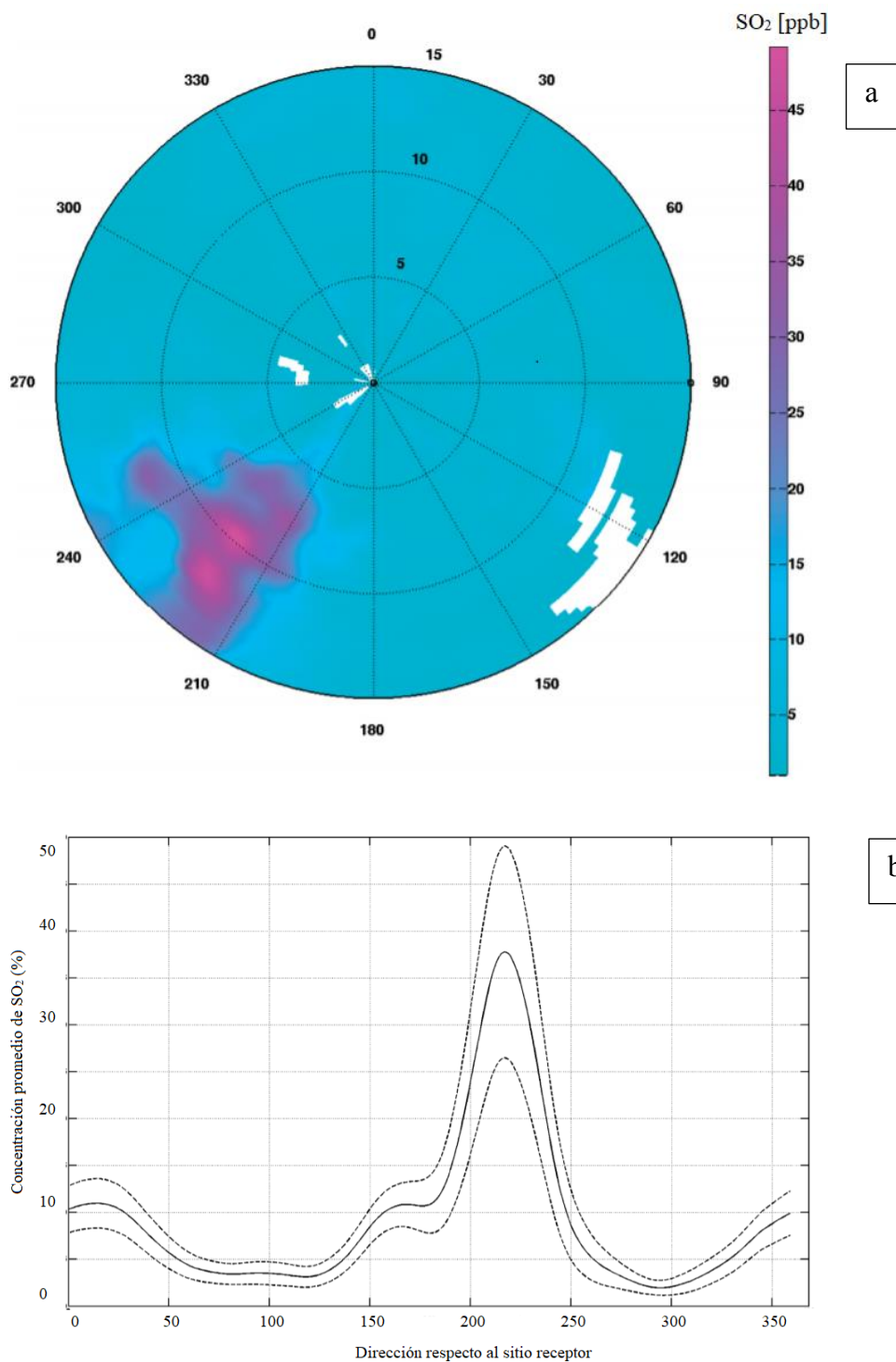


Figura 8. Concentración promedio del SO_2 [ppb] para vientos menores a 15 km h^{-1} obtenida mediante NWR: a) Concentración en expresada en coordenadas polares, y b) Concentración en función de la dirección. Fuente: Henry et al., 2009 [61].

Descripción y adaptación del modelo NTA

El modelo NTA se considera un modelo de receptor híbrido debido a que utiliza observaciones reales de calidad del aire y, a diferencia de los demás, requiere del rol del viento para poder

efectuar una estimación georreferenciadas de la distribución de las fuentes, es decir, zonas con mayor probabilidad de presencia de fuentes.

Para visualizar las zonas de mayor probabilidad de contribución de un contaminante de interés para un sitio de monitoreo específico se aplica una regresión espacial. Esta metodología consiste en aproximar las trayectorias a la escala local a través del modelo cinemático de movimiento rectilíneo uniforme. La ventaja del método consiste en la asociación de cada punto de la trayectoria con una coordenada espacial.

La trayectoria hacia atrás (retrotrayectoria) realizada por el contaminante se calcula mediante la componente advectiva, despreciando la componente difusiva. A partir de los datos de superficie del viento, se estiman las trayectorias con un modelo rectilíneo uniforme desde el sitio receptor. Es requisito que el área bajo estudio se encuentre situada sobre un terreno simple, es decir, que la altura del terreno esté al mismo nivel que la fuente de emisión, permitiendo cumplimentar la hipótesis de viento uniforme, proyectando el movimiento de los contaminantes en forma rectilínea. La hipótesis es rechazada en situaciones de terrenos complejos o presencia de grandes cuerpos de agua.

La dirección del viento es expresada en función del ángulo azimutal (Z), el cual tiene origen en el Norte (0°) y es incrementado en sentido horario. Para estimar las trayectorias en el sistema de ejes cartesianos, X (Oeste-Este) e Y (Norte-Sur), el ángulo azimutal (Z) se convierte en el ángulo matemático (θ). Este último tiene como origen el Este (0°) con incremento en sentido antihorario. La relación entre estos ángulos está dada por $\theta = \text{mod}(Z - 450^\circ, 360^\circ)$, definida para valores de θ entre 0° y 360° . Si la velocidad del viento es u , luego pueden calcularse las coordenadas del viento para cualquier tiempo t_k mediante su descomposición trigonométrica según:

$$v_{x(t_k)} = u(t_k) \cos \theta(t_k) ,$$

$$v_{y(t_k)} = u(t_k) \sin \theta(t_k) .$$

Los puntos de las trayectorias (X , Y) para el tiempo final t_j se definen por la siguiente expresión:

$$(x_k, y_k) = \begin{cases} x_k(t_j) = \sum_{i=0}^k v_x(t_{j-i}) \Delta t \\ y_k(t_j) = \sum_{i=0}^k v_y(t_{j-i}) \Delta t \end{cases} .$$

Esto vale para $k=1, \dots, N$, siendo Δt , el paso del tiempo, tiempo comprendido entre las mediciones, y N es el número de pasos requeridos para la trayectoria. Posteriormente, cada

punto de la siguiente trayectoria (X_i, Y_j) , expresado en el sistema cartesiano con unidades longitudinales (km), es aproximado en sus correspondientes coordenadas geográficas mediante la siguiente expresión:

$$Latitud = lat_0 + \frac{Y}{110.574}$$

$$Longitud = lon_0 + \frac{X}{111.320 \cos (Latitud)}$$

Para estimar la concentración promedio \hat{C} que pasa por un punto de la grilla de coordenadas (X_i, Y_j) definidos por el usuario, se selecciona la función de densidad núcleo de Epanechnikov (K) aproximando en una zona definida por vecinos de la siguiente forma:

$$K(x) = \begin{cases} 0.75 (1 - x^2), & -1 \leq x \leq 1 \\ 0, & |x| < 1 \end{cases}.$$

La siguiente expresión permite obtener la concentración en un punto de interés:

$$\hat{C}_{(Lon_i, Lat_j)} = \frac{\sum_k K\left(\frac{Lon_j - lon_k}{h}\right) K\left(\frac{Lat_j - lat_k}{h}\right) c_k}{\sum_k K\left(\frac{Lon_j - lon_k}{h}\right) K\left(\frac{Lat_j - lat_k}{h}\right)},$$

donde h es el parámetro de suavizado, que puede ser aproximado mediante una validación cruzada o bien por experiencia del usuario. Según el autor, los resultados presentan baja sensibilidad a la elección de h . Finalmente, se visualiza espacialmente la ubicación de las principales fuentes que contribuyen a las concentraciones del contaminante en el sitio de monitoreo, mediante una escala monocromática que da idea de las zonas de impacto a partir de las concentraciones superiores.

Comparación de los modelos de receptores

A continuación, se muestra un resumen comparativo entre los modelos de receptores aplicados en esta tesis:

Tabla 10. Comparación de los modelos de receptores PCA, PMF y NTA.

Características/ Métodos	PCA	PMF	NTA
Tipo de modelo	Clásico	Clásico	Híbrido
Variable de estudio	Concentraciones de contaminantes	Concentraciones de contaminantes y sus respectivas incertezas.	Concentraciones de contaminantes georreferenciadas (x, y), como una función del tiempo (trayectorias lineales hacia atrás).
Número de especies analizadas	Todas las especies en simultáneo. Además, proporciona información sobre el grado de asociación de las variables involucradas en el estudio.		Un contaminante por análisis.
Tamaño de la base de datos	Medianas – Grandes.		Pequeñas – Medianas- Grandes.
Escala espacial	Local y Regional.		Local.
Capacidad para integrar datos de diferentes sitios de monitoreo	Permite integrar la descripción multivariable, y las observaciones simultáneamente, de forma gráfica.	No presenta la capacidad de interpretar datos de diferentes monitores.	Permite integrar los resultados de las trayectorias inversas en diferentes sitios receptores.
Contempla procesos atmosféricos (físicos y químicos)	No.		Contempla los procesos físicos a través del análisis del viento.
Capacidad para identificar fuentes	Identifica el número de fuentes, sus perfiles y contribución a las muestras.	No identifica el número de fuentes, pero si sus perfiles y las	

		contribuciones a las muestras (positivas).	No identifica número ni tipos de fuentes; sino que requiere del estudio previo del escenario
	Requiere interpretación del usuario para la asignación al tipo de fuentes.		
Capacidad para localizar fuentes	No.		Identifica las áreas de procedencia del contaminante de estudio.
Resultados	Número de fuentes y el peso de cada una, los perfiles de emisión y las contribuciones de las fuentes a las muestras correspondientes.	Perfiles de emisión y las contribuciones de las fuentes a las muestras correspondientes.	Áreas con mayor impacto de contaminantes calculadas a través de las concentraciones de los sitios receptores.

Referencias

1. Walpole, R. E., Myers, R. H., Myers, S. L., & Ye, K. (2007). *Probabilidad y estadística para ingeniería y ciencias* (Nº. TA340. P76 2007.). México: Pearson Educación.
2. Navidi, W. (2006). *Estadística para ingenieros* (Nº.519.5 N325). McGraw Hill Interamericana. ISBN 970-10-5629-9
3. Romero Villafranca, R., & Zúnica Ramajo, L. R. (2013). *Métodos Estadísticos para Ingenieros*. Colección Académica. Editorial UPV.
4. Härdle, W. (1990). *Applied nonparametric regression* (Nº.19). Cambridge University Press.
5. Pan, C. C. (2008). *Identifying and quantifying the impact of air pollution source areas by nonparametric trajectory analysis*. University of Southern California.
6. Belis, C. A., Larsen, B. R., Amato, F., El Haddad, I., Favez, O., Harrison, R. M., ... & Quass, U. (2014). European guide on air pollution source apportionment with receptor models. Report EUR 26080 EN, European Commission, Joint Research Centre. Institute for Environment and sustainability.
7. Hopke, P. K. (2016). Review of receptor modeling methods for source apportionment. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 66(3), 237-259.
8. US EPA. *Receptor Modelling*. Recuperado de <https://www3.epa.gov/scram001/receptorindex.htm>
9. Begum, B. A., Biswas, S. K., & Hopke, P. K. (2007). Source apportionment of air particulate matter by chemical mass balance (CMB) and comparison with positive matrix factorization (PMF) model. *Aerosol and Air Quality Research*, 7(4), 446-468.
10. Tasic, M., Mijic, Z., Rajsic, S., Zekic, A., Perisic, M., & Stojic, A. (2010). Characteristics and application of receptor models to the atmospheric aerosols research. *In Air quality*. InTech.
11. Ethirajan, R., & Mohan, S. (2012). Comparative evaluation of VOC source profiles developed by PMF and UNMIX models. *International Journal of Environmental Science and Development*, 3(5), 450.
12. Shi, G. L., Liu, G. R., Peng, X., Wang, Y. N., Tian, Y. Z., Wang, W., & Feng, Y. C. (2014). A comparison of multiple combined models for source apportionment, including the PCA/MLR-CMB, unmix-CMB and PMF-CMB models. *Aerosol Air Qual. Res*, 14, 2040-2050.

13. Kim, E., Hopke, P. K., Larson, T. V., & Covert, D. S. (2004). Analysis of ambient particle size distributions using unmix and positive matrix factorization. *Environmental Science & Technology*, 38(1), 202-209.
14. Donnelly, A., Misstear, B., & Broderick, B. (2011). Application of nonparametric regression methods to study the relationship between NO₂ concentrations and local wind direction and speed at background sites. *Science of the Total Environment*, 409(6), 1134-1144.
15. Li, M., Huang, X., Zhu, L., Li, J., Song, Y., Cai, X., & Xie, S. (2012). Analysis of the transport pathways and potential sources of PM₁₀ in Shanghai based on three methods. *Science of the Total Environment*, 414, 525-534.
16. Said, A. Y. (2012). *Air quality trends and pollution roses in selected cities of Canada*. Doctoral dissertation, University of Windsor, Canada.
17. Praveen Kumar, G., & Palanivelraja, S. (2014). Spatial Pollution Rose Dispersion Pattern (SPR) of SO₂ in the vicinity of thermal power station at Ennore - Manali area. *International Journal of Engineering Research and Technology*, 3, 2028-2033.
18. Stojić, A., Stojić, S. S., Reljin, I., Čabarkapa, M., Šoštarić, A., Perišić, M., & Mijić, Z. (2016). Comprehensive analysis of PM₁₀ in Belgrade urban area on the basis of long-term measurements. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(11), 10722-10732.
19. Han, Q., Meng, F., Hu, T., & Chu, F. (2017). Non-parametric hybrid models for wind speed forecasting. *Energy Conversion and Management*, 148, 554-568.
20. Jeong, U., Kim, J., Lee, H., & Lee, Y. G. (2017). Assessing the effect of long-range pollutant transportation on air quality in Seoul using the conditional potential source contribution function method. *Atmospheric Environment*, 150, 33-44.
21. NOAA. *HYSPLIT*. Recuperado de <https://www.arl.noaa.gov/hysplit/hysplit/>
22. Uria-Tellaetxe, I., & Carslaw, D. C. (2014). Conditional bivariate probability function for source identification. *Environmental Modelling & Software*, 59, 1-9.
23. Cheng, H., Small, M. J., & Pekney, N. J. (2015). Application of nonparametric regression and statistical testing to identify the impact of oil and natural gas development on local air quality. *Atmospheric Environment*, 119, 381-392.
24. Zhang, Z. Y., Wong, M. S., & Lee, K. H. (2015). Estimation of potential source regions of PM_{2.5} in Beijing using backward trajectories. *Atmospheric Pollution Research*, 6(1), 173-177.

25. Cahill, T. A., Barnes, D. E., Lawton, J. A., Miller, R., Spada, N., Willis, R. D., & Kimbrough, S. (2016). Transition metals in coarse, fine, very fine and ultra-fine particles from an interstate highway transect near Detroit. *Atmospheric Environment*, 145, 158-175.
26. Grange, S. K., Lewis, A. C., & Carslaw, D. C. (2016). Source apportionment advances using polar plots of bivariate correlation and regression statistics. *Atmospheric Environment*, 145, 128-134.
27. Porta, A. A., Sanchez, E. Y., & Colman Lerner, J. E. (2018). *Calidad del aire. Monitoreo y modelado de contaminantes atmosféricos. Efectos en la salud pública*. Editorial de la Universidad Nacional de La Plata (EDULP), Argentina. ISBN: 978-950-34-1682-2.
28. Simon, H., Beck, L., Bhawe, P. V., Divita, F., Hsu, Y., Luecken, D., ... & Strum, M. (2010). The development and uses of EPA's SPECIATE database. *Atmospheric Pollution Research*, 1(4), 196-206.
29. Pernigotti, D., Belis, C. A., & Spano, L. (2016). SPECIEUROPE: The European data base for PM source profiles. *Atmospheric Pollution Research*, 7(2), 307-314.
30. Pachon, J. E. "Modelos de receptor: aplicación en la planificación de la calidad del aire". Universidad Nacional de La Salle. Santiago de Cali, Colombia. 05 de septiembre 2017.
31. Hopke, P. K. (Ed.). (1991). *Receptor modeling for air quality management*. Elsevier.
32. Viana, M., Amato, F., Alastuey, A., Querol, X., Moreno, T., García Dos Santos, S., ... & Fernández-Patier, R. (2009). Chemical tracers of particulate emissions from commercial shipping. *Environmental Science & Technology*, 43(19), 7472-7477.
33. Officer, S. J., Kravchenko, A., Bollero, G. A., Sudduth, K. A., Kitchen, N. R., Wiebold, W. J., ... & Bullock, D. G. (2004). Relationships between soil bulk electrical conductivity and the principal component analysis of topography and soil fertility values. *Plant and Soil*, 258(1), 269-280.
34. Critto, A., Carlon, C., & Marcomini, A. (2003). Characterization of contaminated soil and groundwater surrounding an illegal landfill (S. Giuliano, Venice, Italy) by principal component analysis and kriging. *Environmental Pollution*, 122(2), 235-244.
35. Dos Santos, J. S., De Oliveira, E., Bruns, R. E., & Gennari, R. F. (2004). Evaluation of the salt accumulation process during inundation in water resource of Contas river basin (Bahia–Brazil) applying principal component analysis. *Water Research*, 38(6), 1579-1585.
36. Loska, K., & Wiechuła, D. (2003). Application of principal component analysis for the estimation of source of heavy metal contamination in surface sediments from the Rybnik Reservoir. *Chemosphere*, 51(8), 723-733.

37. Pérez-Arribas, L. V., León-González, M. E., & Rosales-Conrado, N. (2017). Learning principal component analysis by using data from air quality networks. *Journal of Chemical Education*, 94(4), 458-464.
38. Barrera López, V. A. (2005). *Caracterización elemental de PM15 y PM2.5 para la identificación de fuentes contaminantes en la ZMCM*. Tesis de maestría. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.
39. Behrentz Valencia, E., Sánchez Morcote, N., Magdalena, F. D. R., & Rodríguez Vargas, P. (2009). Elementos técnicos del plan decenal de descontaminación de Bogotá.
40. Meyers, L. S., Gamst, G., & Guarino, A. J. (2016). *Applied multivariate research: Design and interpretation*. Sage Publications.
41. Kaiser, H. F. (1958). The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. *Psychometrika*, 23(3), 187-200.
42. Paatero, P., & Tapper, U. (1994). Positive matrix factorization: A non-negative factor model with optimal utilization of error estimates of data values. *Environmetrics*, 5(2), 111-126.
43. Anttila, P., Paatero, P., Tapper, U., & Järvinen, O. (1995). Source identification of bulk wet deposition in Finland by positive matrix factorization. *Atmospheric Environment*, 29(14), 1705-1718.
44. Soonthornnonda, P., & Christensen, E. R. (2008). Source apportionment of pollutants and flows of combined sewer wastewater. *Water Research*, 42(8-9), 1989-1998.
45. Singh, K. P., Malik, A., Singh, V. K., & Sinha, S. (2006). Multi-way data analysis of soils irrigated with wastewater—A case study. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 83(1), 1-12.
46. Bzdusek, P. A., Christensen, E. R., Lee, C. M., Pakdeesusuk, U., & Freedman, D. L. (2006). PCB congeners and dechlorination in sediments of Lake Hartwell, South Carolina, determined from cores collected in 1987 and 1998. *Environmental Science & Technology*, 40(1), 109-119.
47. Lu, J., Jiang, P., Wu, L., & Chang, A. C. (2008). Assessing soil quality data by positive matrix factorization. *Geoderma*, 145(3-4), 259-266.
48. Vaccaro, S., Sobiecka, E., Contini, S., Locoro, G., Free, G., & Gawlik, B. M. (2007). The application of positive matrix factorization in the analysis, characterisation and detection of contaminated soils. *Chemosphere*, 69(7), 1055-1063.

49. Paatero, P., & Tapper, U. (1994). Positive matrix factorization: A non-negative factor model with optimal utilization of error estimates of data values. *Environmetrics*, 5(2), 111-126.
50. Polissar, A. V., Hopke, P. K., Paatero, P., Malm, W. C., & Sisler, J. F. (1998). Atmospheric aerosol over Alaska: 2. Elemental composition and sources. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 103(D15), 19045-19057.
51. Buzcu, B., & Fraser, M. P. (2006). Source identification and apportionment of volatile organic compounds in Houston, TX. *Atmospheric Environment*, 40(13), 2385-2400.
52. Hui, L., Liu, X., Tan, Q., Feng, M., An, J., Qu, Y., ... & Jiang, M. (2018). Characteristics, source apportionment and contribution of VOCs to ozone formation in Wuhan, Central China. *Atmospheric Environment*, 192, 55-71.
53. Song, Y., Shao, M., Liu, Y., Lu, S., Kuster, W., Goldan, P., & Xie, S. (2007). Source apportionment of ambient volatile organic compounds in Beijing. *Environmental Science & Technology*, 41(12), 4348-4353.
54. Norris, G., Duvall, R., Brown, S., & Bai, S. (2014). EPA positive matrix factorization (pmf) 5.0 fundamentals and user guide prepared for the US Environmental Protection Agency Office of Research and Development, Washington, D.C. Inc., Petaluma.
55. US EPA. *Positive Matrix Factorization Model for environmental data analyses*. Recuperado de <https://www.epa.gov/air-research/positive-matrix-factorization-model-environmental-data-analyses>. Accedido 2016.
56. Comero, S., Capitani, L., & Gawlik, B. M. (2009). Positive Matrix Factorisation (PMF)—An introduction to the chemometric evaluation of environmental monitoring data using PMF. *Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg*, 59.
57. Henry, R. C. (2005 – 2006). Internal Communication and Notes.
58. Henry, R. C. (2008). Locating and quantifying the impact of local sources of air pollution. *Atmospheric Environment*, 42(2), 358-363.
59. Henry, R. C., Chang, Y. S., & Spiegelman, C. H. (2002). Location Nearby Sources of Air Pollution by Nonparametric Regression of Atmospheric Concentration on Wind Direction. *Atmospheric Environment*, 36(13), 2237-2244.
60. Yu, K. N., Cheung, Y. P., Cheung, T., & Henry, R. C. (2004). Identifying the impact of large urban airports on local air quality by nonparametric regression. *Atmospheric Environment*, 38(27), 4501-4507.

61. Henry, R., Norris, G. A., Vedantham, R., & Turner, J. R. (2009). Source region identification using kernel smoothing. *Environmental Science & Technology*, 43(11), 4090-4097.

CAPÍTULO 3: METODOLOGÍA

El esquema propuesto en este capítulo permite abordar la identificación de problemas comunes locales de contaminación atmosférica y/o de mala calidad del aire a través del análisis de bases de datos asequibles en la región y la aplicación de las herramientas desarrolladas conceptualmente en el Capítulo 2. A continuación se presenta un esquema simplificado de bloques de la metodología aplicada en esta tesis (Figura 9):

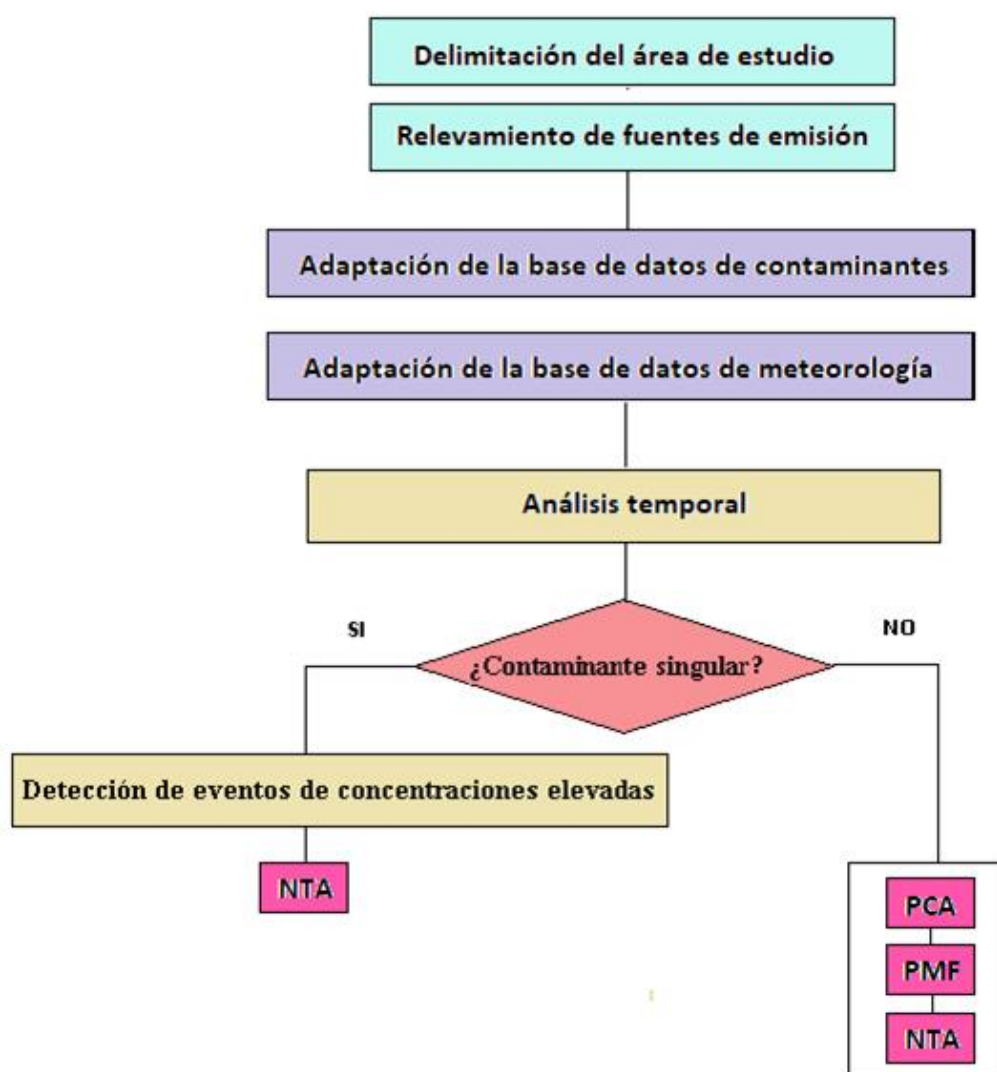


Figura 9. Esquema de la metodología.

Bloque 1: Estudio de la región - Relevamiento de fuentes

Bloque 1a) Delimitación del área de estudio

En esta instancia debe delimitarse el dominio de estudio, cuya región demarcada debe permitir realizar un análisis a escala local. Por lo general, el dominio es definido por el área de incumbencia del usuario, que puede extenderse a una ciudad o partido, siempre y cuando el sitio de receptor (central de monitoreo, punto de muestreo) sea representativo del entorno. Es crucial que en este paso se contemplen las principales fuentes de emisión, tanto antropogénicas como naturales, aun cuando las mismas se encuentren fuera del dominio de estudio, debido a que puede ayudarnos a interpretar los resultados y ampliar el estudio con otras herramientas complementarias y/o de escala regional, de ser necesario. En el estudio de la calidad del aire, es importante construir un registro histórico de eventos que pudieron afectar o afectaron al nivel de contaminación atmosférica; por ejemplo, focos de incendios naturales, presencia de cenizas, quema de basura, entre otras.

Para la aplicación de modelos híbridos de receptor, se requiere de la definición del dominio bajo estudio en términos de latitud y longitud, también conocido como polígono, brindado a partir de un archivo (.txt) con un formato de separación por tabulaciones. El formato debe corresponder a la convención “WGS 84” del Sistema Internacional de Geodesia, considerado estándar para las áreas de geodesia, cartografía, y navegación, con la proyección EPSG:4326 [1-2] utilizada para la representación de la cartografía a nivel mundial.

De no contar con el polígono, una forma práctica la obtenerla es accediendo a OpenStreetMaps (OMS) [3], una plataforma libre para la creación de mapas editables, de uso libre y gratuito, a través de los siguientes pasos:

Búsqueda del identificador de relación (OSM relation ID)

La plataforma dispone de un buscador para obtener un código ID de la región de estudio utilizando como palabra clave el nombre de la localidad, el partido, el estado, entre otras. Una vez encontrada la región se muestra una vista preliminar del polígono delimitado. Por ejemplo, el valor del ID correspondiente a la ciudad de La Plata es 3266014.

Obtención del polígono

La obtención de la geometría se realiza a través de la plataforma con el código ID del área estudio, en los siguientes formatos **poly**, GeoJSON, WKT o bien, como imagen. La información del polígono se debe guardar en un archivo que contenga tres columnas separadas por tabulaciones: la primera vacía de contenido, la segunda con los valores de longitud y la tercera la latitud, estas últimas expresadas en unidades de grados decimales.

Bloque 1b) Relevamiento de fuentes de emisión

Una descripción de las fuentes de emisión, presentes en el área de estudio, y fuera de la misma si se consideran de peso (por ejemplo, volcanes en erupción) es necesaria para un análisis fundado. El relevamiento debe considerar las siguientes particularidades:

- Delimitación espacial:

Especificando si se trata de una fuente fija, móvil, areal, lineal o puntual. Es importante destacar el área geográfica de estas fuentes para complementar con los resultados de los modelos de receptor.

- Condiciones operativas:

Emisión: Caracterización de los efluentes gaseosos (tipo y cantidad). El registro de los caudales máxicos de los contaminantes emitidos permite identificar las fuentes de mayor peso, y posteriormente el desarrollo de políticas de mitigación.

Períodos de operación: Independientemente del tipo de fuente debe poder delimitarse el período temporal de mayor emisión, ya sea un camino o ruta donde se aprecia el número y tipo de vehículos circundantes y los horarios de mayor tránsito, o bien una fuente fija con un tiempo operativo, identificando la cantidad de horas por día/semana que se encuentra funcionando, parada de plantas, entre otras variantes.

Bloque 2: Preprocesamiento de los datos

En este bloque se trabaja con registros de datos de monitoreo de contaminantes y/o las especies asociadas, en conjunto con los parámetros meteorológicos. Se entiende por base de datos de contaminantes a las concentraciones o niveles de los contaminantes observados en el sitio receptor en un lapso de tiempo de observación. Por lo general, el registro de niveles de

contaminantes asociados a monitoreos continuos suele ofrecer un resultado promediado en una hora de medición.

En términos de contaminación atmosférica y calidad del aire, los niveles de concentraciones toman valores medios (aritméticos o móviles) horarios, en un intervalo temporal inferior a 24 horas, diarios y anuales. La metodología propuesta requiere de base, el armado de una matriz de datos de niveles de contaminantes horarios y de parámetros meteorológicos asociados, siendo estos últimos de igual o menor resolución. Por un lado, de encontrarse datos de contaminantes con una resolución superior, se estima aritméticamente un valor medio. Por otro lado, al momento de evaluar el cumplimiento de valores guías con promedios de intervalos temporales superiores, se requiere del 75% de las observaciones horarias.

Asimismo, las bases de datos de contaminantes pueden presentar valores faltantes (que el sensor no pudo registrar un valor, por diferentes motivos) y valores por debajo del límite de detección de las metodologías. Existen diversos criterios estadísticos para resolver estas situaciones, los cuales dependen del número de datos disponible y de la naturaleza de la variable a imputar.

Bloque 2a) Adaptación de la base de datos de contaminantes

El acondicionamiento de datos de contaminantes se realiza bajo un criterio conservador. Cabe recordar que un valor no detectado implica que el nivel del contaminante se encuentra por debajo del límite de detección del método (sensibilidad del método analítico utilizado) en el período observado. En cambio, un caso más desfavorable resulta ser un valor faltante, debido a que la falta de registro puede estar asociado a factores ajenos a la presencia de contaminantes en la atmósfera, dificultando la imputación del registro gracias a la aleatoriedad característica de las variables y los factores que la definen. Las situaciones comunes que dan lugar a valores faltantes pueden estar relacionadas a episodios específicos tales como precipitaciones y nevadas que generan la dilución de los contaminantes en el aire, fallas/calibración/mantenimiento en el equipo de monitoreo y periodos no monitoreados por decisiones de los agentes intervinientes.

Valores faltantes

Existen distintas estimaciones estadísticas para la aproximación de un valor no disponible, siendo la más utilizada la imputación del “no valor” con la media geométrica del conjunto de

datos observados. Dado que las técnicas comunes no contemplan factores relacionados a la emisión, como el espacio temporal y las direcciones de vientos, en el desarrollo de esta tesis se decide a priori no imputar el valor del mismo. En tal sentido, estos registros son eliminados de la base de datos a procesar.

Valores menores al límite de detección

Análogamente a los valores faltantes, en calidad del aire existen diversos criterios para imputar al registro como una fracción del valor del límite de detección del método. Dado que el foco de la presente tesis está en relacionado a las emisiones de concentraciones superiores, se propone una aproximación conservadora reemplazando el valor por dicho límite.

Bloque 2b) Adaptación de la base de datos meteorológica

Constituida por datos medidos en superficie de parámetros meteorológicos como temperatura (°C), humedad relativa (%), velocidad (km h⁻¹) y dirección (°) del viento, nubosidad (octavos), radiación (W m⁻²), presión atmosférica (hPa), tomados en el lugar del sitio receptor o en una estación de monitoreo representativa de la región a evaluar. Los registros asociados a datos faltantes de un parámetro meteorológico pueden ser aproximados por la media geométrica. Esto se considera válido cuando el parámetro se encuentra comprendido en un intervalo temporal que dista como máximo una hora de los valores adyacentes, reduciéndose a la mitad para los parámetros que describen al viento debido a su aleatoriedad. De ser válida la estimación se realiza una interpolación lineal, destacando la necesidad de trabajar el viento como un vector expresado en un sistema cartesiano ($viento_x$, $viento_y$) a través de las siguientes expresiones:

$$\theta = \text{mod} (450^\circ - \text{azimut}, 360^\circ) ,$$

donde la función *mod* devuelve el resto de la división entre la diferencia de 450° y la dirección observada en grados (azimut) con respecto a 360°;

$$viento_x = \text{velocidad} * \cos (\theta_{\text{radianes}}) ,$$

$$viento_y = \text{velocidad} * \sin (\theta_{\text{radianes}}) .$$

La interpolación lineal es simplemente una relación de peso considerando los dos puntos más próximos (x_{i-1} , y_{i-1}) y (x_{i+1} , y_{i+1}), para estimar el valor del punto (x_i , y_i):

$$y_i = y_{i-1} + (x_i - x_{i-1}) \frac{(y_{i+1} - y_{i-1})}{(x_{i+1} - x_{i-1})} .$$

Bloque 3: Procesamiento de los datos de los contaminantes

Bloque 3a) Análisis temporal

Se plantea el uso de estadísticos descriptivos para interpretar si existen patrones y picos de emisión de los contaminantes, extensible para cualquier sustancia bajo estudio. La evaluación de series temporales, para analizar la presencia de patrones anuales, estacionales y diarios, es una herramienta útil cuando se cuenta con una base histórica de datos, amplia y completa. Como una herramienta complementaria para bases de datos medianas¹ a pequeñas, se puede implementar el estudio de estadísticos, tales como la media, frente a períodos diarios, mensuales, estacionales y anuales, que además permite ajustar las concentraciones de contaminantes regulados para observar el cumplimiento de las normas vigentes. Este análisis nos provee un panorama de los contaminantes de mayor impacto, de los patrones de emisión y de los niveles de calidad del aire en la región.

Una vez detectado el período de interés, debe acompañarse este estudio con un análisis de vientos. Por lo general, la herramienta más sencilla para visualizar e interpretar frecuencia de vientos es “la rosa de los vientos”, disponible en software de licencia libre. Para profundizar el análisis e integrar datos de calidad del aire (concentraciones observadas de un contaminante) con direcciones del viento, se puede proyectar la relación mediante el uso de una “rosa de contaminación”. En esta tesis se utiliza Python, lenguaje en auge por su simplicidad, bibliotecas disponibles y capacidad de procesamiento, para graficar rosas de viento con la biblioteca “windrose 1.6.5”, y cuya salida puede ser adaptada a una rosa de contaminación modificando el código.

Se conoce que la mala dispersión de contaminantes tiene influencia en episodios de contaminación del aire; por lo tanto, es fundamental evaluar la relación entre concentraciones máximas de los contaminantes y los parámetros meteorológicos. De esta forma, pueden estudiarse patrones de mala dispersión y su influencia en los niveles contaminación del aire.

¹ Se consideran base de datos medianas a aquellas conformadas con observaciones de aproximadamente 100 a 1000 datos. Por debajo de dicha cantidad de registros, es considerada aquí como una base pequeña.

Bloque 3b) Detección de eventos de concentraciones elevadas

El análisis de detección de eventos **es válido sólo para contaminantes regulados**, denominados contaminantes criterio, que describen el nivel de contaminación atmosférica en una región mediante un índice de calidad del aire. En este paso, se estima la calidad del aire en forma horaria, la cual suele ser la resolución de los datos de calidad, como el mayor índice de calidad del aire entre las sustancias criterios (ver Capítulo 1). El índice de calidad del aire que se aplica en esta metodología es el propuesto por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (US EPA, [4]).

1- Adaptación de los datos

Las concentraciones (C) observadas de los contaminantes criterio en el sitio de monitoreo se deben aproximar a partir de la integración de la media móvil al período de tiempo establecido por la agencia. Para cada hora evaluada, se estiman los índices de calidad del aire con la media móvil dentro de un período de 24 horas para el material particulado (MP_{10}), 8 horas para el monóxido de carbono (CO) y el ozono (O_3), y por último, 1 hora para el dióxido de azufre (SO_2) y el dióxido de nitrógeno (NO_2). Cabe destacar que no se consideran los valores perdidos a la hora de estimar los promedios de las concentraciones y, en particular, no se contempla un valor medio móvil para el material particulado cuando la cantidad de datos disponibles no puede describir 18 horas de las 24 horas a aproximar (75%).

2- Cálculo del índice de calidad del aire (ICA)

Una vez obtenidas las concentraciones promediadas (\bar{C}) se calcula el valor del rango correspondiente al ICA horario, para cada contaminante criterio, asociando la concentración resultante a los rangos establecido por la agencia. El valor del índice representativo del sitio de muestreo que determina la calidad del aire en el mismo, y a un momento dado, está gobernado por el contaminante conocido como “dominante” que presenta el valor máximo del ICA.

3- Criterio de selección de eventos

En esta instancia, se define como evento a aquel espacio temporal en el cual se presenta una calidad del aire con una categoría de interés para el usuario. En esta tesis, se considerarán aquellas categorías iguales o mayores a “insalubre para grupos sensibles” como criterio de selección.

En resumen, en el estudio de la distribución de fuentes se aconseja, de ser factible, realizar las dos etapas de análisis mencionadas previamente en el procesamiento de los datos de los contaminantes (Bloque 3), debido a que cada una de ellas ofrece información clave para poder definir, y posteriormente, interpretar el escenario bajo estudio. Por lo tanto, particularmente en los modelos híbridos, el uso del mismo sin un criterio de análisis puede arrojar resultados y conclusiones erróneas.

Bloque 4: Aplicación de Modelos de Receptores

Bloque 4a) Modelos de receptores para contaminantes criterio

Frente a contaminantes criterio, la aplicación de modelos de receptores clásicos no es apropiada. En tal sentido, la elección de un modelo híbrido que contemple los parámetros de vientos es adecuada. Con una evaluación preliminar realizada mediante el esquema propuesto en el bloque 3, se determinan los **períodos temporales** para obtener la estimación espacial de las fuentes de emisión. En la elaboración de esta tesis, se ha utilizado un modelo de análisis no paramétrico de las trayectorias (NTA) [5] como modelo de receptor híbrido. Este modelo hace uso de datos de concentraciones observadas en el sitio receptor.

Los **períodos temporales** más frecuentes suelen ser:

- Dia/Noche: Interpretación de la distribución de fuentes durante el día y la noche, donde las horas comprendidas en cada intervalo temporal son elegidas según criterio del usuario.
- Estacional: Interpretación de la distribución de fuentes durante estaciones del año. Por lo general, en meteorología suele definirse como verano a los tres meses a partir del 1^{ro} de diciembre (o sea diciembre, enero y febrero), y así extensivamente para las demás estaciones.
- Mensual: Interpretación de la distribución de fuentes durante meses, si se desea analizar variaciones de concentración asociadas presumiblemente a los tiempos de producción de las industrias de peso de la región.
- Eventos: Interpretación de la distribución de fuentes durante eventos. Frente a la detección de una mala calidad del aire, se estima las zonas de procedencia del contaminante dominante que pudieron dar lugar al mismo.

La elección del **período temporal** no sólo es un criterio que permite aproximar mejor el reparto de fuentes en una región, sino que, también, permite reducir el tiempo de cálculo del modelo. No existe actualmente un software disponible que permita el ingreso de concentraciones observadas y un intervalo temporal para detectar fuentes espacialmente; por lo tanto, en este trabajo se realiza una programación en lenguaje Python a partir de las pautas del trabajo de Henry (2008) respecto del modelo.

Parámetro de análisis de trayectorias

Un parámetro clave en la aplicación de los modelos que contemplan trayectorias hacia atrás es el **tiempo a retrotraer las concentraciones observadas**, expresado en minutos. Como no existe un tiempo predeterminado que ajuste a todas las regiones de estudio, el mismo debe ser estimado en función de:

- Un inventario de emisiones

Cuando se cuenta con información de los caudales de emisión de las fuentes para el contaminante bajo estudio y su respectiva ubicación geográfica (polígonos georreferenciados), se puede realizar una aproximación del tiempo, a partir de las direcciones de vientos más frecuentes y la distancia media al sitio receptor de las fuentes. Luego, en una primera aproximación, el tiempo a retrotraer puede estimarse como la razón de la distancia media (km) y la velocidad más frecuente (km h^{-1}).

- Aproximaciones sucesivas

Cuando no se cuenta con un inventario de emisiones de los contaminantes, pero sí de las fuentes de emisión de mayor peso, el tiempo de retrotrayectorias se estima mediante la simulación del modelo. El resultado del NTA arroja una zona de mayor probabilidad de ubicación de fuentes; luego el solapamiento de esta zona con la distribución espacial de las fuentes de emisión conocidas permite establecer el tiempo de retrotrayectorias.

Como puede observarse, ya sea por aproximaciones sucesivas o mediante un inventario de emisiones, el tiempo de retrotrayectorias se estima para cada análisis en particular. Es decir, dependerá tanto del contaminante bajo estudio como del período temporal que se desea estudiar.

Una vez conocido el tiempo de retrotrayectorias debe estimarse el **paso temporal** que define a las trayectorias, básicamente dado por el número de puntos que las componen. A mayor

cantidad de puntos mejor será la resolución y aproximación para ajustar la solución, pero se verá fuertemente incrementado el costo computacional. Inicialmente, el valor del paso temporal puede calcularse como la razón entre el tiempo de retrotrayectoria y un valor entero entre 10 y 20.

Parámetros específicos de la regresión no paramétrica

La elección del parámetro de **ancho de ventana**, en nuestro modelo denotado con la letra “ h ”, hace referencia al radio que toman cada uno de los valores estimados de concentración en el dominio de cálculo, para aproximarlos en un punto espacial a partir de las retrotrayectorias. El valor del ancho de ventana se estima estadísticamente para el período impuesto por el usuario según la técnica de *validación cruzada dejando uno fuera (LOOCV, Leave-one-out cross-validation)* [6], mediante una iteración en la cual se estima cada dato de concentraciones observadas a partir de los restantes. Esta técnica estima el ajuste del mejor parámetro mediante el error asociado a la estimación de todo el conjunto de datos; por lo tanto, el parámetro que arroje un menor error será el utilizado para la regresión no paramétrica. La evaluación *LOOCV* arroja un error inferior respecto a otros enfoques de validación cruzada, pero presenta un alto costo computacional. Al graficar el error versus el parámetro se forma una curva en la cual se puede apreciar un mínimo, con el valor de h óptimo. De experiencias previas, el valor de h no requiere de una intensa búsqueda; una aproximación válida puede obtenerse mediante la aplicación de la regresión, observando si existe una sobreestimación en las zonas marcadas (h mayor al óptimo) o una subestimación que se visualiza con zonas pequeñas (h menor al óptimo).

El desarrollo de una **grilla** rectangular/cuadrada, en conjunto con la delimitación de la región de estudio (bloque 1), debe ser representativa de la escala de análisis y de los tiempos de trayectorias, debido a que estas últimas definen las distancias máximas alcanzadas respecto al sitio receptor. Luego, centrándose en el centro de muestreo/monitoreo se estima la variable estudiada (concentración de contaminante) para una grilla de dimensión cuadrada inicial de 10 km. Ésta puede ajustarse durante el proceso iterativo en función de las necesidades del estudio. La resolución de la grilla (en km) es factor de peso a la hora de realizar la regresión, y como primera aproximación el valor de la resolución debe ser inferior al h óptimo. No se cuenta con un valor estándar; por lo tanto, se propone para una primera aproximación que la resolución de la grilla se estime como la razón de entre h óptimo y un valor “aleatorio” comprendido entre 2 y 5.

Tanto la grilla como su resolución se encuentran predefinidos a la hora de realizar un estudio de NTA, destacándose que la modificación de los mismos por el usuario mejora principalmente la resolución del resultado, teniendo una fuerte incidencia en los costos computacionales.

Una vez obtenido el resultado del modelo, de concentraciones asociadas a latitud y longitud (en un formato .txt), se sirve en un software para visualizar la información geoespacial. Durante esta tesis se ha servido los datos en el QGIS [7], software libre disponible actualmente para las plataformas Windows, Mac, Linux, BSD y próximamente Android, utilizando la capa de información geográfica de *open-layer* disponible en el software.

Las zonas asociadas a concentraciones máximas están presumiblemente asociadas a las áreas de potencial contribución al sitio receptor. La clasificación de dichas concentraciones que finalmente se mostrará en una escala cromática puede confeccionarse a partir de diferentes criterios estadísticos (percentiles, intervalos iguales, desviaciones respecto de la varianza, entre otros).

Bloque 4b) Modelos de receptores para datos de contaminantes no criterio

Las bases de datos caracterizada en sus especies químicas, por lo general, son resultantes de campañas de monitoreo con fines de investigación científica, dado que carecen de interés para los organismos gubernamentales por no estar reglamentadas. Estas bases de datos son ricas en especies químicas capaces de proporcionar información e identificar patrones de emisión de fuentes, como función de correlaciones entre sus concentraciones. A continuación, **se propone una metodología de tres pasos** para contabilizar las fuentes de impacto en la región, estimar la composición química de los perfiles con sus correspondientes contribuciones a las muestras, y, por último, estimar las zonas de procedencia de las fuentes a partir de sus contribuciones.

1. Determinación del número de fuentes

En esta instancia es importante resaltar la necesidad del análisis de las especies de peso en función del preprocesamiento de la base de datos (bloque 2), es decir, aquellas especies que puedan ofrecer información respecto de las fuentes, que presentan un número superior al 75% de los datos disponibles (observados y por encima del límite de detección). Una vez obtenida la matriz de datos de calidad ya clasificada, la misma debe ordenarse guardando en las filas cada muestra y en sus columnas las especies de peso a estudiar. En este trabajo, se utiliza el software libre estadístico **R commander** [8]; mediante el comando "*princomp*" accedemos a

descomponer los datos originales con PCA, indicando que la misma se lleve a cabo a partir de la matriz de correlaciones (`cor=TRUE`). Cabe destacar que, por defecto, el PCA suele ser utilizado mediante la matriz de covarianza, sin embargo, este criterio no es apropiado ya que el rango entre las varianzas entre las especies es amplio. Los comandos para realizar un estudio mediante PCA se muestran a continuación:

```
resultados = princomp(data, cor=TRUE),  
  
summary(resultados),
```

donde `data` es la matriz de datos de concentraciones adaptada. Luego, mediante el comando “*summary*” se obtiene el resumen del análisis, en el cual se accede a los autovalores que describen a la matriz de los datos y a la varianza explicada por cada uno de ellos. Como se mencionó en el capítulo 2, existen distintos criterios para identificar el número de fuentes que describen a la base de datos, recordando que el número de fuentes o factores se interpreta en la técnica como número de autovalores. Luego, la elección de la cantidad de fuentes puede obtenerse a partir de:

- cantidad de autovalores que presenten valores mayores a 1.
- porcentaje (%) de la varianza explicada; luego el porcentaje elegido (superior a 70%) da idea de la cantidad de datos representados por el número correspondiente de autovalores.

2. Estimación de perfiles de fuentes y sus contribuciones

La estimación de la matriz de los perfiles de fuentes y la correspondiente matriz de contribución por muestra requiere del ingreso de los siguientes datos [9-11]:

- número de fuentes,
- matriz de incertidumbres asociada a la matriz de datos,
- semilla, por tratarse de un método iterativo.

El número de fuentes es estimado en el paso anterior, mientras que la semilla a utilizar es definida por el usuario y debe permanecer constante para asegurarnos la repetitividad de los resultados. En cuanto a la matriz de las incertidumbres (U), como se mencionó en el capítulo anterior, puede ser estimada mediante las ecuaciones 1 y 2 (Ec. 1 y Ec. 2), descriptas en el capítulo 2 si no se cuenta con datos experimentales, haciendo uso de los valores de límites de

detección de los métodos (*Method Detection Limit, MDL*) y el porcentaje de error experimental (ef) que oscila entre 5% y 20%, recordando que, u_{ij} es el valor de la incertidumbre para la especie j en la muestra i , para la matriz de concentraciones X . Cabe destacar que, en el acondicionamiento de los datos de los contaminantes, las muestras con concentraciones inferiores al límite de detección fueron reemplazadas por el valor del mismo (bloque 2).

El software presenta una interfaz amigable que nos permite observar:

- relación entre las concentraciones observadas versus su incerteza:

además de calcular los estadísticos descriptivos como el mínimo, percentil 25, percentil 50 (mediana), percentil 75 y el máximo, en esta instancia puede eliminarse aquellas especies que presentan una mala relación entre valores observados y su incerteza (*signal to noise ratio, S/N*). Los valores para categorizarlas como una especie fuerte (*strong*) es S/N mayor a 1,0, débil (*weak*) S/N comprendido entre 0,5-1,0, y mala (*bad*) para S/N inferiores a 0,5 [9,12]. De esta forma, aquellas especies categorizadas como malas no son tenidas en cuenta en el modelado, y las débiles presentan menor influencia.

- relación entre dos concentraciones observadas;
- variación temporal de cada especie, lo cual permite identificar eventos de emisiones superiores.

Una vez clasificadas las especies según su relación S/N , se procede a ejecutar el modelo mediante el comando *Run* en la primera parte correspondiente a *Base Model Runs*. En esta solapa debe ingresarse el número de fuentes (*Number of factors*), la semilla (*Seed Number*) y el número de iteraciones (*Number of Runs*). Al finalizar puede observarse para cada iteración en la solapa de caja de resumen “*Base Model Run Summary*”, si existe solución (si converge) y su respectivo valor de la función objetivo en su forma robusta (Q_{robust}) y real (Q_{true}). Al ejecutarse el modelo nos permite evaluar mediante salidas gráficas:

- el residuo del modelo por especie,
- la relación entre el valor observado y modelado por cada especie mediante gráfico de dispersión y temporal,
- la contribución de cada especie a las fuentes en términos de concentración y en su aporte temporal,

- el resumen de las contribuciones por especie a cada fuente/factor conocido como “*fingerprint contribution*”, y
- la relación entre las fuentes, para observar si son colineales o no; idealmente se busca que sean distintas y, de ser similares (colineales), deben agruparse, pudiendo hablar de “tipos de fuentes” en lugar de “fuente”.

Además, la información modelada se puede exportar en distintos formatos de archivos: delimitado por tabulaciones (.txt), separado por comas (.csv) o libro de trabajo de excel (.xls/.xlsx). En este resumen se pueden obtener, en forma numérica, los perfiles de emisión de las fuentes estimadas y sus correspondientes contribuciones a las muestras. Al finalizar, deberán poder identificarse las fuentes estimadas a partir de las especies que las componen mediante un inventario de emisiones, datos experimentales o estudios previos en áreas similares (por ejemplo, relaciones entre especies, especies marcadoras de procesos, entre otras).

3. Estimación geoespacial de las fuentes

La matriz de contribuciones de cada fuente permite estimar la identificación espacial mediante el modelo NTA, dando una idea de las zonas de origen. Para la misma se aplica el modelo de retrotrayectorias previamente enunciado, donde la base de datos de entrada del modelo son las contribuciones asociadas a la fuente de interés. De esta forma, se obtiene un mapa de regiones de mayores contribuciones promedios espaciales (en lugar de concentraciones promedios), que permiten observar la región de origen de la fuente estimada para el período de estudio analizado. Este procedimiento debe repetirse para cada fuente encontrada.

Referencias

1. Moritz H. (1984). Geodetic Reference System 1984. Bulletin Géodésique, nº 58, 187- 192.
2. World Geodetic System 1984 (1991). DMA Technical Report.
3. OpenStreetMaps (OSM). Recuperado de <https://www.openstreetmap.org>
4. Air Quality Index (AQI) Basics. *A Guide to Air Quality and Your Health*. Recuperado en: https://www.airnow.gov/index.cfm?action=aqi_brochure.index
5. Henry, R. C. (2008). Locating and quantifying the impact of local sources of air pollution. *Atmospheric Environment*, 42(2), 358-363.
6. Moore, A. W., & Lee, M. S. (1994). Efficient algorithms for minimizing cross validation error. In *Machine Learning Proceedings 1994* (pp. 190-198). Morgan Kaufmann.
7. QGIS. *Un Sistema de Información Geográfica libre y de Código Abierto*. Recuperado de <https://www.qgis.org/es/site/>
8. R CORE TEAM. R. (2013). *A language and environment for statistical computing*. Recuperado de <https://www.R-project.org/>
9. Norris, G., Duvall, R., Brown, S., & Bai, S. (2014). EPA positive matrix factorization (pmf) 5.0 fundamentals and user guide prepared for the US Environmental Protection Agency Office of Research and Development, Washington, D.C.
10. US EPA. Positive Matrix Factorization Model for environmental data analyses. Recuperado de <https://www.epa.gov/air-research/positive-matrix-factorization-model-environmental-data-analyses>. Accedido 2016.
11. Comero, S., Capitani, L., & Gawlik, B. M. (2009). Positive Matrix Factorisation (PMF)—An introduction to the chemometric evaluation of environmental monitoring data using PMF. *Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg*, 59.
12. Reff, A.; Eberly, S.I.; Bhave, P.V. (2007). Receptor modeling of ambient particulate matter data using positive matrix factorization: Review of existing methods. *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 57(2): 146-154.

CAPÍTULO 4: RESULTADOS

En este capítulo se presentan distintos estudios realizados bajo la metodología propuesta, con el fin de maximizar la información disponible para los tomadores de decisiones. La metodología es aplicada a cuatro escenarios de estudio, con características particulares y distintivas entre sí. Los escenarios tienen como característica común que; los sitios de monitoreo están situados en regiones con centros urbanos importantes (en términos de población) en convivencia con industrias de alto impacto en el ambiente emplazadas en complejos industriales. Sin embargo, las bases de datos a las que se pudo acceder presentan características distintivas que ameritan un tratamiento diferencial de los mismos. A destacar, base de datos continuas/discretas y completas/incompletas, cantidad de sitios de monitoreos por escenario de estudio, registro meteorológico y de inmisión en el mismo/distinto sitio receptor, tipos de contaminantes monitoreados y disponibilidad de inventario de emisiones de fuentes.

Estudio de concentraciones elevadas y regiones de procedencia de SO₂ en Gran La Plata

Bloque 1: Estudio de la región

Delimitación del área de estudio

La ciudad de La Plata, capital de provincia de Buenos Aires y cabecera del partido homónimo, conforma junto a los partidos de Ensenada y Berisso el conglomerado urbano conocido como “Gran La Plata”. Según el último censo nacional del 2010 [1], la ciudad es la cuarta más poblada del país, mientras que el conglomerado registra 799.523 habitantes (654.324 habitantes en la localidad de La Plata, 88.470 en Berisso y 56.729 en Ensenada). El acceso al río se considera un punto estratégico para el desarrollo de actividades económicas, lo que define a esta región de estudio como el territorio productivo más relevante de la zona sur de la Región Metropolitana de Buenos Aires. En la actualidad, nuestra región exhibe una serie de fuerzas productivas y capacidades instaladas. Entre ellas se destaca la refinería de petróleo más importante del país, el Astillero Río Santiago, la Universidad Nacional de La Plata, la Universidad Tecnológica Nacional, el Consorcio de Gestión del Puerto La Plata y el Mercado Regional de La Plata. Asimismo, las cadenas de valor alimenticia, química, automotriz, de software, textil, metalmecánica y de la construcción son bloques muy importantes en el aglomerado, con un porcentaje de su capacidad de producción subutilizado. Por lo expuesto hasta aquí, debido al significativo número de habitantes y a la estructura productiva de la región, es que se considera al Gran La Plata una zona potencial a experimentar los efectos de la contaminación atmosférica [2-8].

La desembocadura del río de La Plata al mar presenta un caudal y anchura suficiente para dar lugar al fenómeno de circulación de brisa mar y tierra. Asimismo, se encuentra situado en un área cuya atmósfera presenta una baja capacidad de auto-purificación, principalmente en las estaciones de otoño e invierno [9-12]. Además, el clima de la región corresponde a un tipo húmedo, microtermal - según la clasificación del sistema de Thornthwaite; que contempla el índice global de humedad y la eficiencia térmica-, templado, subtropical, veranos cálidos y sin estación seca (pampeano) – según la Köppen-Geiger [13-14]. Desde el punto de vista geomorfológico, el partido de La Plata se considera como un ámbito de planicie continental caracterizada por tener suaves ondulaciones, mientras que los partidos de Berisso y Ensenada

están situados sobre terrenos de altura de cota inferior, respondiendo a una planicie costera [14-17].

Relevamiento de fuentes

Los niveles de dióxido de azufre (SO₂), uno de los contaminantes criterio, se encuentran relacionados principalmente a las emisiones provienen de procesos de combustión en instalaciones industriales y centrales termoeléctricas [18].

Sobre el puerto del río, desde el año 1925, se emplaza estratégicamente el polo petroquímico – alrededor de 300 hectáreas – compuesto por la refinería más importante del país; y de las principales en América del Sur, seis plantas petroquímicas, entre otros establecimientos industriales (Figura 10). Debido a la similitud de los liberados a la atmósfera, el complejo es considerado como una fuente de emisión areal. Tan sólo la refinería YPF emplazada en La Plata presenta una capacidad de procesamiento de 189.000 barriles de crudo por día. Además, cuenta con una planta de elaboración de lubricantes cuya capacidad diaria es de 860 m³ de bases terminadas. La compañía es considerada líder en Argentina dado que provee más del 50% de la capacidad total en el país, con un total de 333 mil barriles por día a través de sus tres principales refinerías (La Plata - provincia de Buenos Aires, Luján de Cuyo – provincia de Mendoza y Plaza Huincul – provincia de Neuquén). En cuanto al negocio químico a nivel nacional, la capacidad de producción total es de más de 2 millones de toneladas anuales, destinada a segmentos de mercados tales como modificación de naftas, resinas, detergentes, automotor, agroquímico y fertilizantes, entre otros. Siendo la principal productora de hidrocarburos en el país, la misma cuenta con una producción de 530,4 mil barriles diarios equivalentes de petróleo durante el 2010, a nivel nacional. En base a una nueva legislación de la Secretaría de Energía, la empresa dio lugar a la construcción y montaje de una planta de hidrotratamiento de gasoil en el año 2012, buscando obtener una reducción de menos de 50 ppm de azufre en el producto [19-22].

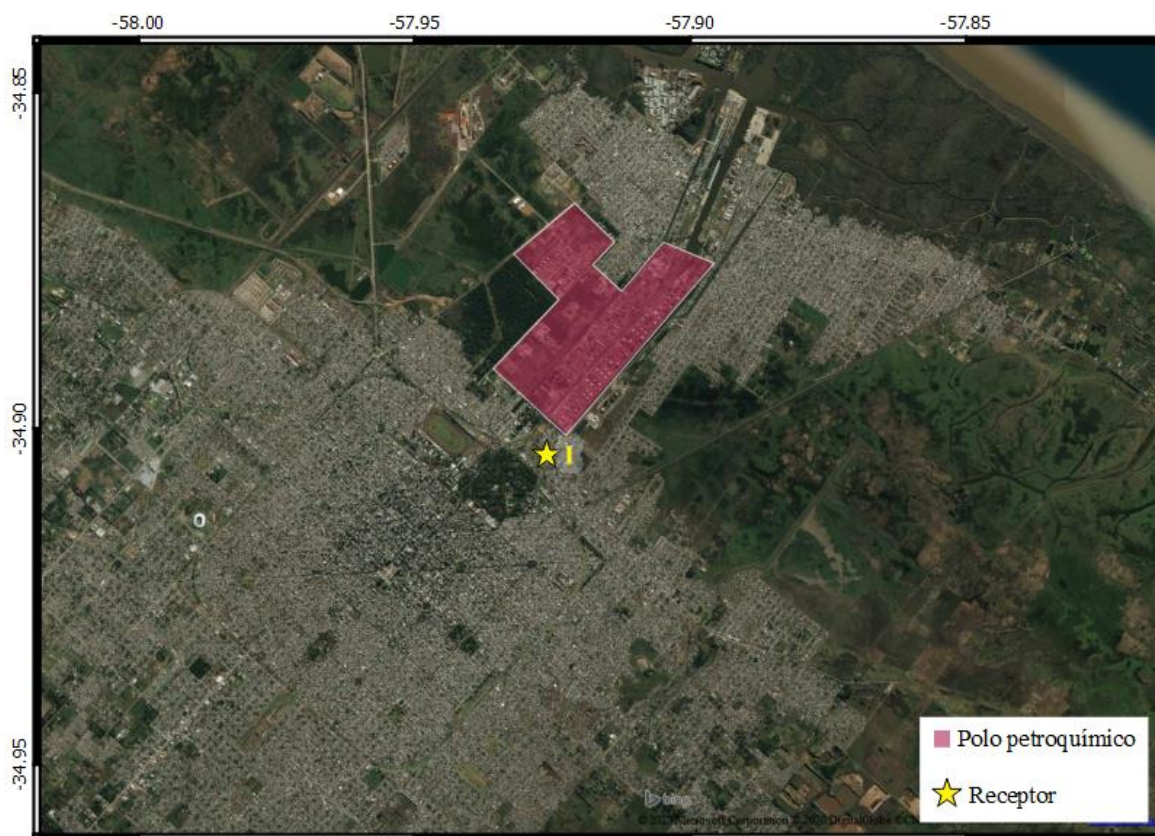


Figura 10. Gran La Plata: sitio de monitoreo (I) y polo petroquímico (polígono rosa).

Bloque 2: Tratamiento de las bases de datos

La base de datos a procesada aquí presenta concentraciones de SO_2 , observadas mediante un analizador continuo basado en el método de espectroscopia óptica de fluorescencia UV (Lear Siegler modelo ML9850). El equipo se situó en la Universidad Tecnológica Nacional – Facultad Regional La Plata (UTN-FRLP), demarcada como sitio de monitoreo “I” ($34^\circ 54' 14''$ S, $57^\circ 55' 34''$ O) en la Figura 10. En simultáneo, se registraron en el mismo sitio, datos de superficie de variables meteorológicas relevantes tales como temperatura, humedad relativa, presión atmosférica, velocidad y dirección del viento, precipitación y radiación solar.

En cuanto al período bajo estudio, el mismo se encuentra limitado por la disponibilidad simultánea de datos de niveles del contaminante y meteorológicos. En tal sentido, el análisis de datos queda comprendido en el período 1999 y 2003.

Adaptación de la base de datos de contaminantes

Para analizar los niveles de contaminación del SO_2 en el aire de la región, se trabaja con una base de datos de concentraciones observadas del contaminante (ppb), para los años 1999, 2000,

2002 y 2003. La misma contiene registros con frecuencias temporales que varían desde milisegundos hasta 5 minutos. Bajo un criterio conservador, aquellas observaciones cuyas concentraciones del contaminante estaban por debajo del límite de detección fueron reemplazadas por el valor del mismo (1 ppb).

Para el armado de la base de datos horarios, el siguiente estudio calculó los promedios horarios como valores medios aritméticos para aplicar los distintos criterios de contaminación (tanto legislativos como asociados al índice de calidad del aire). Como se expuso en la metodología, los períodos con valores perdidos de concentraciones no fueron aproximados. Finalmente, la base se considera incompleta debido a dos motivos: uno, no contempla datos para todos los días comprendidos en el período, y dos, no cuenta con registros de datos de niveles del contaminante para el año 2001 (Tabla 11). En resumen, para el año 2003 se cuenta con 24704 concentraciones observadas que responden a 423 horas de concentraciones promediadas; en el 2002 se dispone de 46720 datos para definir 872 horas; en el año 2000, 874 horas fueron descriptas por 37603 datos; y por último, en 1999 se midieron 23275 representando 423 horas.

Tabla 11. Datos disponibles: cantidad de observaciones (N) y la frecuencia de muestreo.

Año	2003		2002		2000		1999	
	N	frecuencia	N	frecuencia	N	frecuencia	N	frecuencia
enero	8743	3'			1662	1'		
febrero			19894	6,6" a 1'	6799	1'		
marzo			34479	1'	3072	1'		
abril			11011	1'	465	1'		
mayo	16543	1'	745	1'	6246	1'		
junio	15447	1' a 10'			2337	1'	6076	6" y 1'
julio	3599	5'			2186	1'	1118	30" y 1'
agosto	5240	5'			6103	1'	3962	1'
septiembre	3963	5'			2154	1'	3063	1'
octubre	1373	5'			1402	1'	4306	1'
noviembre	340	5'			659	1'	2367	1'
diciembre					1516	1'	2383	1'

Adaptación de la base de datos de meteorología

Se dispone de una base de datos de temperatura (°C), humedad relativa (%), presión atmosférica (hPa), velocidad (km h⁻¹) y dirección (16 direcciones expresadas en los puntos

cardinales) del viento, precipitación (mm) y radiación solar (W m^{-2}). La frecuencia de los datos fluctúa entre 5, 15 y 30 minutos, para el período bajo estudio (1999-2003). Se destaca que los tiempos de muestreo de las variables presentan una frecuencia temporal inferior a la que ofrece el Servicio Meteorológico Nacional, y estos últimos poseen una resolución superior en la variable dirección del viento (22,5 grados).

Bloque 3: Procesamiento de datos de contaminantes

Análisis temporal

El contaminante analizado es uno de los regulados por el Organismo Provincial de Desarrollo Sostenible (OPDS) que ejerce el poder de policía en la temática, sobre la provincia de Buenos Aires. El reciente Decreto 1074/18 (que deroga al Decreto 3395/96) establece en su Tabla A, los valores norma para estándares en calidad del aire, entre los cuales se regula a SO_2 para 24 horas y 1 hora, a no ser superados los valores establecidos en tres etapas en más de una vez al año [23]. No obstante, hay que destacar que para el período de monitoreo analizado, la reglamentación vigente se enmarcaba en la Resolución N.º 242/97, complementario al Decreto 3395/96 [24], en donde en la Tabla A del Anexo III presenta los valores normas para los estándares de calidad del aire evaluados como promedios aritméticos diarios y anuales, contemplando un valor medio para tres horas, como norma secundaria. En tal sentido, en este trabajo se ha recurrido a la comparación con el marco normativo vigente al momento de la recolección y confección de las bases de datos.

La base de datos resultante para el período 1999-2003 no es representativa para realizar una descripción anual de los niveles de contaminación del aire asociada al SO_2 , por lo que no se puede plantear el cumplimiento o no del valor guía anual 0,03 ppm (30 ppb). Con respecto a los valores promedios diarios, la norma establece que la media no debe superar 0,14 ppm ($140 \text{ ppb} = 0,365 \text{ mg m}^{-3}$), más de una vez al año. En el período analizado se tomó, como valor representativo de 24 horas, a todas las observaciones comprendidas desde las 10 am –según la regulación–, siempre y cuando exista un 75% de horas del período representadas. Luego, de reunir 71 días que cumplen la condición de representatividad diaria, se concluye que todos se encuentran notablemente por debajo del valor legislado.

Por otro lado, la legislación propone un nivel guía de 0,5 ppm (500 ppb) para un promedio de tres horas, como norma secundaria, que análogamente al nivel diario no debe ser superado más de una vez al año. El carácter de norma secundaria implica que los niveles presentan incidencia

en el medio ambiente, a diferencia de la primaria que vigila la salud de la población expuesta. Durante el año 2000, existen datos suficientes para decir que desde las 18 horas del día 06 de septiembre hasta las 23 del mismo día, la concentración resultante de la media móvil de tres horas superó los 500 ppb, es decir, al menos durante 6 horas los niveles fueron superiores al legislado. El fenómeno volvió a repetirse el día 8 de diciembre a las 7 am, pero no existen datos suficientes para conocer su evolución.

La densidad de la base de datos no nos permitió realizar un análisis temporal, es decir, evaluar niveles de contaminación asociados a horas del día (horas críticas, día y noche), discriminación de días (esquema de lunes a viernes, y fines de semana), mensual, estacional y/o anual.

Detección de eventos de concentraciones elevadas

Como se mencionó previamente, la disponibilidad de datos resulta acotada para ser considerada representativa. A raíz de esto, la metodología aplicada para analizar en forma descriptiva la región se encuentra asociada a detección de eventos de altas concentraciones. Definiendo como eventos a aquellos períodos de tiempo en los cuales las concentraciones medias horarias de SO₂ superaron los 76 ppb (Tabla 9. Niveles de preocupación de la calidad del aire según US EPA.).

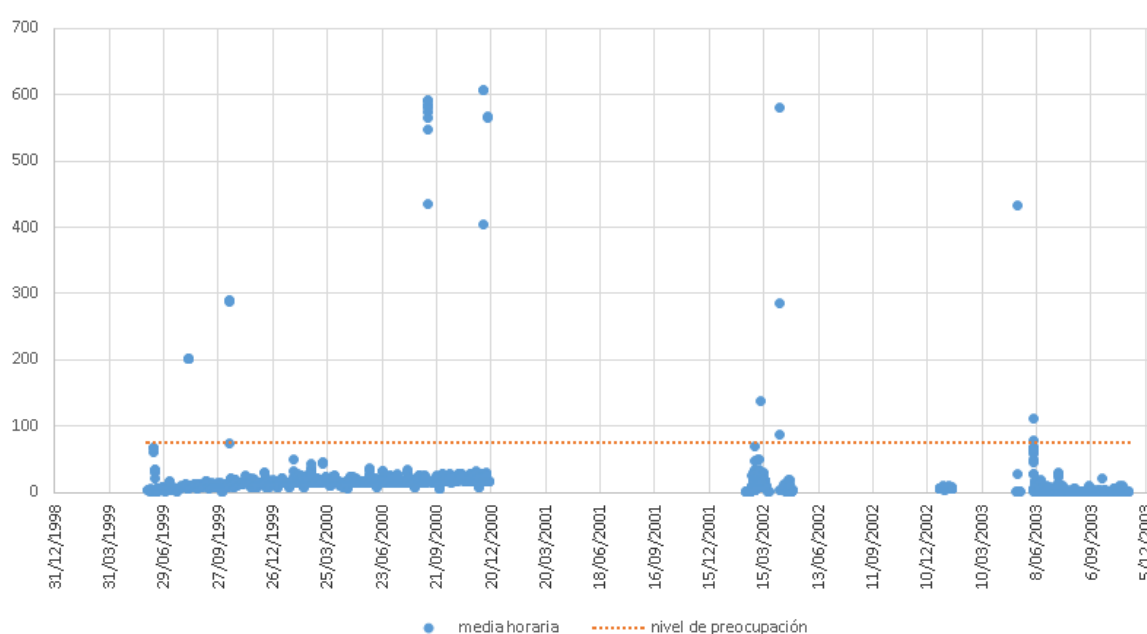


Figura 11. Concentraciones horarias promedio para el período comprendido entre 1999 y 2003.

Este valor define a la calidad del aire como “insalubre para grupos sensibles” cuando el contaminante dominante es el SO₂ según el ICA de la US EPA [25], es decir, el resto de los contaminantes presentan valores asociados a índices “buenos” o “moderados”. Cabe destacar

que, como no se cuenta con información complementaria a los otros contaminantes criterio, se considera en forma conservador que el SO₂ es dominante a la hora de definir la calidad del aire.

Bajo este concepto seleccionado para estudiar la contaminación en la región, se presentan las concentraciones medias horarias (**Figura 11**) y se discriminan los eventos de concentraciones elevadas de SO₂ (superiores a 76 ppb - nivel de preocupación) para el período de análisis. Para cada evento detectado se dispone de la hora del inicio, duración y la cantidad de datos de concentraciones observadas (monitoreadas) durante dicho evento (Tabla 12) y, además, del análisis de la concentración observada máxima, se presenta la velocidad y dirección del viento asociada. Por otro lado, las filas resaltadas en la tabla resumen los eventos en las cuales el modelo de receptores NTA puede aplicarse debido a que se manifiestan en condiciones de velocidades de vientos superiores a las consideradas calmas (1 m s^{-1}). En consecuencia, de los once eventos encontrados sólo seis son aptos para ser analizados mediante el NTA, debido a que la georreferenciación de los eventos gobernados por vientos calmos no es representativa.

Los eventos que presentan velocidades de vientos superiores a las consideradas calmas muestran que los mayores promedios horarios se presentaban en horas diurnas (tarde-noche), especialmente entre las 17 y las 22 horas (Tabla 13). En lo que respecta a los eventos gobernados por vientos calmos, la duración de estos es más acotada, mientras que las concentraciones promedio superiores se presentaron en la madrugada y en dos horas de la tarde (Tabla 14). Al evaluar anualmente los eventos discriminando en función de la presencia de vientos calmos, se puede observar que en condiciones de baja dispersión atmosférica se presentan valores superiores para 2003 y 2000. En el año 2003 la concentración media para eventos gobernados por vientos calmos fue más del triple respecto a la observada en condiciones de buena dispersión (273 ppb frente a 79 ppb), y en el 2002 un 100% superior (285 ppb frente a 138 ppb). Las concentraciones elevadas asociadas a períodos de mala dispersión podrían estar señalando la presencia de una fuente cercana. Particularmente, en el 2000 no se observó una amplia diferencia entre las concentraciones medias en las distintas condiciones de vientos (560 ppb sin vientos calmos y 539 ppb para eventos gobernados por vientos calmos), mientras que en el año 1999 no se encuentran datos de monitoreo del contaminante que describan a algún evento asociado a vientos calmos.

Tabla 12. Descripción de los eventos del período comprendido entre 1999 y 2003.

Inicio (Fecha - Hora)		Duración(horas)	Cantidad datos	Datos asociados al máximo			
				Concentración (ppb)	Hora	Velocidad (km h ⁻¹)	Dirección
2003							
07-05-03	17:00	1	3	641	17:57	2.9	-
03-06-03	3:00	1	58	151	3:04	3.0	-
03-06-03	16:00	1	40	155	16:39	4.5	NO
2002							
09-03-02	2:00	1	58	335	2:44	7.0	N
09-04-02	16:00	1	35	549	16:32	2.0	-
10-04-02	10:00	2	55	493	10:57	1.4	-
2000							
06-09-00	16:00	8	443	608	22:02	20.0	N
08-12-00	5:00	3	95	609	5:37	2.0	-
14-12-00	17:00	2	81	577	17:29	11	E
1999							
08-08-99	4:00	4	145	204	6:38	6.0	O
15-10-99	12:00	3	178	295	12:02	13.0	E

Tabla 13. Concentración media horaria de SO₂ (ppb), distinguidos con celdas coloreadas, para eventos sin vientos calmos.

Fecha	Hora	Media
03-06-2003	3:00	79
09-03-2002	2:00	138
06-09-2000	16:00	436
06-09-2000	17:00	547
06-09-2000	18:00	574
06-09-2000	19:00	580
06-09-2000	20:00	565
06-09-2000	21:00	584
06-09-2000	22:00	591
06-09-2000	23:00	592
14-12-2000	17:00	566
14-12-2000	18:00	566
08-08-1999	4:00	201
08-08-1999	5:00	202
08-08-1999	6:00	203
08-08-1999	7:00	203
15-10-1999	12:00	289
15-10-1999	13:00	291
15-10-1999	14:00	290

Tabla 14. Concentración media horaria de SO₂ (ppb), distinguidos con celdas coloreadas, para eventos asociados por vientos calmos.

Fecha	Hora	Media
07-05-2003	17:00	433
03-06-2003	16:00	113
09-04-2002	16:00	579
10-04-2002	10:00	285
10-04-2002	11:00	88
08-12-2000	5:00	404
08-12-2000	6:00	606
08-12-2000	7:00	607

Bloque 4: Modelos de receptores

En este estudio se aplica el modelo NTA para estimar las zonas de procedencia de altas concentraciones del SO₂. El modelo usa como entrada los datos observados del contaminante, que describen los eventos definidos como insalubres para los grupos sensibles, en conjunto con los datos de velocidad y dirección del viento asociados, registrados por la estación de monitoreo continuo ya mencionada y su estación meteorológica asociada. Mediante la estimación de las retrotrayectorias del contaminante durante 20 minutos (determinado por aproximaciones sucesivas) con origen en el sitio de monitoreo, se aproximan las concentraciones promedio espaciales durante cada evento. De este modo, se obtiene una representación espacial de la procedencia del SO₂ a través de una escala cromática, destacando las áreas de contribuciones del contaminante de interés al sitio receptor.

Para el período contemplado en este estudio, en el año 2003 se presentaron tres eventos: el primero, con una concentración promedio elevada de 433 ppb, se desarrolló en la tarde del 7 de mayo en presencia de condiciones de baja dispersión; el segundo, en la madrugada del día 3 de junio, en donde la concentración promedio fue de 79 ppb; mientras que el tercero tuvo lugar durante la misma tarde del 3 de junio, con una concentración promedio de 112,5 ppb, asociado a la presencia de vientos calmos. En la Figura 12 se pueden observar las zonas de procedencia (tonos azules a blancos) mediante las concentraciones superiores obtenidas por el modelo NTA. Cabe destacar que los valores de las velocidades del viento asociados al primer evento fueron relativamente bajos, lo cual se ve reflejado en el corto alcance de las retrotrayectorias. La región estimada representa la ubicación de la presumible fuente de origen del contaminante, y comprende tanto a parte del polo petroquímico como vías de alto tráfico automotor.

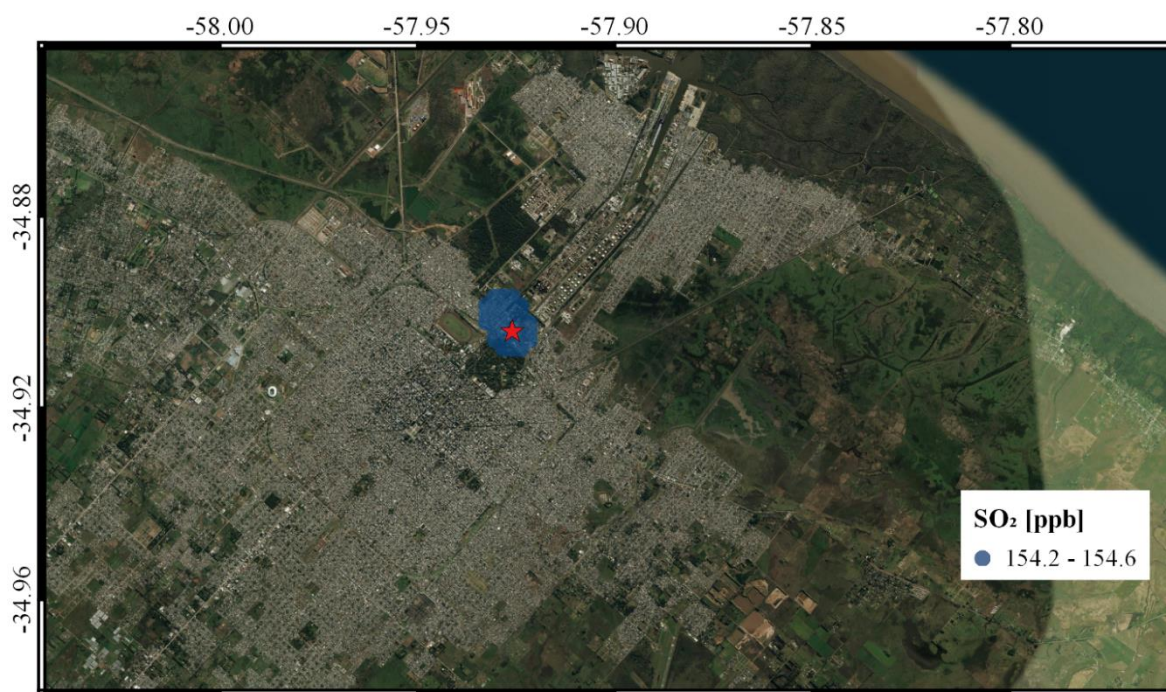


Figura 12. Aplicación del modelo NTA: Concentraciones promedio para el evento desarrollado el día 3 de junio de 2003 a las 3 a.m. La estrella roja indica la ubicación geográfica del sitio receptor.

En el año 2002 se registraron tres eventos: el primero durante la madrugada del día 9 de marzo, alcanzando una concentración promedio de 138 ppb; el segundo, en la tarde del 9 de abril con 530 ppb; y, por último, en la mañana del día 10 de abril con una duración de dos horas, cuyas concentraciones promedio horarias fueron 244 ppb y 81 ppb. Los últimos dos eventos estuvieron asociados a la presencia de vientos calmos. El resultado de aplicar el modelo para el evento desarrollado el día 09-03-2002 a las 2 am puede observarse en la Figura 13, en la cual las concentraciones superiores que estiman la zona de procedencia del SO_2 toman lugar principalmente sobre el polo petroquímico.

Para el año 2000 se observaron tres eventos, siendo el primero el día 6 de septiembre en un amplio rango horario; para el mismo las concentraciones promedio horarias se incrementaron desde 436 ppb a 592 ppb con el paso de las horas. El segundo evento, gobernado por vientos calmos, acontece el 8 de diciembre en horas de la madrugada con concentraciones promedio desde 404 a 607 ppb. Por último, el tercero toma lugar durante la tarde del 14 de diciembre, donde concentraciones promedio observadas fueron de 566 ppb. De los dos eventos analizados mediante el modelo de receptor se observa que el primero (06-09-2000) se destaca al polo petroquímico (Figura 14) como presumible zona de procedencia, mientras que el segundo (14-12-2000) indica una región al oeste del sitio receptor (Figura 15), en cuya dirección no se halla la presencia de una fuente fija de emisión relevante (que se haya inventariado) para este

contaminante. Ambos eventos tienen en común el desarrollo del mismo en horas diurnas con concentraciones medias horarias similares.

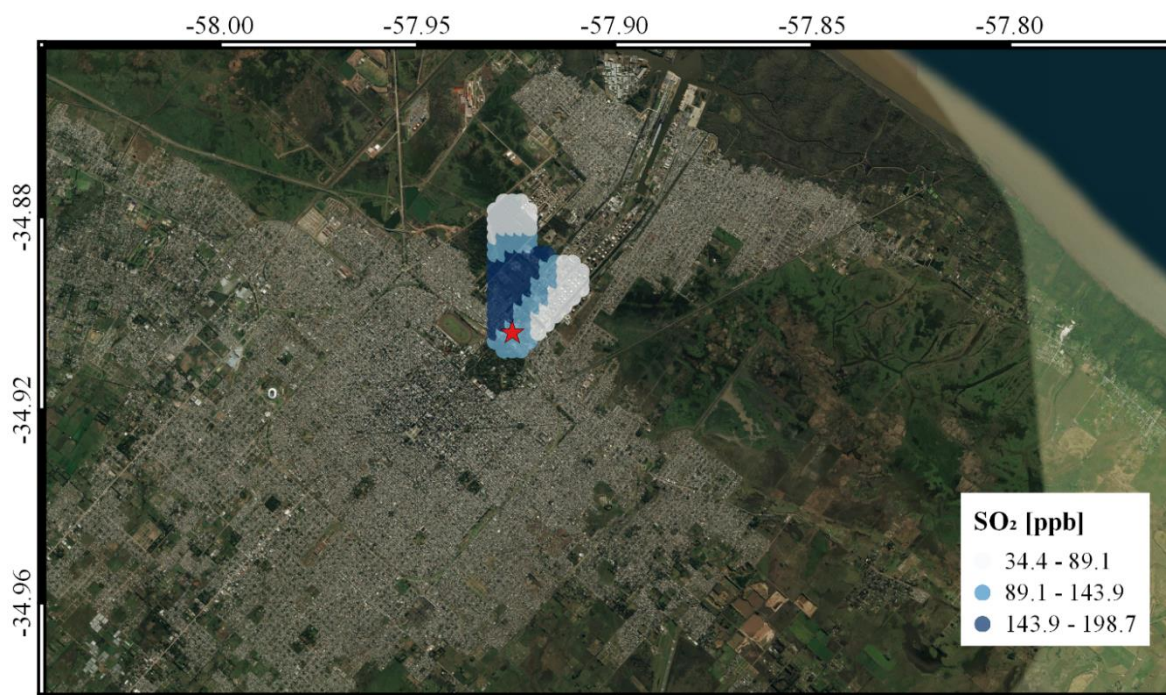


Figura 13. Aplicación del modelo NTA: Concentraciones promedio para el evento desarrollado el día 9 de marzo de 2002 a las 2 a.m. La estrella roja marca la ubicación geográfica del sitio receptor.

Durante el año 1999 se presentaron dos eventos: el primero tuvo lugar en la madrugada del día 8 de agosto, y su concentración promedio permaneció prácticamente constante (entre 201 y 203 ppb), mientras que el segundo se registró en horas del mediodía para el día 15 de octubre, con concentración promedio de 290 ppb. En las Figura 16 y Figura 17, resultantes de la aplicación del modelo NTA, puede observarse análogamente al último evento evaluado (14-12-2000), en el que las presumibles zonas de procedencias indican regiones en cuyas direcciones no se reconoce la presencia de una fuente fija de emisión para el contaminante bajo estudio. Se asume la presencia de alguna situación que no se ha reportado oportunamente, pero la aplicación de la metodología en tiempo real puede ser útil para detectar estas emisiones ocasionales de fuentes de emisión no reconocidas.



Figura 14. Aplicación del modelo NTA: Concentraciones promedio para el evento desarrollado el día 6 de septiembre de 2000 entre las 16 y 23 horas. La estrella roja marca la ubicación geográfica del sitio receptor.

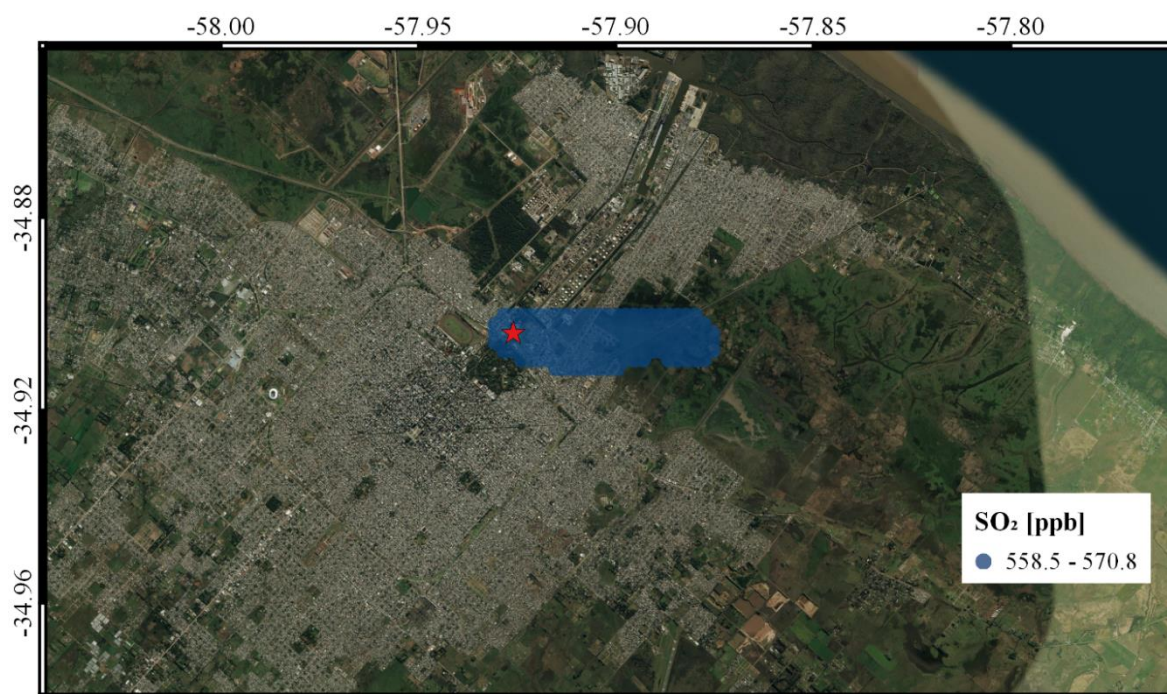


Figura 15. Aplicación del modelo NTA: Concentraciones promedio para el evento desarrollado el 14 de diciembre de 2000 entre las 16 y 17 horas. La estrella roja marca la ubicación geográfica del sitio receptor.

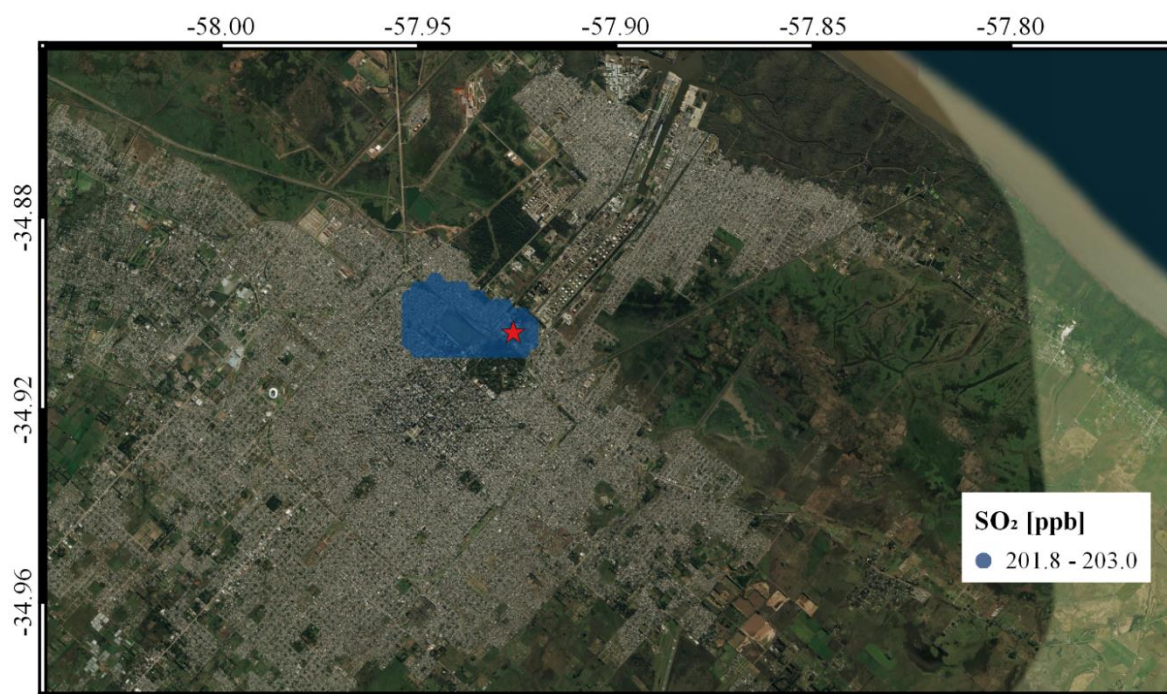


Figura 16. Aplicación del modelo NTA: Concentraciones promedio para el evento desarrollado el día 8 de agosto de 1999 entre las 4 y 7 am. La estrella roja marca la ubicación geográfica del sitio receptor.

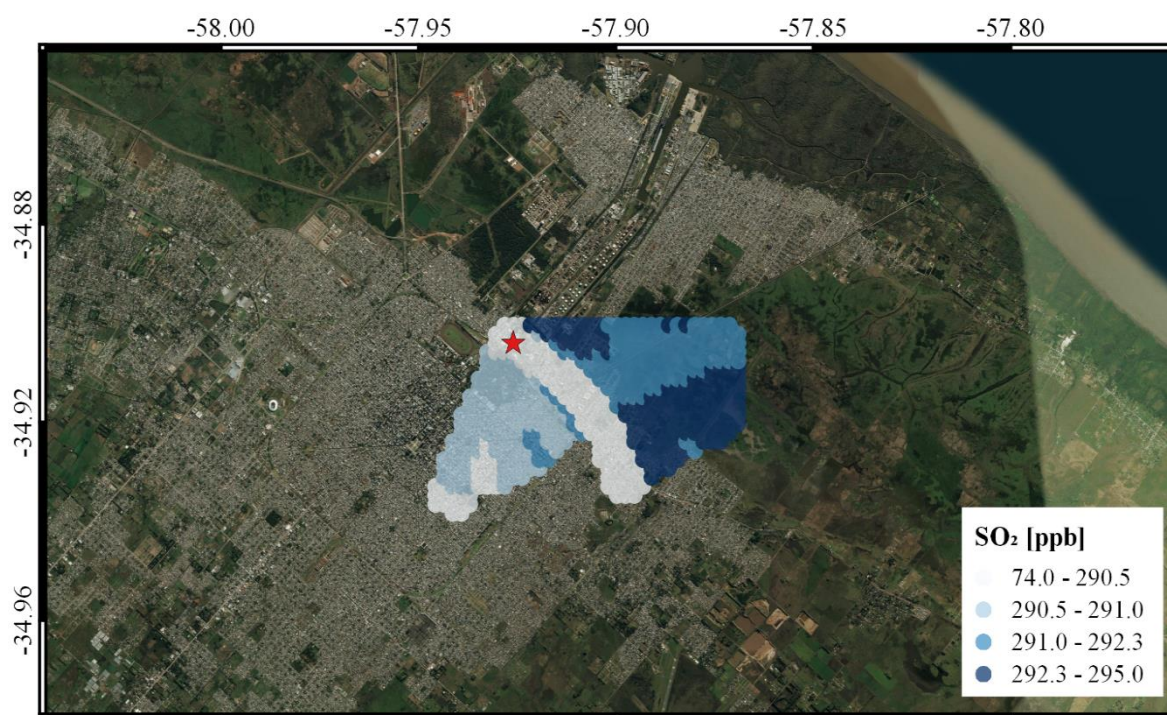


Figura 17. Aplicación del modelo NTA: Concentraciones promedio para el evento desarrollado el día 15 de octubre de 1999 entre las 12 y 14 horas. La estrella roja marca la ubicación geográfica del sitio receptor.

Discusión

El monitoreo activo y continuo de SO₂, llevado a cabo por la UTN (sitio denotado como “I”) en cercanía del polo petroquímico resulta de sumo interés para la región. El contaminante en cuestión es considerado un contaminante criterio gracias a su frecuencia de aparición en la atmósfera y a los estudios que avalan su preocupación en materia de salud pública, con su origen de la quema de combustible. Cabe destacar que, cuanto mayor sea el contenido de azufre en el petróleo o derivado, utilizado en las industrias, mayor será el nivel percibido en la atmósfera. En consecuencia, dado que la región presenta una refinería considerada de las más significativas del país en términos de producción diaria, que la central térmica Ensenada Barragán se emplaza en la región desde el 2012 a la actualidad, sumado a que no se cuenta con un monitoreo efectivo de la mano de organismo gubernamentales, es de vital interés conocer los niveles de contaminación. La búsqueda de industrias en la región que pueden emitir SO₂ debe ser interiorizada para la generación del inventario de emisiones.

Respecto a la base de datos del contaminante, la misma cuenta con una frecuencia temporal de monitoreo no uniforme e inferior a la legislada por las normas y guías vigentes; por lo tanto, fue necesario adaptar las mediciones a los tiempos de exposición que considera la legislación provincial. En este contexto, se hizo uso de dos criterios para estudiar los niveles del SO₂ en la región; por un lado, los valores normados por la OPDS que tiene jurisprudencia en la provincia de Buenos Aires y, por otro lado, los niveles guías obtenidos del índice desarrollado por la US EPA. El valor guía diario de la provincia no fue superado en los días disponibles, y no se pudo chequear con el valor promedio anual. Sin embargo, al contemplar el nivel de preocupación en términos de calidad del aire (ICA – US EPA), cuya resolución temporal es horaria, se observan numerosas situaciones para las cuales, hubiese resultado necesario comunicar medidas de precaución por amenazas para grupos sensibles frente a eventos de contaminación. Es importante destacar que la base de datos no se encuentra completa y, en consecuencia, algunos casos se encuentran particionados en término de disponibilidad de concentraciones y no por alcanzar una mejora en la calidad del aire. Por otro lado, la base de datos del contaminante presenta una resolución temporal notablemente más alta a la meteorológica, conllevando a un no aprovechamiento de la información disponible. Como se mencionó previamente, los valores guías consideran períodos mayores o iguales a una hora, y los modelos híbridos requieren como entrada de datos meteorológicos de al menos una resolución equivalente.

Cabe destacar que alrededor de la mitad de los acontecimientos tuvieron lugar durante condiciones de vientos calmos. En tal sentido, dado que la velocidad de viento es un factor determinante en la definición de la estabilidad, en tales sucesos se presume que las fuentes principales de emisión del SO_2 se hallan próximas al sitio de receptor. Tal es el caso del polo petroquímico (considerado una fuente areal por su extensión). Exceptuando el año 2000, en condiciones de atmósfera estable se presentaron las mayores concentraciones promedios en el que todos los eventos cuentan con niveles elevados. Respecto a los eventos restantes, las concentraciones promedio son notablemente inferiores, de extensión temporal superior, y transcurren en la tarde-noche, entre las 17 y las 22 horas.

Una región de estudio con terreno llano y el monitoreo de las variables meteorológicas en el mismo sitio de monitoreo del contaminante de interés y en simultáneo, son las condiciones ideales para la aplicación de un modelo híbrido. El uso del modelo NTA en eventos permitió observar las potenciales zonas de procedencia del SO_2 , localizando el área del polo petroquímico como un sector de emisión en aquellos que tomaron lugar en los períodos más actuales, sin detectar una fuente fija de emisión identificable en los eventos más antiguos. En estos últimos casos, se destaca la necesidad de complementar los resultados generados con los de un inventario de emisiones de fuentes (tanto fijas como móviles), ya que el SO_2 es un indicador de emisiones antropogénicas.

Estudio de concentraciones de contaminantes criterio y zonas de procedencia en La Matanza

Bloque 1: Estudio de la región

Delimitación del área de estudio

El partido de La Matanza forma parte del conglomerado del Gran Buenos Aires (Provincia de Buenos Aires), compuesto por 16 localidades. Según las cifras oficiales del INDEC, representa el partido con mayor crecimiento poblacional (40% entre las últimas encuestas disponibles realizadas por el organismo) para los 24 partidos presentes en el conglomerado, presentando una población de aproximadamente 1.776.000 habitantes en el año 2010 [1].

La Matanza es una zona húmeda con un suelo principalmente llano que favorece las actividades agropecuarias. Además, en la región se encuentra, entre numerosos arroyos y riachos, el río Matanza-Riachuelo, de gran caudal y extensión en el Gran Buenos Aires, que desemboca en la Cuenca Matanza-Riachuelo. En la extensión de la cuenca se desarrollan actividades productivas tanto agropecuarias como industriales, y es considerada como una de las regiones más industrializadas y urbanizadas del país. Esta actividad puede subdividirse en los siguientes sectores: químico y petroquímico, alimentos, curtiembres, frigoríficos, galvanoplastias y metalúrgicos. Dentro del partido, Virrey del Pino es la localidad más extensa, con una superficie de 116.520 km², y se caracteriza por la presencia de un paisaje del tipo rural con grandes espacios arbolados y una diversidad destacable socioeconómica (desde asentamientos de viviendas precarias hasta barrios privados) [26-27].

Desde 2006, la Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo (ACUMAR) es un ente autónomo que trabaja en forma conjunta con los gobiernos de Nación, Provincia de Buenos Aires y Ciudad Autónoma de Buenos Aires, que presentan competencias en la extensión de la cuenca. El Plan Integral de Saneamiento Ambiental (PISA) delimita los lineamientos en gestión y control para problemáticas del lugar que ha de abordar ACUMAR. En la última década, vecinos de la región de estudio están en alerta por la calidad del aire de la zona y su impacto en la salud de los residentes. En este contexto, la autoridad viene llevando a cabo un monitoreo continuo de los contaminantes criterios regulados en los alrededores inmediatos del barrio Las Mercedes, localidad de Virrey del Pino. La región de estudio comprende espacios urbanizados e

industriales de diversos sectores (químico, construcción, automotriz, alimentos, y fundición), y un tramo de la Ruta Nacional 3 (Figura 18) [27-28].



Figura 18. Región del partido Virrey del Pino (La Matanza). Los polígonos de color delimitan las empresas y las estrellas demarcan los sitios de monitoreo (en amarillo: EMC II-AER y en rojo: EMC II-MB).

Relevamiento de fuentes

La autoridad competente cuenta con un inventario de emisiones, en el cual se contempla el registro de las emisiones de las fuentes fijas emplazadas en La Matanza. Este reúne información de los equipos, materia prima e insumos, período de funcionamiento y características técnicas de los conductos de emisión.

Con respecto al MP_{10} , y como puede observarse en la Figura 18, las empresas contempladas en este estudio fueron: Parque industrial La Matanza, Universal Alloy, Klaukol, Royal Canin, Rolidar S.A. (ex Copama SRL), Coto, Rovafarm, SAF Argentina S.A.- Lesaffre, Aerofarma y Mercedes Benz (Centro industrial Juan Manuel Fangio). El inventario de emisiones de la región presenta a la empresa Mercedes Benz como el mayor aportante de las emisiones de MP_{10} (85%) mientras que el resto de las empresas aportan porcentajes menores al 10 %.

Bloque 2: Tratamiento de las bases de datos

La calidad del aire en la región de estudio es monitoreada por ACUMAR, utilizando una Estación de Monitoreo Continuo (EMC II) bajo métodos de medición de la US EPA. La estación recopila datos horarios de superficie de algunas variables meteorológicas (temperatura, humedad relativa, presión atmosférica, velocidad y dirección del viento, precipitación y radiación solar) y de concentraciones de diversos contaminantes (CO, NO, NO₂, SO₂, MP₁₀ y MP_{2,5}) [29-30].

Con respecto a los períodos temporales trabajados, la estación ha registrado las variables de interés, a diferenciarse en dos etapas de muestreo: la primera comprendida entre los días 08/07/2017 y 27/11/2017 en el predio de las instalaciones de Mercedes Benz (MB, 34° 52' 40" S, 58° 41' 1" O), y la segunda etapa, durante el período 19/12/2017 al 31/12/2018, en el predio de la empresa Aerofarma Laboratorios SACI (AER, 34° 52' 59.43" S, 58° 40' 57.15" O).

Adaptación de la base de datos de contaminantes

Del acondicionamiento de los datos se observa que, de un total de 3408 mediciones horarias realizadas en el predio MB, alrededor del 3% y 23% de los datos corresponden a concentraciones inferiores al límite de detección de MP₁₀ y MP_{2,5}, respectivamente, mientras que un 18% y 3% corresponden a valores perdidos de MP₁₀ y MP_{2,5}, respectivamente. En el predio de AER, de un total de 9072 se presentan cerca de un 24% de valores perdidos para ambas fracciones de material particulado, mientras que un 2% y 17% de las mediciones de MP₁₀ y MP_{2,5} se encuentran por debajo del límite de detección (Tabla 15). En el siguiente estudio los valores perdidos de concentraciones no fueron aproximados, mientras que aquellas observaciones cuyos contaminantes presentaban concentraciones por debajo del límite de detección fueron reemplazados por dicho valor.

Tabla 15. Límite de detección de las sustancias observadas en la estación EMC II, brindados por ACUMAR.

Contaminante	MP ₁₀	MP _{2,5}	CO	NO ₂	SO ₂
unidades	µg m ⁻³	µg m ⁻³	mg m ⁻³	µg m ⁻³	µg m ⁻³
límite de detección	4,8	4,8	0,04	0,49	1,31

Adaptación de la base de datos de meteorología

La base de datos brindada por la Autoridad de la Cuenca Matanza-Riachuelo (ACUMAR), tomada en el lugar, consta de datos con frecuencia horaria para los parámetros: temperatura (°C), humedad relativa (%), presión atmosférica (hPa), velocidad (km h⁻¹) y dirección (expresada en un total de 16 puntos cardinales) del viento, precipitación (mm) y radiación solar (W m⁻²). La misma no requirió de una adaptación en término de dominio temporal dado que contaba con la misma resolución.

Bloque 3: Procesamiento de datos de contaminantes

Análisis temporal

Los contaminantes monitoreados por ACUMAR buscan establecer la calidad del aire en función de los niveles de contaminantes de importancia en la cuenca, definidos en la Resolución 02/07 [31] para períodos horarios hasta anuales según el contaminante. En el presente desarrollo, se cuenta con los niveles de MP₁₀, SO₂, NO₂, CO (Tabla 16).

Tabla 16. Fragmento tomado de la resolución N° 02/07 de calidad del aire [28].

Parámetros	Tiempo de promedio	Estándar (mg m⁻³)
CO	1 hora	40
	8 horas	10
NO₂	1 hora	0,376
	1 año	0,100
SO₂	3 horas	1,309
	24 horas	0,367
	1 año	0,079
MP₁₀	24 horas	0,150
	1 año	0,050

En cuanto a la legislación vigente en la cuenca, los valores medios de los contaminantes normados en AER permanecieron por debajo de los niveles guías para el año 2018 (MP₁₀: 38,5 µg m⁻³, NO₂: 43,0 µg m⁻³ y SO₂: 3,2 µg m⁻³). Los valores medios diarios de MP₁₀ y SO₂ promediados desde la hora 1 a la 24, no superaron los valores normados durante el período analizado.

Mediante un análisis exploratorio de las bases de datos de los parámetros de calidad del aire, CO, NO₂ y MP₁₀ presentaron valores máximos asociados a horarios nocturnos para ambas estaciones (Figura 19, Figura 20 y Figura 21). Particularmente, el SO₂ (Figura 23) presenta distintas tendencias en las estaciones: en AER fue superior durante la noche y en MB, los valores superiores se presentaron dentro del período diurno, definido desde las 8 am a las 6 pm. Además, los niveles de NO como de NO₂ y SO₂ registrados en MB son menores a los registrados en AER, y a esto puede inferirse la cercanía del sitio de monitoreo AER a la Ruta Nacional 3 y la consecuente presencia de fuentes móviles. Complementariamente, la relación de NO – AER evidencia el impacto del tránsito vehicular en sus horarios pico matutino y nocturno (Figura 22). En consecuencia, las observaciones de máximos nocturnos pueden ser asociadas a las condiciones de estabilidad atmosférica que se presentan por el enfriamiento radiactivo de la superficie, fenómeno que inhibe la mezcla y la dispersión de los contaminantes, y verse potenciado por emisiones nocturnas que incrementan la problemática. En este contexto, se destaca que el volumen de datos representados en MB es inferior con respecto a las AER, con lo cual puede que no se visualicen o contemplen fenómenos climatológicos característicos de la región.

La fracción más fina de material particulado (MP_{2,5}) suele ser resultante de procesos secundarios, es decir, las partículas no son emitidas directamente a la atmósfera, sino que se generan principalmente mediante condensación, aglomeración y acumulación a partir de aerosoles. Ambas estaciones presentan un crecimiento rápido durante la noche y prácticamente sin variaciones en el día (Figura 24). Esto es consecuente con los valores máximos de MP₁₀, SO₂, NO₂ y CO que presentan sus picos en horas nocturnas, y la estabilidad atmosférica.

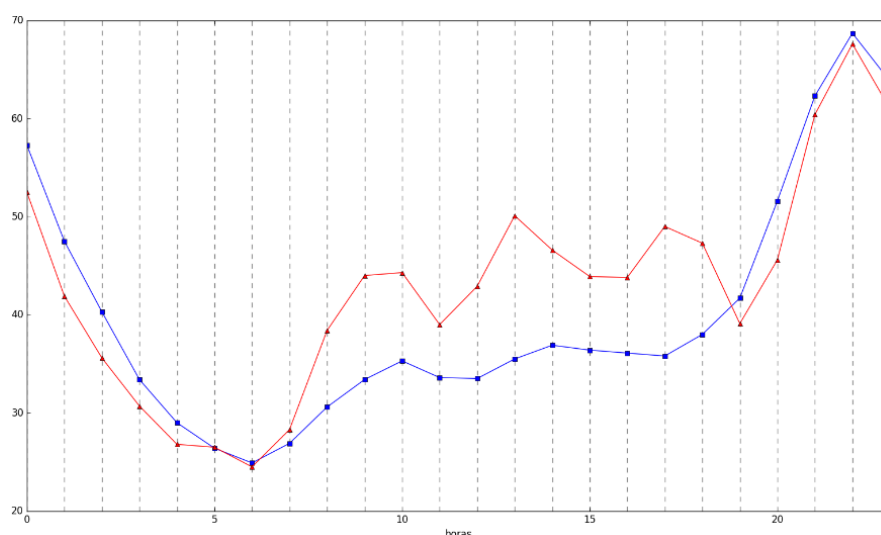


Figura 19. Concentraciones medias horarias de MP₁₀ (µg m⁻³) en MB (rojo) y AER (azul).

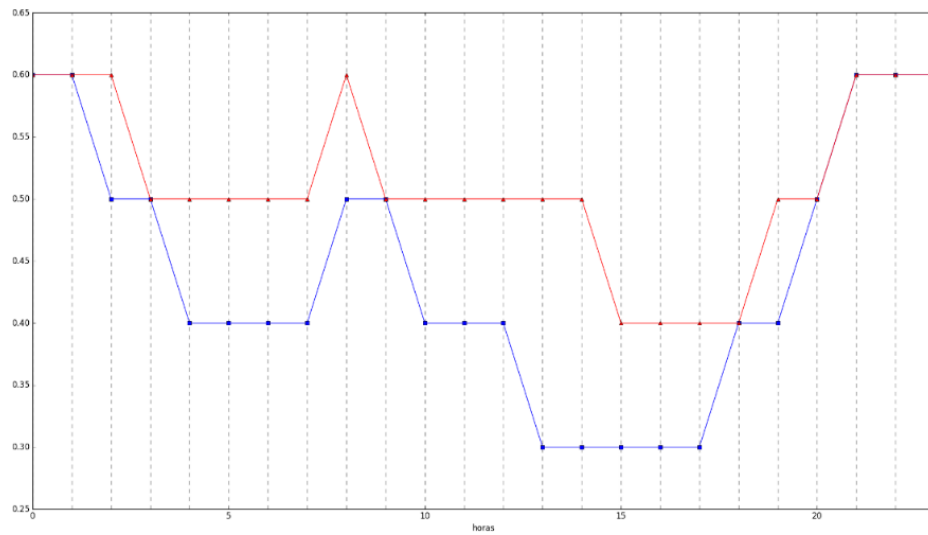


Figura 20. Concentraciones medias horarias de CO (mg m⁻³) en MB (rojo) y AER (azul).

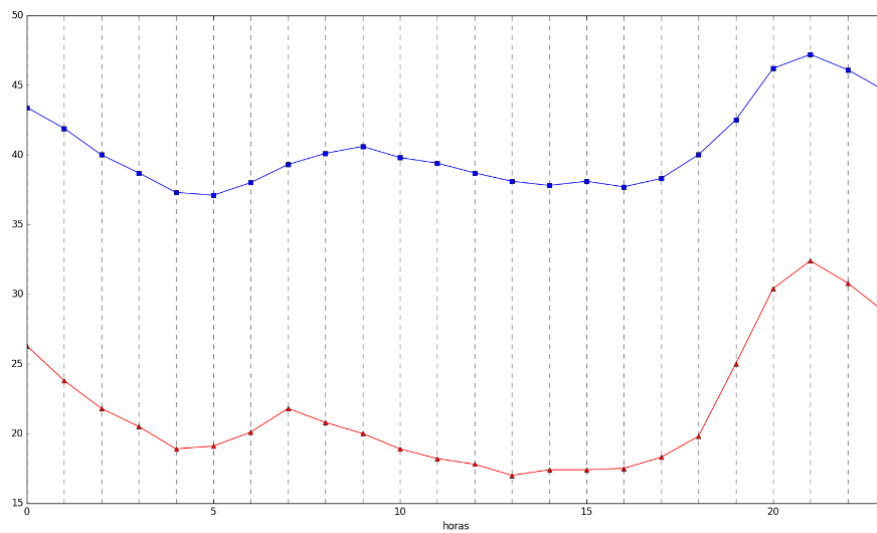


Figura 21. Concentraciones medias horarias de NO₂ (µg m⁻³) en MB (rojo) y AER (azul).

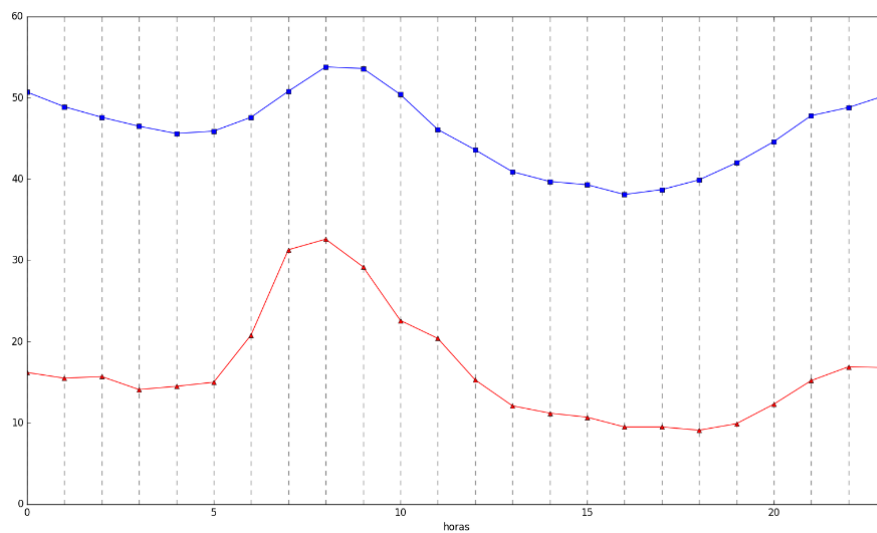


Figura 22. Concentraciones medias horarias de NO (µg m⁻³) en MB (rojo) y AER (azul).



Figura 23. Concentraciones medias horarias de SO₂ (µg m⁻³) en MB (rojo) y AER (azul).

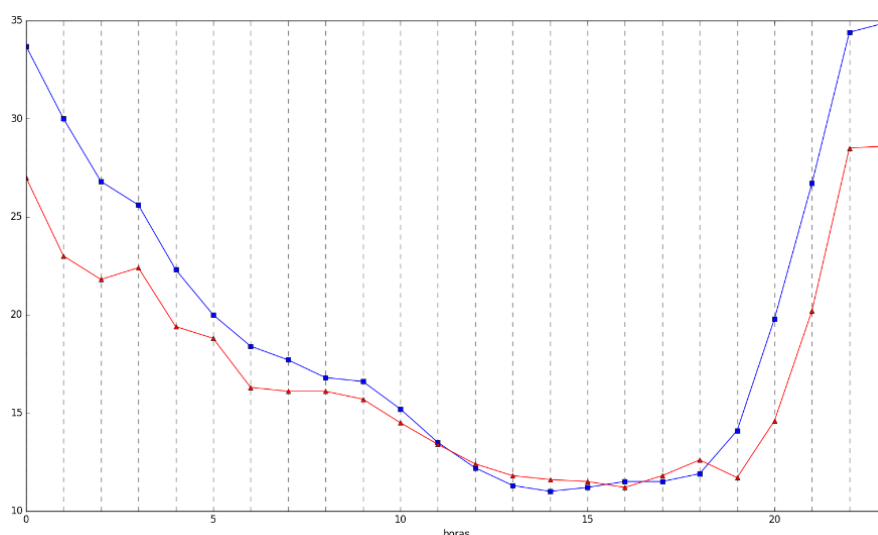


Figura 24. Concentraciones medias horarias de MP_{2.5} (µg m⁻³) en MB (rojo) y AER (azul).

Siendo que los niveles de MP son cercanos a los valores normados por la resolución, se decide abordar un análisis diferencial para este contaminante. Se comienza con una comparación de procesamiento de la base de datos de MP en ambas estaciones de monitoreo: por un lado, se implementa el cálculo de la media aritmética de que hace uso ACUMAR (1 a 24 horas) y, por el otro, la media móvil máxima diaria (máximo valor de la media móvil calculada en el día, comprendida entre la 1 y las 24 horas). La Figura 25 compara gráficamente los dos estadísticos para la fracción de MP₁₀ en ambas estaciones de monitoreo, evidenciando una mejor representación de los valores máximos con la media móvil. En tal sentido, la media móvil no sólo se considera un estadístico más aproximado para el estudio de la calidad del aire (y más conservador desde el aspecto de salud) sino también destaca niveles de MP₁₀ que superan el valor normado (MP₁₀– 24 horas: 150 µg m⁻³) para la cuenca el día 15 de noviembre de 2017 en

EMC II-MB y el 20 de junio de 2018 en EMC II-AER, que no logran ser registrados por la media tradicional utilizada por el ente regulador. Si bien es manifiesto que la media móvil es un estadístico más representativo, en adelante se continúa con la media tradicional para ser consistentes con los protocolos que ACUMAR implementa a la fecha.

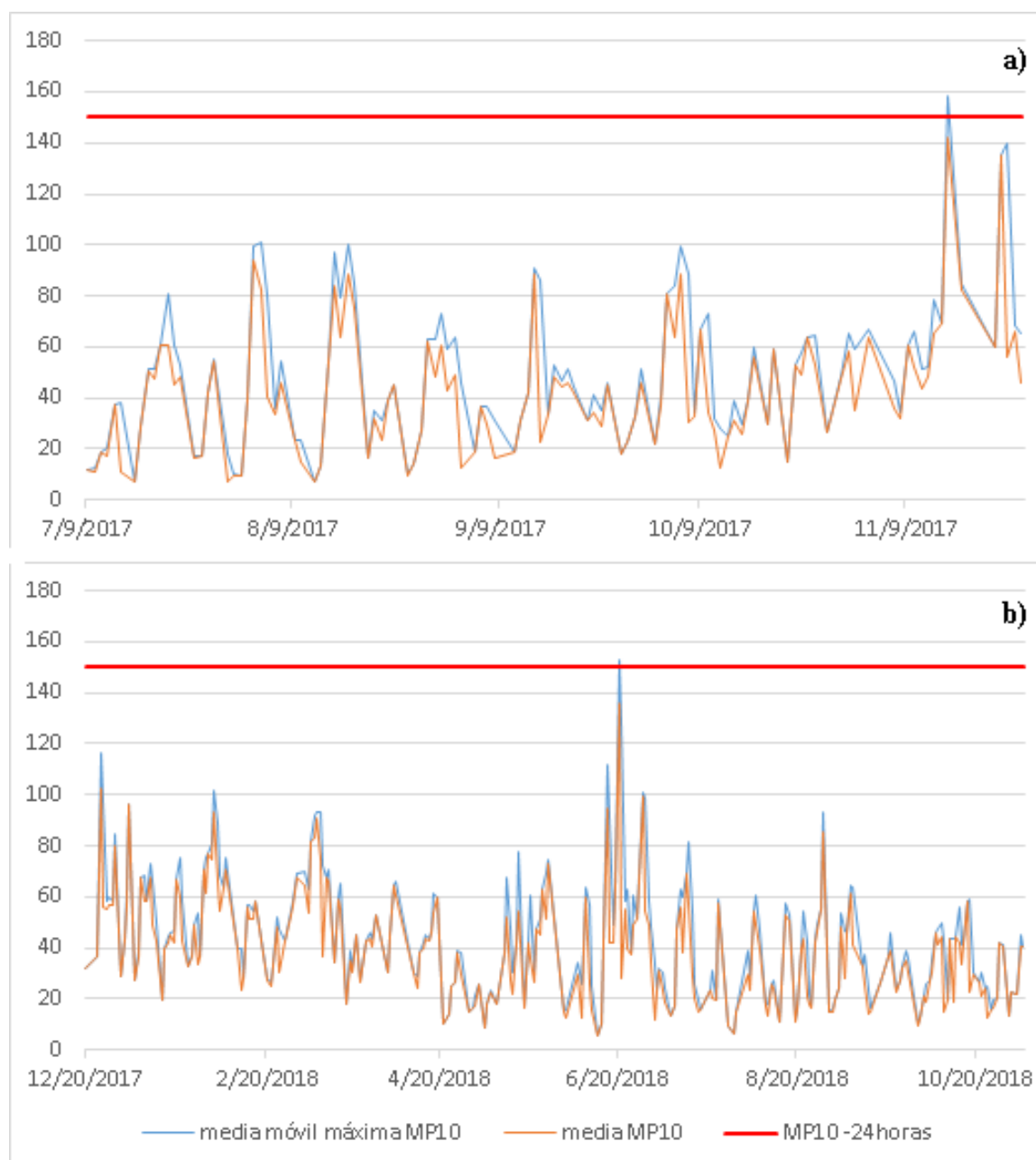


Figura 25. Representación del máximo valor de la media móvil y la media tradicional (1 a 24 horas) del MP_{10} expresada en unidades de $\mu\text{g m}^{-3}$ para a) EMC II – MB y b) EMC II - AER.

Los valores medios permiten destacar que las mayores concentraciones para la estación AER se presentan en condiciones de vientos calmos ($<1 \text{ m s}^{-1}$), representadas con el término “Calmo” en la Figura 26, seguidos por las direcciones NNO y ENE. Como se mencionó

previamente, los vientos calmos indicarían emisiones desde fuentes cercana, que no favorecen la dispersión de contaminantes, mientras que en la dirección NNO se encuentran las principales industrias (según el inventario de emisiones de fuentes) y ENE señala al sector de la Ruta Nacional 3 y el predio de Mercedes Benz. En cambio, en la estación MB, las medias están asociadas principalmente a NNO y SSO, permitiendo discriminar las emisiones de las dos industrias de mayores emisiones. Además, se puede visualizar que las concentraciones máximas promedios en ambas estaciones (AER y MB) se dan a las 22 horas, contenido en un intervalo de altas concentraciones medias entre las 21 y las 23 horas.

Complementariamente, se construye un diagrama de cajas (boxplot) para conocer la dispersión de los datos de concentraciones horarias del MP_{10} durante el día (definido arbitrariamente como las 12 horas contiguas desde las 8 am), y en la noche (8 pm - 8 am) a través de estadísticos robustos como la mediana y los cuartiles primero y tercero, para el conjunto de datos sin valores atípicos, discriminados según el criterio de Iglewicz y Hoaglin [30]. Como muestra la Figura 27, los estadísticos conocidos como primer, segundo (mediana) y tercer cuartil son similares en las observaciones de AER y MB para todos los rangos horarios discriminados como día y noche, y la combinación de ambos. Cabe destacar que, al contemplar la influencia de los puntos atípicos, particularmente los valores máximos tomaron lugar durante la noche en AER y durante el día en MB, siendo 4 veces superior el máximo en MB respecto a AER y 40% mayor las concentraciones máximas en MB-día respecto a AER-noche. Si nos basamos en una medida más robusta (mediana y tercer cuartil) para conocer la dispersión de los datos, podemos notar que las concentraciones fueron similares durante la noche en ambas estaciones. Mientras que, en el día, los valores medianos resultaron cercanos y el tercer cuartil, que da idea del 75% de los valores superiores, fue mayor en MB respecto a AER.

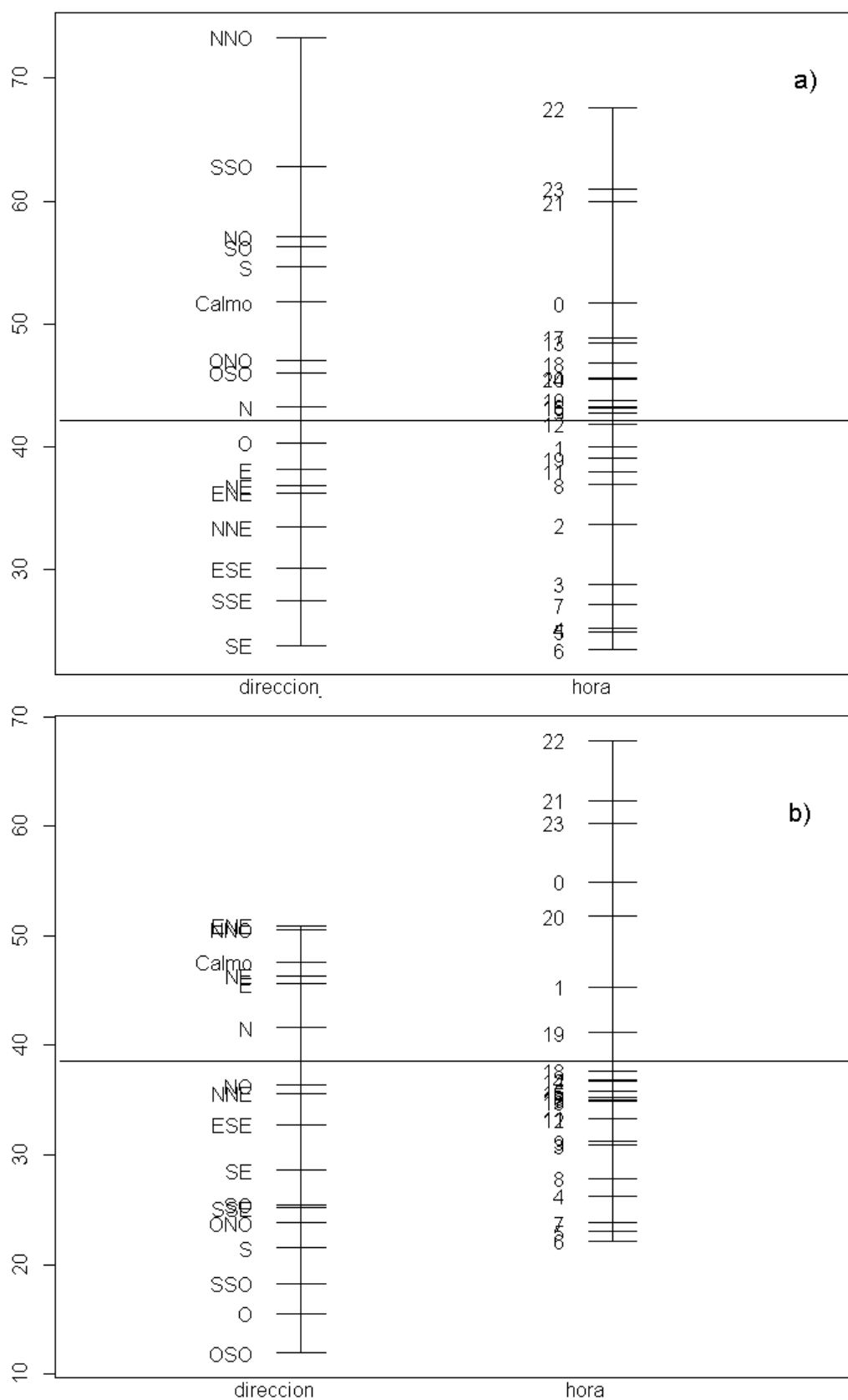


Figura 26. Concentraciones medias del MP₁₀ [μg m⁻³] en función de la dirección del viento y de la hora para a) MB y b) AER.

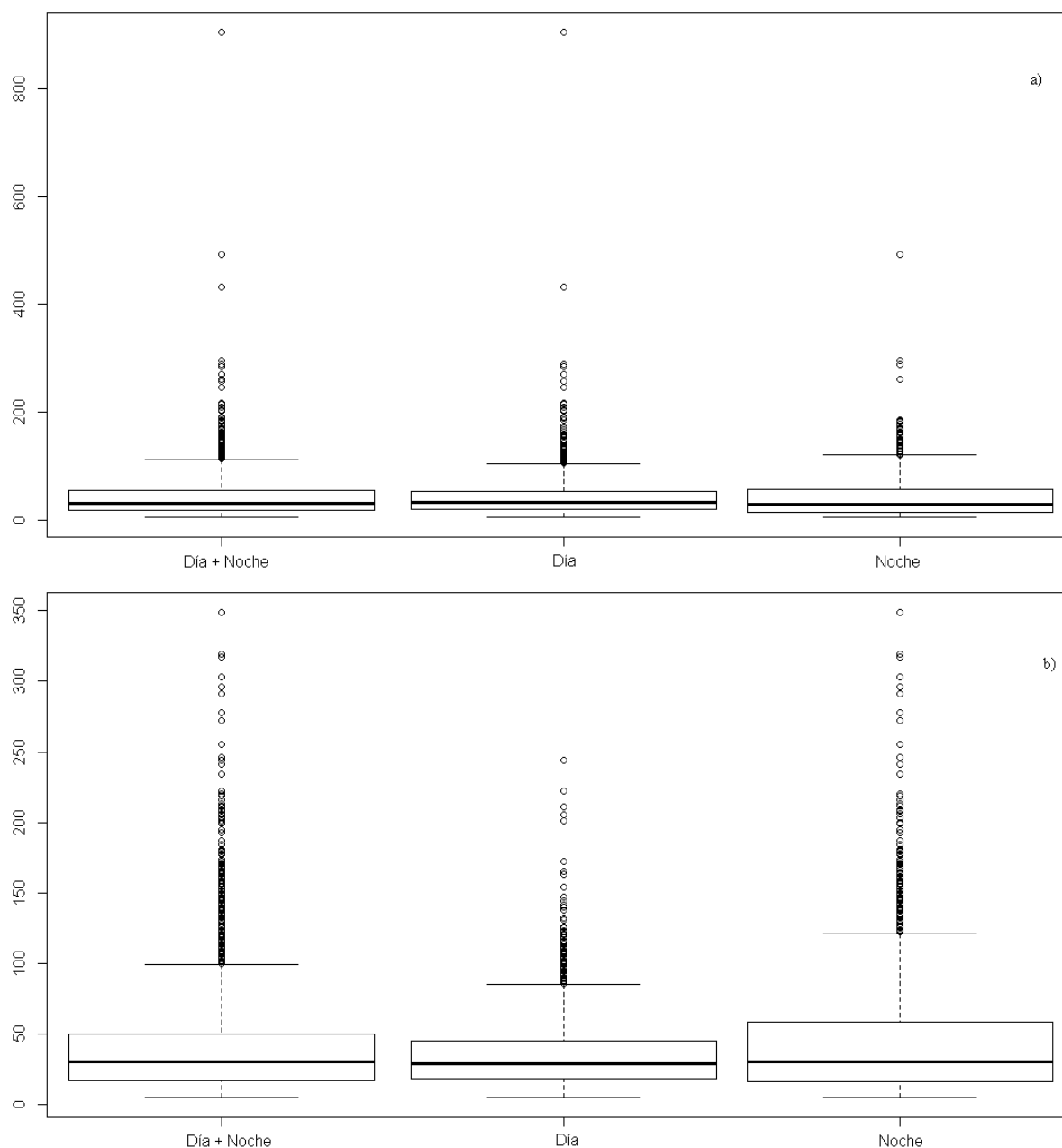


Figura 27. Boxplot del MP_{10} en unidades de $\mu g m^{-3}$ a) MB y b) AER.

Un análisis en función de la clasificación de “días laborables” (lunes a viernes, LV) y “días no laborables” (sábado y domingo, SD) fue realizado. Como se observa en la Figura 28, se presenta una tendencia similar para ambas clasificaciones, indicando que las emisiones se encuentran presentes todos los días. Sin embargo, en las dos estaciones la curva LV se despega de la SD mayoritariamente en las horas diurnas, siendo superiores las concentraciones medias observadas en LV, y en particular en la estación AER. Esto refuerza la idea de la influencia de las emisiones del parque automotor por cercanía a la ruta.

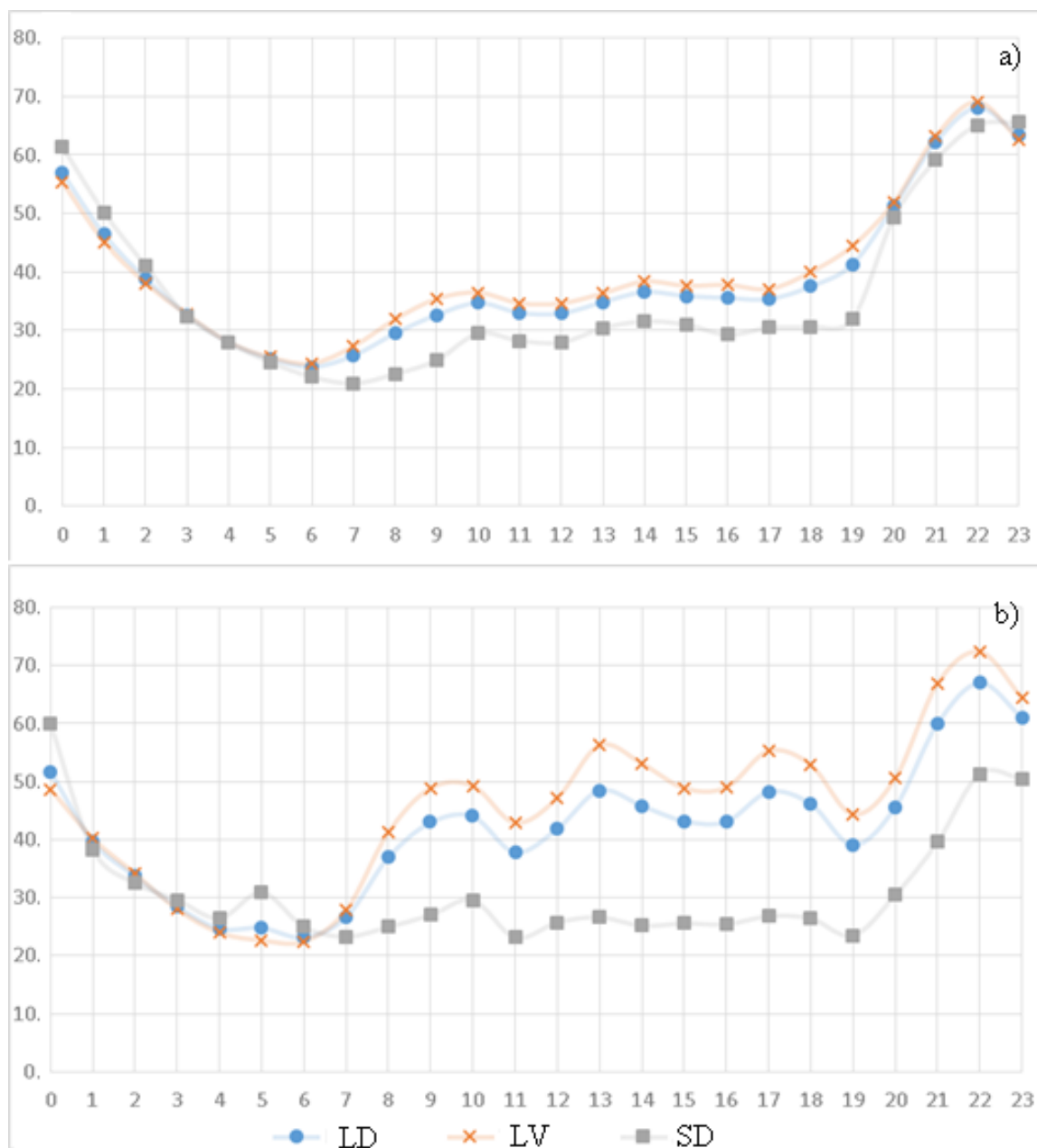


Figura 28. Concentraciones medias horarias en función del día en a) MB y b) AER. Leyenda: LD: lunes a domingo, LV: lunes a viernes, y SD: sábado y domingo.

Se analizaron las medias horarias de MP_{10} en función de los meses calendario para las bases de datos. La elección del período temporal busca reflejar posibles tendencias de jornadas laborales. En concordancia con lo antes expuesto, los máximos niveles de concentración de MP_{10} se presentan en horas nocturnas. El mes de noviembre de 2017 presentó los mayores niveles de MP_{10} –MB, con un máximo principal a las 17 horas, y uno secundario en horas nocturnas. Asimismo, los mayores niveles se encontraron en la franja horaria comprendida entre las 10 y las 23 horas (Figura 29). Análogamente, el registro en AER muestra que las

concentraciones medias horarias con una tendencia similar para todos los meses del año (Figura 30), a destacar los meses de marzo y enero, por presentar el mayor máximo en horario nocturno, y un máximo secundario en horas de la tarde, respectivamente.

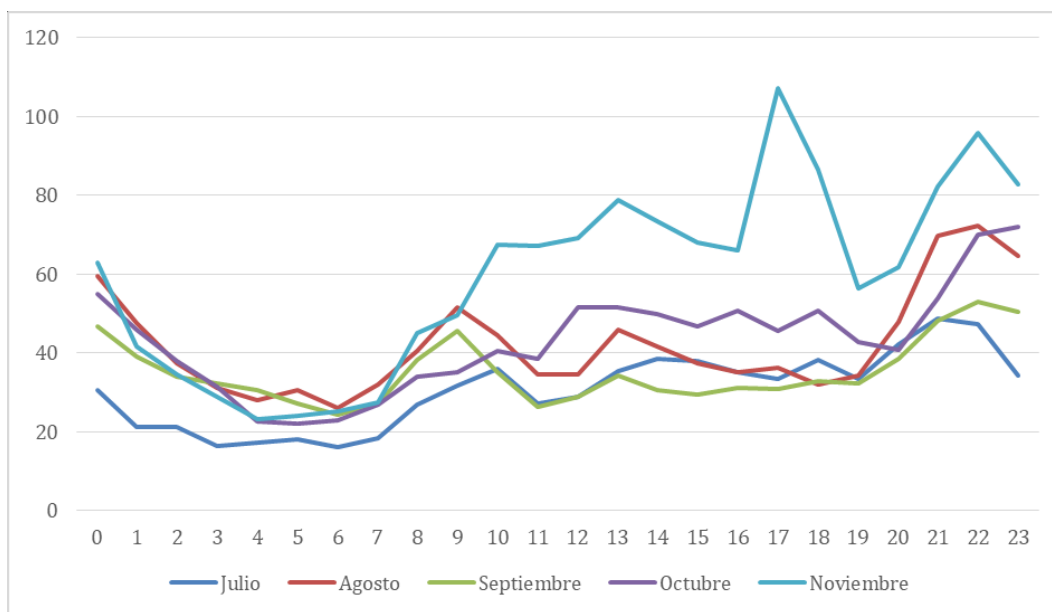


Figura 29. Concentraciones medias horarias de MP₁₀-MB (µg m⁻³) por mes, para el año 2017.

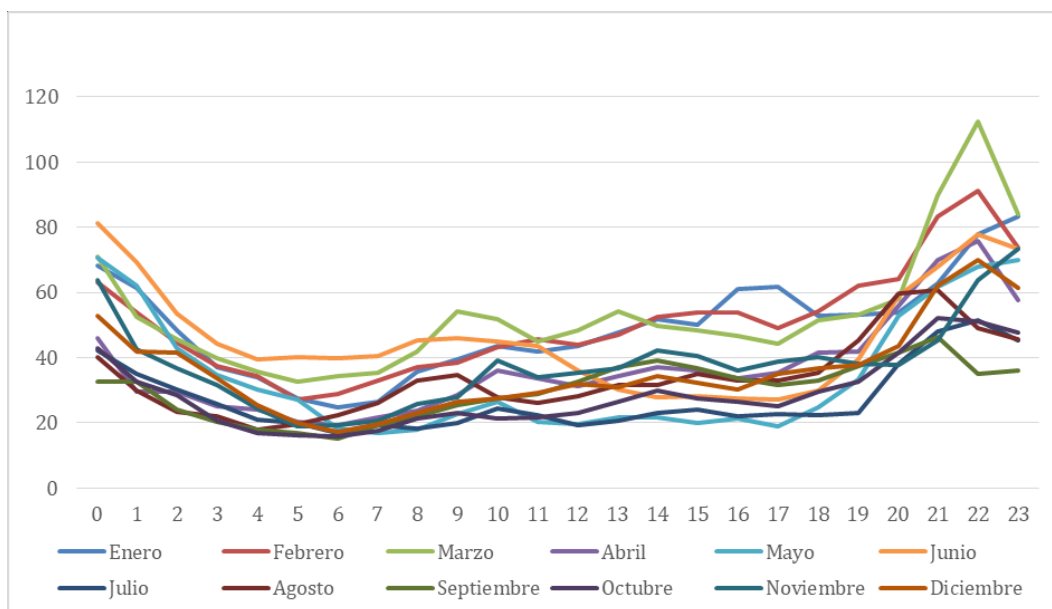


Figura 30. Concentraciones medias horarias de MP₁₀-AER (µg m⁻³) por mes, para el año 2018.

Un análisis complementario consiste en evaluar la procedencia del MP₁₀ para las situaciones en las que se detectan máximos valores de concentración en los registros de las estaciones de monitoreo. Si bien estos niveles no superan el valor normado (media de 24 horas comprendida entre las 1 - 24 horas), la aplicación de modelos de receptores para el análisis de eventos

representa una buena práctica cuando se desea conocer las zonas de aporte del contaminante en estudio al sitio de receptor (monitoreo).

Los meses seleccionados en este estudio son:

- noviembre de 2017 para la estación MB, por presentar los niveles de máximos de MP₁₀.
- marzo de 2018 para la estación AER, por presentar los niveles de máximos de MP₁₀.
- enero de 2018 para la estación AER, por presentar el pico secundario más alto de MP₁₀.

Se propone entonces profundizar en la estimación de las fuentes de procedencia mediante la aplicación de modelos de receptores, para acompañar la relación existente entre el MP₁₀ y MP_{2,5} para los distintos casos (Figura 31 a Figura 33). Una descripción y análisis de los resultados se presentará en el ítem “Bloque 4: Modelo de receptores” de este caso de estudio.

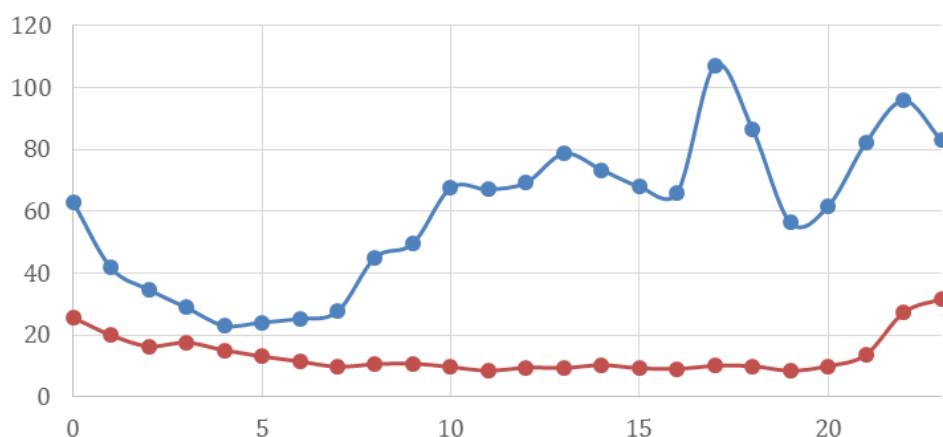


Figura 31. Concentraciones medias horarias ($\mu\text{g m}^{-3}$) para el mes de noviembre de 2017 en la estación MB, de MP₁₀ (azul) y MP_{2,5} (rojo).

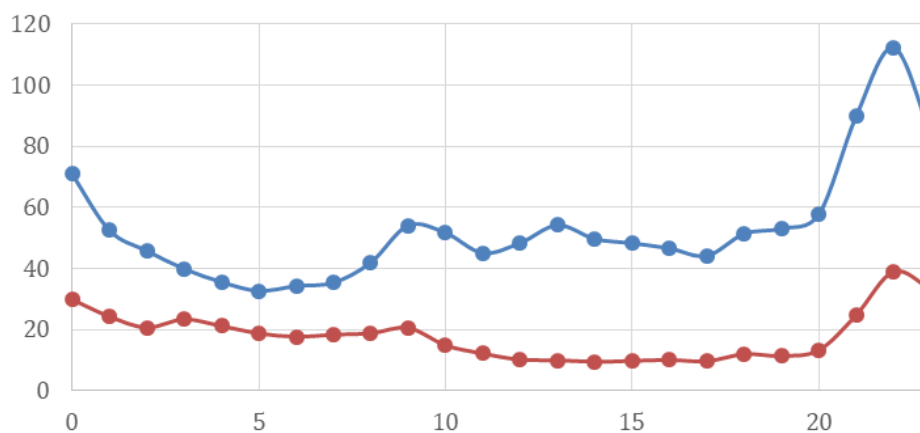


Figura 32. Concentraciones medias horarias ($\mu\text{g m}^{-3}$) para el mes de marzo de 2018 en la estación AER, de MP₁₀ (azul) y MP_{2,5} (rojo).

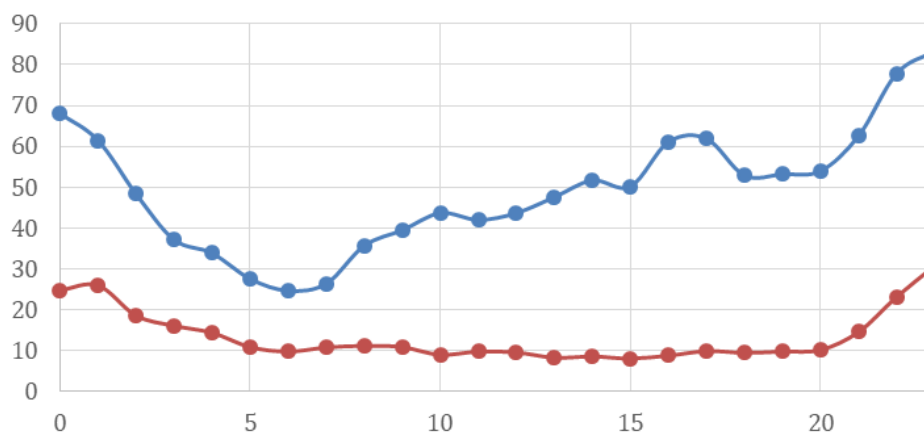


Figura 33. Concentraciones medias horarias ($\mu\text{g m}^{-3}$) para el mes de enero de 2018 en la estación AER, de MP_{10} (azul) y $\text{MP}_{2.5}$ (rojo).

Por último, se destaca que se estimó la calidad del aire según el Índice de Calidad del Aire de la US EPA (sin contemplar el aporte del O_3 debido a la carencia de datos de niveles del contaminante) y permaneció por debajo de “insalubre”.

Bloque 4: Modelo de receptores

En este estudio se aplica el modelo NTA para estimar las zonas de procedencia del MP_{10} y del $\text{MP}_{2.5}$. Este último, si bien no está regulado en la cuenca, puede aportar información en referencia a las fuentes de emisión. Aquí el modelo NTA usa como entrada los datos horarios de concentración del MP_{10} y del $\text{MP}_{2.5}$ correspondientes al período bajo estudio, así como también de magnitud y dirección del viento, registrados por la estación de monitoreo continuo y su estación meteorológica asociada. En la estimación de las retrotrayectorias del MP (durante 4 minutos) desde el sitio de monitoreo, se aproximan las concentraciones espaciales a partir de una regresión no paramétrica, obteniendo una representación espacial de la procedencia del MP a través de una escala cromática que destaca las contribuciones al sitio de monitoreo.

Estimación de zonas de procedencia en los meses de mayores concentraciones observadas de MP_{10} y $\text{MP}_{2.5}$.

Caso 1: mes de noviembre de 2017 para EMC II- MB.

La Figura 31 y muestra dos máximos de MP_{10} para el mes de noviembre (uno a las 17 horas y otro a las 22 horas) y un máximo nocturno para el $\text{MP}_{2.5}$. La Figura 34 a) identifica al sector emplazado al SSO, como la zona de aporte de las máximas concentraciones de MP_{10} al sitio de

monitoreo en MB durante el mes de noviembre, en horas diurnas (8 a 19 horas). La Figura 34 b) por su parte, destaca el aporte de MP_{10} desde el SSE hacia el mismo sitio de monitoreo en las horas nocturnas (20 a 7 horas). Lo destacable de estas figuras es que están bien definidas las direcciones de procedencia, a diferencia de la Figura 35 (a y b) donde el esquema es más difuso, con más direcciones de procedencia. No obstante, se evidencia un aporte significativo de $MP_{2,5}$ desde el norte en horas nocturnas. Estas gráficas ponen en manifiesto los impactos al sitio de monitoreo de las industrias y del parque automotor.

Caso 2: mes de marzo de 2018 para EMC II-AER.

La Figura 32 muestra un máximo de MP_{10} para el mes de marzo de 2018, registrado en la estación AER, a las 22 horas. Este máximo es acompañado por uno de $MP_{2,5}$, en el mismo horario. Las Figura 36 a) y Figura 37 a) muestran los aportes de MP_{10} y $MP_{2,5}$, al sitio de monitoreo AER en horas diurnas (8 a 19 horas), los cuales resultan distribuidos en el espacio. Por su parte, Figura 36 b) y Figura 37 b) justifica los aportes a los máximos nocturnos de la Figura 32, desde el S para el MP_{10} y desde el NNO para el $MP_{2,5}$.

Caso 3: mes de enero de 2018 para EMC II-AER.

La Figura 33 muestra un máximo de MP_{10} para el mes de enero de 2018, registrado en la estación AER, a las 23 horas, y un máximo secundario registrado a las 17 horas. Al igual que en el caso 2, el máximo nocturno de MP_{10} es acompañado por uno de $MP_{2,5}$, en el mismo horario. La Figura 38 a) muestra los aportes de MP_{10} desde el NO al sitio de monitoreo AER. De mismo modo, la Figura 40 b) evidencia aportes de $MP_{2,5}$ desde el NO y el N al sitio de monitoreo en concentraciones menores a otros escenarios estudiados en este trabajo. No obstante, el aporte de $MP_{2,5}$ del sector industrial prevalece sobre otras fuentes.

Una situación similar al escenario diurno, pero con mayor aporte, se observa en el escenario nocturno para $MP_{2,5}$ (Figura 39 b). Respecto a los aportes de MP_{10} , se presentan distribuidos en mayor cantidad de direcciones y con valores de menor magnitud, respecto al escenario diurno.

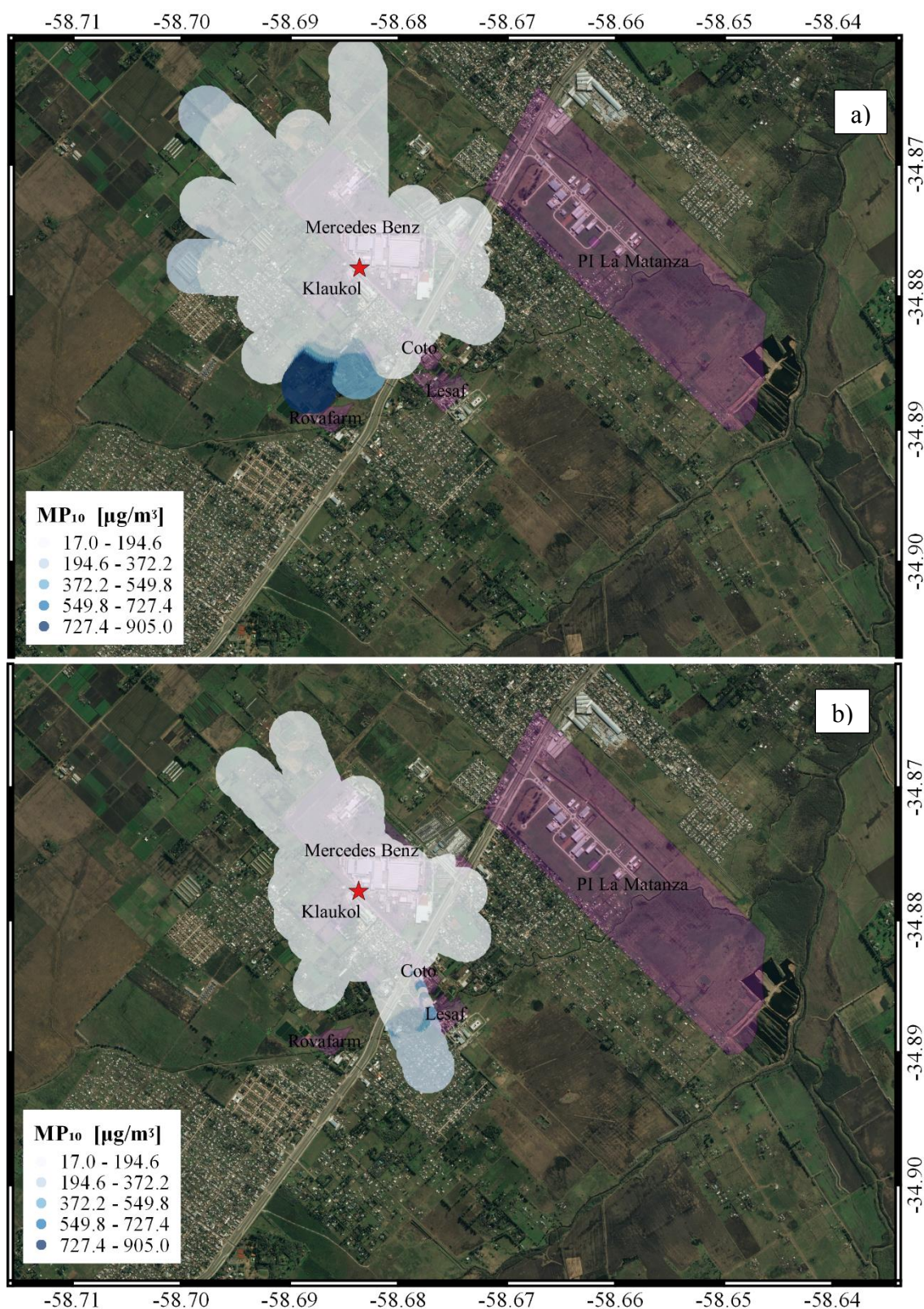


Figura 34. Niveles ($\mu g m^{-3}$) de MP_{10} retrotraídos obtenidos mediante NTA para el mes de noviembre de 2017 en la estación MB (estrella roja): a) período comprendido entre las 8 y las 19 horas (representativos del día) y b) período comprendido entre las 20 y las 7 horas (representativos de la noche).



Figura 35. Niveles ($\mu g\ m^{-3}$) de $PM_{2.5}$ retrotraídos obtenidos mediante NTA para el mes de noviembre de 2017 en la estación MB (estrella roja): a) período comprendido entre las 8 y las 19 horas (representativos del día) y b) período comprendido entre las 20 y las 7 horas (representativos de la noche).



Figura 36. Niveles ($\mu\text{g m}^{-3}$) de MP₁₀ retrotraídos obtenidos mediante NTA para el mes de marzo de 2018 en la estación AER (estrella roja): a) período comprendido entre las 8 y las 19 horas (representativos del día) y b) período comprendido entre las 20 y las 7 horas (representativos de la noche).



Figura 37. Niveles ($\mu\text{g m}^{-3}$) de $\text{MP}_{2.5}$ retrotraídos obtenidos mediante NTA para el mes de marzo de 2018 en la estación AER (estrella roja): a) período comprendido entre las 8 y las 19 horas (representativos del día) y b) período comprendido entre las 20 y las 7 horas (representativos de la noche).

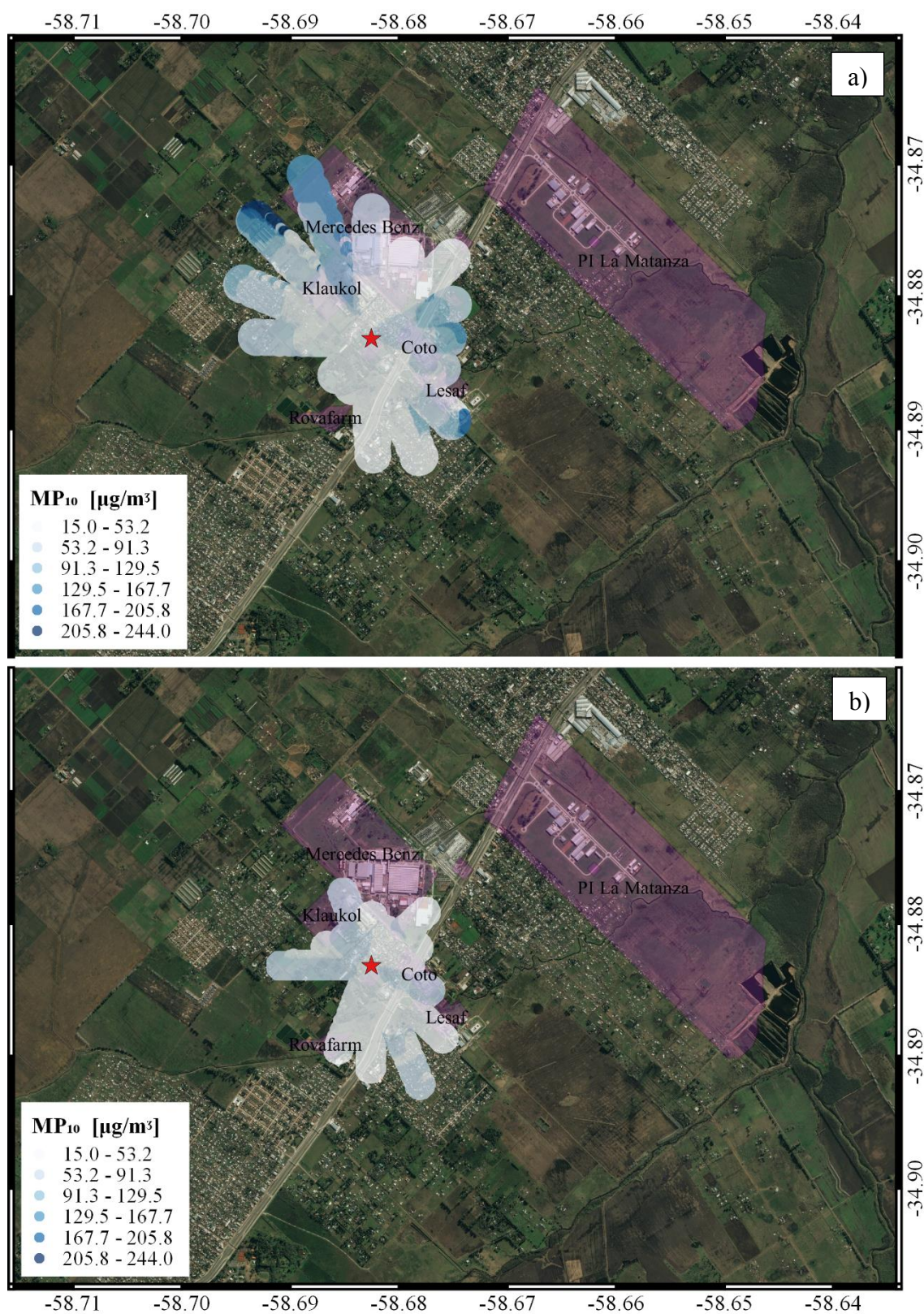


Figura 38. Niveles ($\mu g m^{-3}$) de PM_{10} retrotraídos obtenidos mediante NTA para el mes de enero de 2018 en la estación AER (estrella roja): a) período comprendido entre las 8 y las 19 horas (representativos del día) y b) período comprendido entre las 20 y las 7 horas (representativos de la noche).



Figura 39. Niveles ($\mu g\ m^{-3}$) de $PM_{2.5}$ retrotraídos obtenidos mediante NTA para el mes de enero de 2018 en la estación AER (estrella roja): a) período comprendido entre las 8 y las 19 horas (representativos del día) y b) período comprendido entre las 20 y las 7 horas (representativos de la noche).

Por último, complementariamente a lo presentado hasta aquí, se analizan los eventos desarrollados durante el registro de la estación en los distintos sitios, para los cuales el valor máximo del valor diario de la media móvil (contemplado entre la 1 y las 23 horas) superó el valor normado por la resolución 02/07 de calidad del aire de ACUMAR; (recordando que la misma contempla la media aritmética) a modo de destacar la necesidad de aplicar este estadístico. Durante el registro en MB se estudió el evento desarrollado el día 15 de noviembre de 2017, iniciado a las 6 pm con cuatro horas de duración. Este evidenció que las concentraciones medias superiores provenían principalmente del N y NE, direcciones asociadas al predio de una de las industrias de mayor (según el inventario de emisiones) y la Ruta Nacional 3 (Figura 40 a). Un resultado similar se encontró durante el evento en AER, el día 20 de junio del 2018 a las 20 horas (dos horas de duración), donde la aplicación del modelo de receptor NTA (Figura 40 b) marcó como direcciones predominantes a aquellas comprendidas entre N y NNE (observado en sentido horario) contemplando 24 horas de niveles del contaminante asociados presumiblemente con la Ruta Nacional 3 y al predio de una de las industrias de mayor.

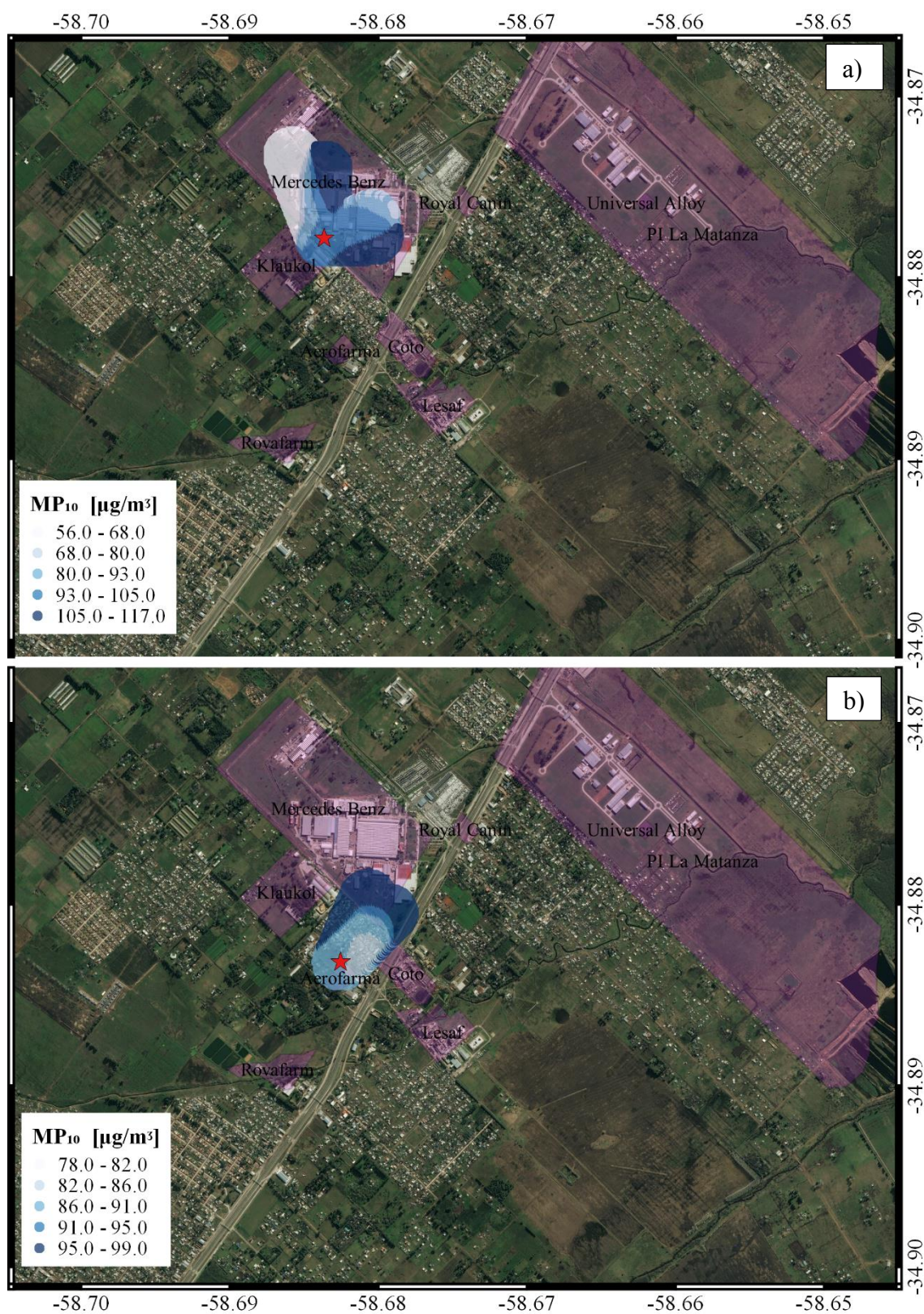


Figura 40. Aplicación del modelo NTA: a) Concentraciones de MP_{10} para el evento desarrollado en EMC II-MB el día 15 de noviembre 2017 a las 18 horas, y b) Concentraciones de MP_{10} para el evento desarrollado en EMC II-AER el día 20 de junio 2018 a las 20 horas.

Discusión

El monitoreo activo y continuo de los contaminantes criterio, llevado a cabo por ACUMAR en cercanía del sector industrial en el Barrio Las Mercedes de La Matanza, responde a cubrir una serie de denuncias realizadas por los vecinos del predio industrial en materia de calidad del aire. Debido a la multiplicidad de fuentes asociadas a los contaminantes criterio, en función de lo previamente expuesto en esta tesis, es importante el estudio del escenario abordando el análisis de la contaminación atmosférica desde los diferentes puntos de vista para ofrecer una conclusión que describa de manera fehaciente la exposición de la población.

El abordaje de este estudio presenta la particularidad de contar con un inventario de emisiones de fuentes fijas, una estación de monitoreo de contaminantes criterio, una estación meteorológica en el sitio de monitoreo de los parámetros de la calidad del aire, y una regulación propia, que no dista de los presentes en el resto de la provincia de Buenos Aires. Todo esto, sumado al hecho de que las concentraciones observadas presentan la misma frecuencia que los parámetros meteorológicos, resultan ítems de interés que ponderan el análisis que se puede realizar de un caso, ya que se puede disponer de información bondadosa y descriptiva.

En cuanto a las locaciones de la estación de monitoreo, se considera más representativa AER dado que permite medir los niveles de contaminantes en cercanía a las fuentes principales (Mercedes Benz y Klaukol), y no se presentan obstáculos de altura que puedan afectar las trayectorias en el transporte de las sustancias. Esto puede observarse en las mediciones superiores de MB, donde la estación está situada en el predio de la principal emisora de MP₁₀, próxima al establecimiento donde pueden evidenciarse fenómenos turbulentos asociados a la presencia de estructuras.

Indistintamente del sitio de monitoreo, los contaminantes primarios – emitidos directamente a la atmósfera – presentan los máximos niveles en horas nocturnas, lo cual es posiblemente atribuible a condiciones de estabilidad atmosférica por el enfriamiento radiactivo y/o emisiones nocturnas de diversas fuentes, entre las que se destacan el sector industrial y el parque automotor. Además, los niveles de NO en AER permitieron resaltar la influencia del tráfico en la locación de AER, próxima a la Ruta Nacional 3.

Particularmente, las concentraciones superiores de MP₁₀ – AER en términos de dirección del viento provienen presumiblemente desde fuentes cercanas, sin poder discriminar entre las industrias por la proximidad entre las mismas. En cambio, la estación MB por su ubicación

permite discriminar mejor entre las direcciones asociadas a dichas empresas de relevancia para la región.

Dado que, en un análisis preliminar, se observa que no existe una tendencia de las concentraciones del material particulado con respecto a las estaciones climatológicas (verano, invierno, otoño y primavera), la elección de trabajar con un esquema mensual resulta apropiada. Además, los meses de concentraciones superiores de MP destacan la necesidad de profundizar en la caracterización fisicoquímica del mismo, a fin de poder contar con más información y poder discernir las posibles fuentes de emisión asociadas a los niveles encontrados. Si bien los inventarios de emisiones ofrecen una caracterización de la región de estudio, es información que da cuenta de condiciones normales (o promedio) de operación, y no contempla los eventos de emisión que pueden ser registrados por una estación de monitoreo. Asimismo, los inventarios deberían contemplar información de fuentes difusas, fuentes móviles, entre otras, además de las fuentes fijas desde ductos (chimeneas). En tal sentido, la caracterización fisicoquímica del MP puede contribuir a proporcionar un resultado más descriptivo, que complemente a las herramientas aquí utilizadas.

Finalmente, la aplicación del modelo de receptores NTA permitió visualizar la procedencia del MP, frente a casos determinados de estudio (meses, día-noche). En la mayoría de los escenarios se presentan emisiones de amplio rango espacial, permitiendo detectar las principales fuentes de emisión de ambas fracciones (tanto fijas como las asociadas al tráfico). Cabe destacar que esta zona bajo estudio tiene la particularidad de presentar industrias donde los procesos están asociados principalmente a la industria alimenticia, farmacéutica y automotor. Particularmente esta última representa el 85% de las emisiones de fuentes fijas asociadas al material particulado (MP₁₀), y notablemente los resultados arrojados por el NTA son congruentes con las actividades relevantes de la región. No obstante, dado que el barrio se encuentra cercano a un complejo industrial, los caminos/rutas resultan de gran importancia debido al tránsito ligero y pesado correspondiente a la carga y descarga de las empresas, y en tal sentido, las emisiones de fuentes móviles deberían ser consideradas en futuros estudios.

Estudio de concentraciones elevadas y regiones de procedencia de contaminantes criterio en Bahía Blanca

Bloque 1: Estudio de la región

Delimitación del área de estudio

El Partido de Bahía Blanca se encuentra conformado por la ciudad homónima y las localidades de Ingeniero White, General Daniel Cerri, Grünbein, Cabildo, Villa Espora, Villa Bordeu y La Vitícola (ordenadas en forma decreciente por número de habitantes). Con una población de 301.572 habitantes y un crecimiento del 13% respecto al último censo, es considerado el cuarto centro más grande de la provincia de Buenos Aires [1, 33].

La región cuenta con la presencia de uno de los polos petroquímicos más grande del país, emplazado en la localidad portuaria de Ingeniero White, a pocos kilómetros del centro urbano de la ciudad de Bahía Blanca. En el mismo se desarrollan tres tipos de industrias: petrolera, petroquímica y química; con un aporte de unos 125.000.000 de pesos anuales a la economía bahiense, las industrias proporcionan 5.000.000 de pesos en concepto de tasa ambiental [34-35]. De la producción generada en el polo, el 60% de lo producido se destina a la industria plástica, un 10% a la elaboración de fertilizantes y abonos, un 10% para la producción de pinturas, barnices, adhesivos y selladores, otro 10% para producción de combustibles y solventes y, por último, un 10% en la industria del caucho y textil sintética [36].

Durante el año 2000, la región sufrió incidentes graves registrados con días de diferencia. El primero se desarrolló el día 20 de agosto en la Planta de Solvay Indupa, debido a un escape de cloro con una duración de 25 minutos, que alertó a la población gracias a la visualización de una nube densa. Este escape tuvo la suerte de ser direccionado por los vientos hacia el mar, y no afectar al centro urbano. Unos ocho días después, un nuevo escape tuvo lugar de la mano de la empresa Profertil, siendo en esta oportunidad el amoníaco la sustancia emitida. En este caso, se presentaron consecuencias en la salud de la población por la inhalación de gas. Si bien la Secretaría de Política Ambiental de la Provincia clausuró la planta por un plazo de unos días, el incidente se reiteró con las mismas consecuencias. Posteriormente, el Instituto Nacional de Epidemiología “Dr. Juan H. Jara” no pudo confirmar un incremento de riesgo de cáncer asociado a la cercanía al polo al comparar los registros del período 1989 -2002 en Bahía Blanca y alrededores [37-43].

A partir de estos escapes se llevó a cabo una redefinición de la política ambiental y posteriormente la sanción de la Ley Provincial 12.530 [44], creándose el programa especial para la Preservación y Optimización de la Calidad Ambiental con los organismos “Comité Técnico Ejecutivo” (CTE) y de “Control y Monitoreo”. Los mismos cuentan con la participación integrada de universidades, gremios y organizaciones sociales, además de las facultades de evaluación de la Organización Provincial para el Desarrollo Sostenible (OPDS), organismo que controla y regula los permisos de aptitud ambiental en la provincia de Buenos Aires.

Relevamiento de fuentes

El relevamiento de las fuentes fijas de emisión fue tomado del informe del Programa Integral de Monitoreo 2015 [45], el cual presenta una actualización del Inventario de Emisiones Gaseosas de fuentes fijas puntuales de emisión continua, provisto por el municipio de Bahía Blanca (Figura 41).

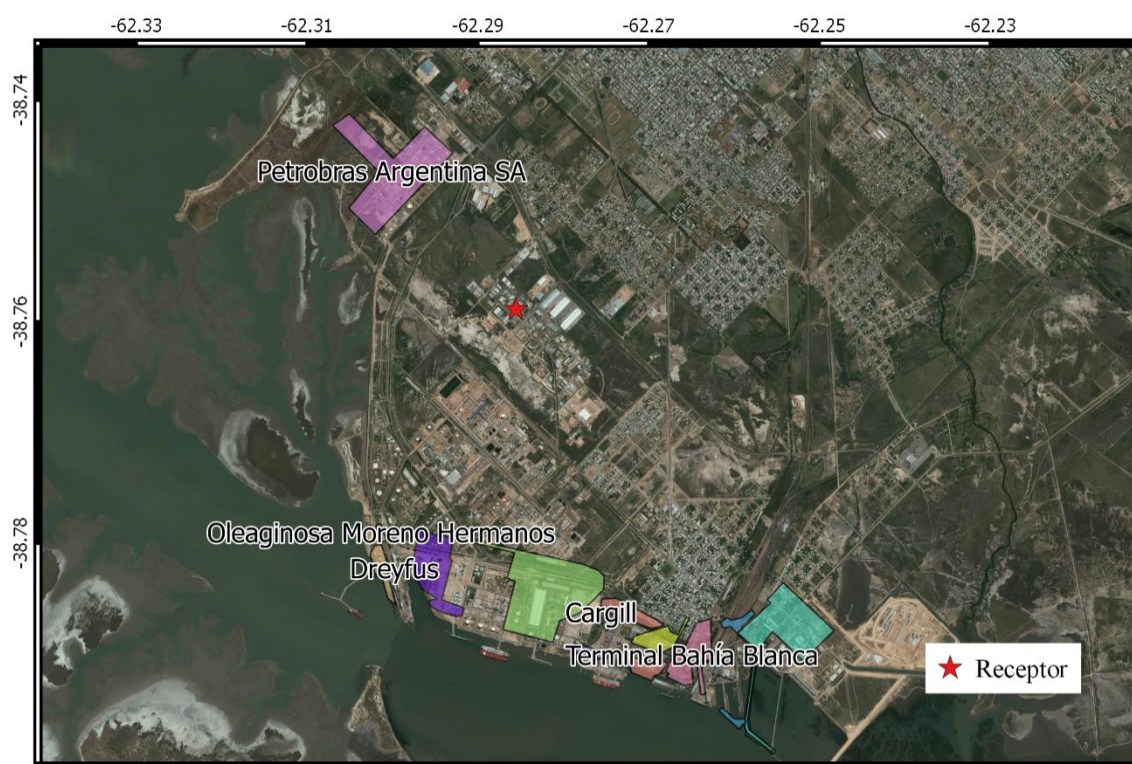


Figura 41. Ubicación del sitio de monitoreo (estrella roja). Relevamiento de las fuentes fijas de emisión (polígonos) tomadas el PIM.

Del inventario se desprende que los principales contribuyentes en las emisiones de óxidos de azufre (SO_x) lo constituyen la Central Piedra Buena S.A. (82,8% anual) y Petrobras Argentina

S.A. (17,2% anual). Las emisiones de los SO₂ en la central están directamente relacionadas con la cantidad de azufre que contiene el combustible utilizado. Para el MP₁₀ se encuentra que Petrobras Argentina S.A. emite el 46% de las toneladas anuales percibidas, seguido por la Central Piedra Buena S.A. con un 15%, de un total de nueve empresas declaradas. Según el inventario de emisiones fijas, de las ocho empresas que emiten NO_x se observan emisiones anuales similares por parte de Central Piedra Buena S.A. y TGS (29%), seguido en un tercer lugar por PBB Polisur (14%). Con respecto al CO, se encuentran declaradas siete empresas de las cuales se destacan TGS (43,4%), Solvay Indupa (24,4%) y Cargill (22,7%).

Bloque 2: Tratamiento de las bases de datos

Las autoridades del municipio de Bahía Blanca operan una estación de monitoreo continuo de contaminantes criterios, para determinar el cumplimiento de los estándares provinciales de calidad del aire ambiente. Las mediciones se reportan como valores medios horarios para el monóxido de carbono (CO), dióxido de nitrógeno (NO₂), dióxido de azufre (SO₂), ozono troposférico (O₃) y material particulado (MP₁₀) en el aire. Los mismos son analizados mediante métodos de referencia o equivalentes de la US EPA [46]. Desde octubre del 2009 a la actualidad, el sitio de monitoreo se encuentra en el consorcio del parque industrial, próximo al polo petroquímico (38° 45' 32" S, 62° 17' 08" O). En el desarrollo de este trabajo se estudian las mediciones observadas del monitoreo continuo en el partido, para el período comprendido entre 2013 y 2015.

Respecto a la base de datos meteorológicos, la misma fue suministrada por el Servicio Meteorológico Nacional (SMN), con una frecuencia horaria de los parámetros: temperatura, humedad relativa, presión atmosférica, velocidad y dirección del viento, precipitación y radiación solar. La estación se encuentra situada en el aeropuerto de Bahía Blanca (38° 43' 13" S, 62° 09' 27" O).

Adaptación de la base de datos de contaminantes

Para analizar la calidad del aire en la región para el período 2013 al 2015, se trabajó con una base de datos observados de los distintos contaminantes criterios: CO (ppm), O₃ (ppb), NO₂ (ppb), SO₂ (ppb) y MP₁₀ (µg m⁻³). La base de datos contiene un total de 26280 mediciones; 8760 por año, de las cuales 4067, 4532 y 1330 observaciones se encuentran incompletas – falta al menos para un contaminante - en los años 2013, 2014 y 2015, respectivamente, siendo los

contaminantes con mayores ausencias en orden creciente, NO₂, SO₂ y MP₁₀. En el siguiente estudio los valores perdidos de concentraciones no fueron aproximados, mientras que aquellas observaciones cuyos contaminantes presentaban concentraciones por debajo del límite de detección (Tabla 17) fueron reemplazadas por dicho valor.

Tabla 17. Límite de detección de los contaminantes criterio para la estación, brindados por CTE.

Contaminante	MP ₁₀ [µg m ⁻³]	CO [ppm]	NO ₂ [ppb]	SO ₂ [ppb]	O ₃ [ppb]
límite de detección	2.5	0.04	2.5	0.1	1.0

El estudio de la detección de eventos mediante el índice de calidad del aire requiere del uso de las medias móviles de los contaminantes según los tiempos expuesto por la US EPA (Tabla 18).

Tabla 18. Tiempos de integración de media móvil de los contaminantes.

Contaminante	MP ₁₀	CO	NO ₂	SO ₂	O ₃
Tiempo (horas)	24	8	1	1	8

Adaptación de la base de datos de meteorología

Se dispone de una base de datos brindada por el Servicio Meteorológico Nacional, en la cual se contemplan observaciones horarias de temperatura (°C), humedad relativa (%), presión atmosférica (hPa), velocidad (km h⁻¹) y dirección (36 cortes expresados en decagradados) del viento, precipitación (mm) y radiación solar (W m⁻²).

Bloque 3: Procesamiento de datos de contaminantes

Análisis temporal

El reciente decreto 1074/18 (que deroga al Decreto 3395/96) establece en su Tabla A, los valores norma para estándares en calidad del aire, entre los cuales se regula a dióxido de azufre para 24 horas y 1 hora, a no ser superados los valores establecidos en tres etapas en más de una vez al año [23]. No obstante, hay que destacar que, para el período de monitoreo analizado, la reglamentación vigente se enmarcaba en la Resolución N° 242/97, complementario al Decreto 3395/96 [24], en donde en la Tabla A del Anexo III presenta los valores normas para los estándares de calidad del aire evaluados como promedios aritméticos anuales. En este caso de

estudio, es de interés los valores que toman el MP₁₀, el SO₂ y el NO₂ (50 µg m⁻³, 30 ppb y 53 ppb, respectivamente). Para el período 2013 a 2015 (Tabla 19), tanto el NO₂ como SO₂ presentaron medias anuales similares e inferiores a los valores normados, mientras que el MP₁₀ lo superó en el año 2013.

Tabla 19. Concentraciones medias anuales de los contaminantes criterio

Contaminante	MP ₁₀ [µg m ⁻³]	CO [ppm]	O ₃ [ppb]	SO ₂ [ppb]	NO ₂ [ppb]
2013	61.6	0.2	12.3	1.4	6.1
2014	47.1	0.4	17.8	1.4	7.1
2015	46.9	0.3	18.2	1.5	6.2

La serie de tiempo para los contaminantes que presentan valores normados en 24 horas definidos desde las 10 am permite evidenciar los episodios en los cuales el valor límite diario fue superado en numerosas oportunidades para el MP₁₀ (Figura 42), mientras que el SO₂ (Figura 43) permanece por debajo de su límite.

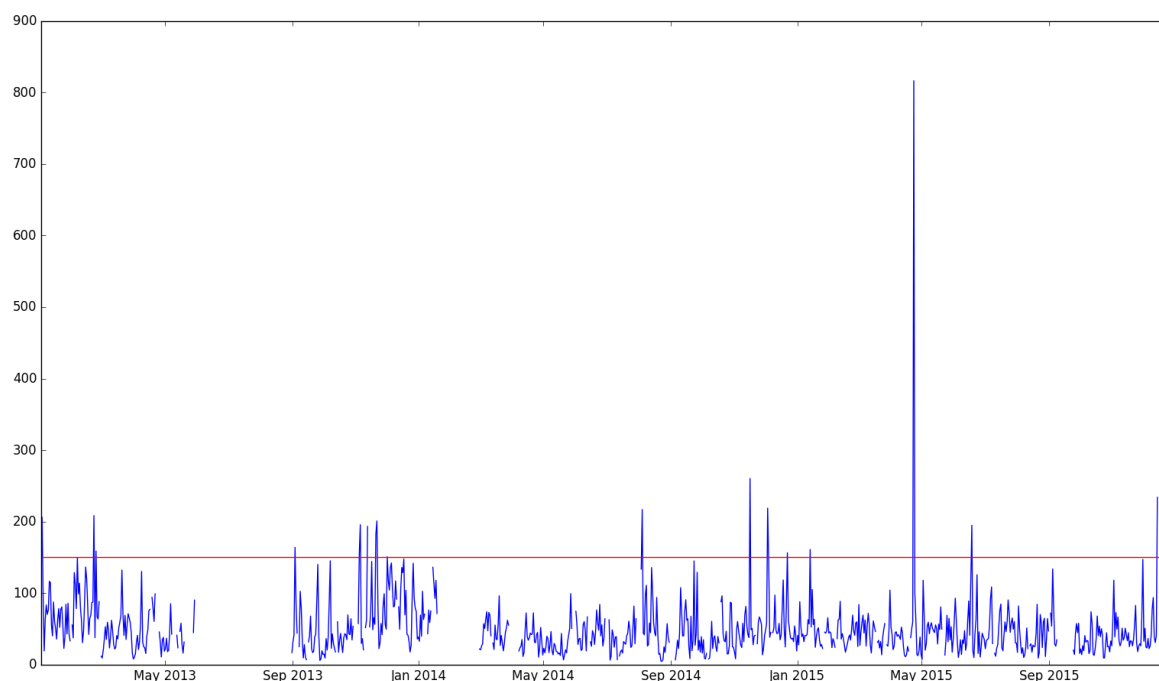


Figura 42. Concentraciones medias diarias para el MP₁₀ (µg m⁻³) durante el período 2013-2015.

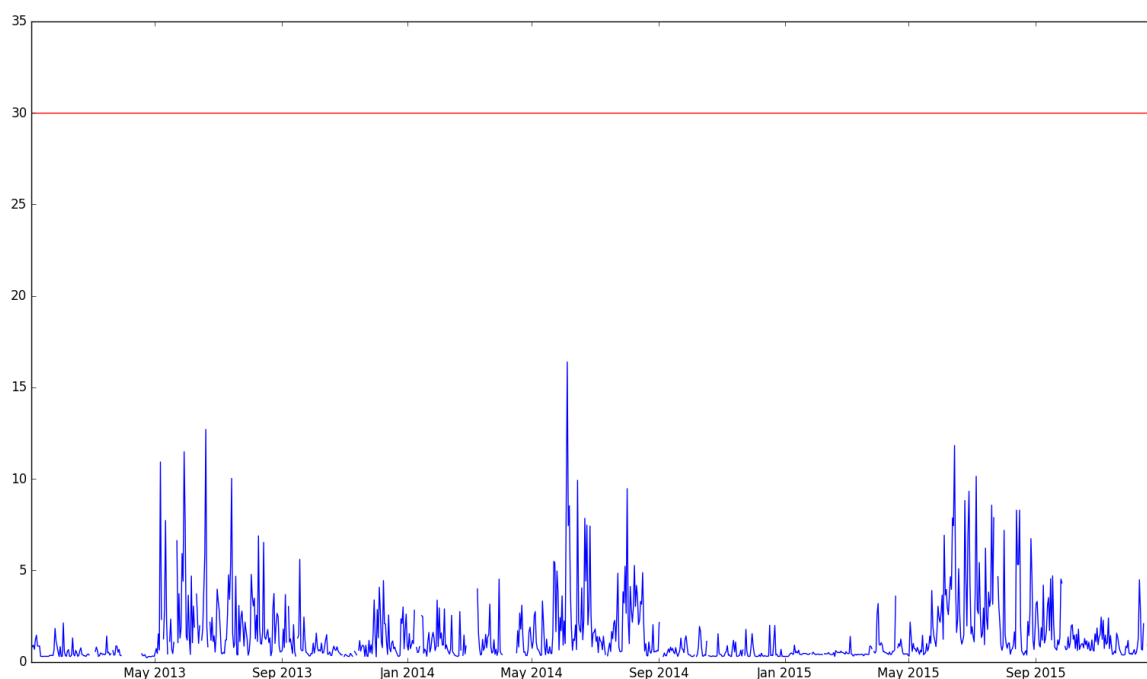


Figura 43. Concentraciones medias para el SO₂ (ppb) durante el período 2013-2015.

En los meses relacionados a las estaciones cálidas (verano y primavera), las concentraciones medidas en el centro de monitoreo del SO₂ son significativamente menores, y presentan una dispersión menor en comparación a las estaciones frías (Figura 43). En cambio, en los meses más fríos, en los cuales las temperaturas ambientales son menores, se observa que las concentraciones son superiores. Esto puede atribuirse a los movimientos verticales de las masas de aire debido a la turbulencia de origen térmico, la cual tiene mayor influencia durante días de elevada radiación solar y escasa nubosidad [47]. Profundizando este comportamiento, se hace uso del percentil 98 determinado por año - identifica el 2% de los valores superiores - observándose un incremento del estadístico con tiempo – valores ordenados por año: 4,1 ppb, 4,3 ppb y 4,8 ppb-, los cuales se desarrollan durante meses relacionados con temperaturas bajas (desde mayo a agosto), presentando el valor máximo en mayo para el año 2013 y únicamente durante el mes de julio para los años 2014 y 2015 (Figura 44).

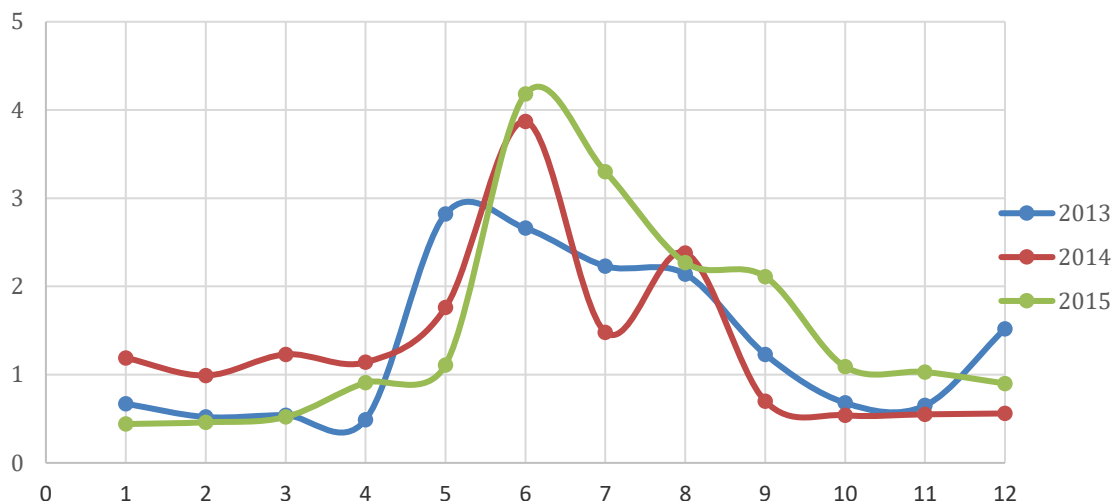


Figura 44. Concentraciones medias mensuales para SO₂ (ppb). Los meses se encuentran representados numéricamente iniciando en enero, con el valor 1.

Del análisis de las medias horarias para cada contaminante criterio puede observarse que los mismos presentan la misma tendencia horaria a través los años bajo estudio (Figura 45 a Figura 49). Particularmente, las mayores concentraciones promedios toman lugar en horarios diurnos, específicamente desde las 8 a las 17 horas. Destacándose el NO₂ como un indicador de tránsito, sus valores permanecen altos dentro del rango horario previamente mencionado, indicando gran influencia de las emisiones derivadas del tránsito dentro de la jornada. Durante el período diurno las concentraciones medias de MP₁₀ y CO oscilan notablemente dentro del mismo. En cambio, los mínimos de las concentraciones medias, para todos los años y todos los contaminantes, se presentan en la madrugada de 2 a 5 am.

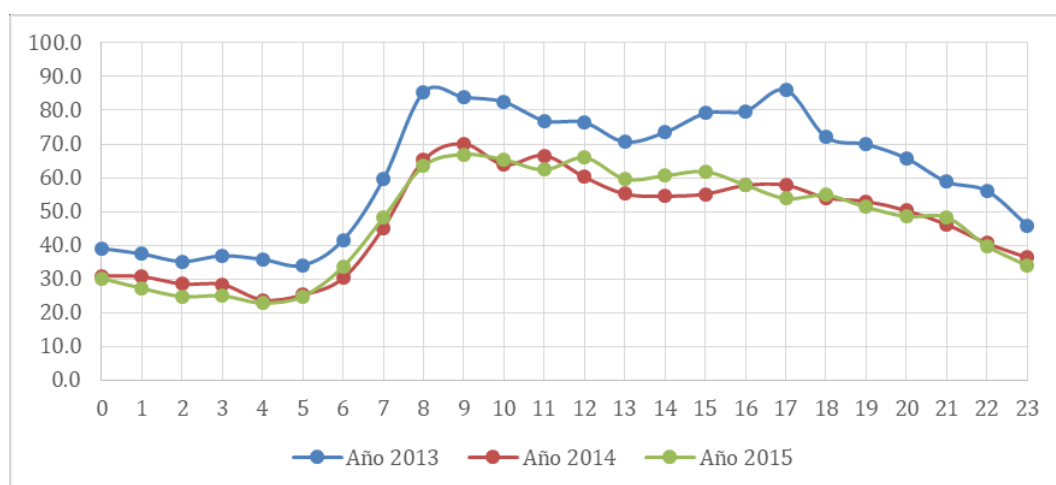


Figura 45. Concentraciones promedio horarias por año para MP₁₀ (µg m⁻³) en el período 2013-2015.

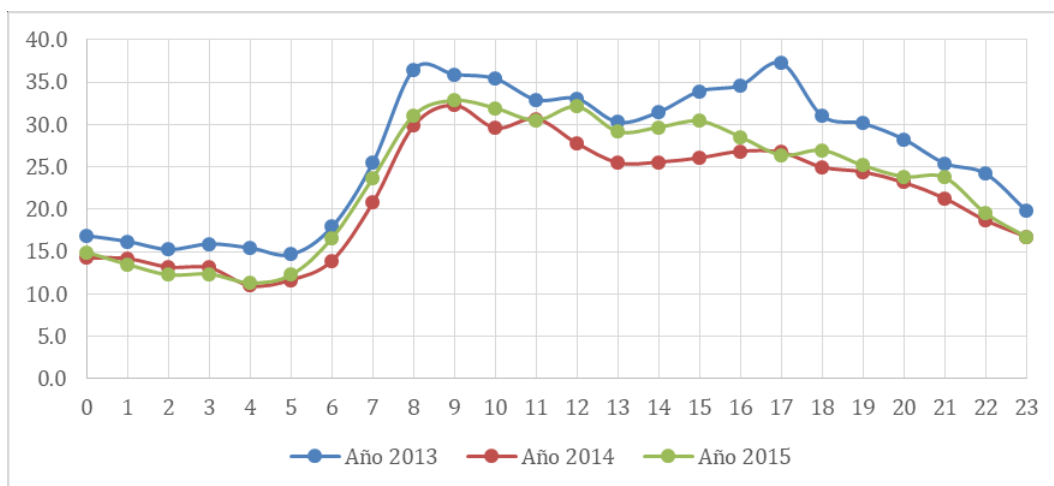


Figura 46. Concentraciones promedio horarias por año para CO (ppm) en el período 2013-2015.

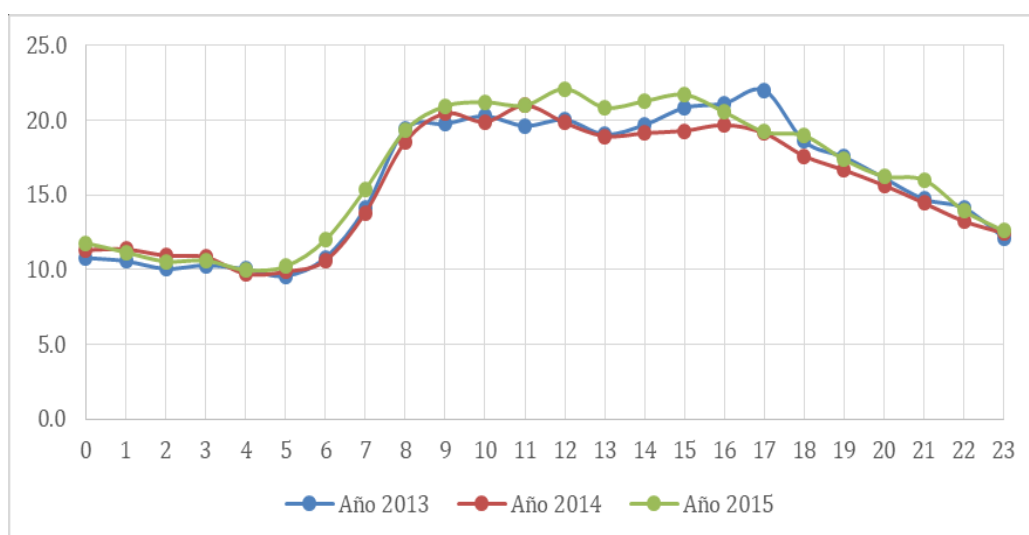


Figura 47. Concentraciones promedio horarias por año para SO₂ (ppb) en el período 2013-2015.

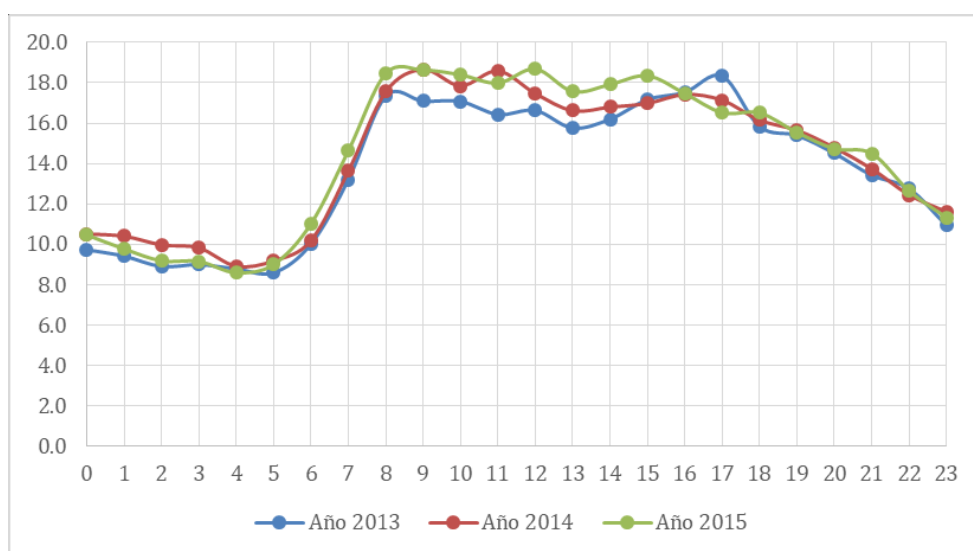


Figura 48. Concentraciones promedio horarias por año para NO₂ (ppb) en el período 2013-2015.

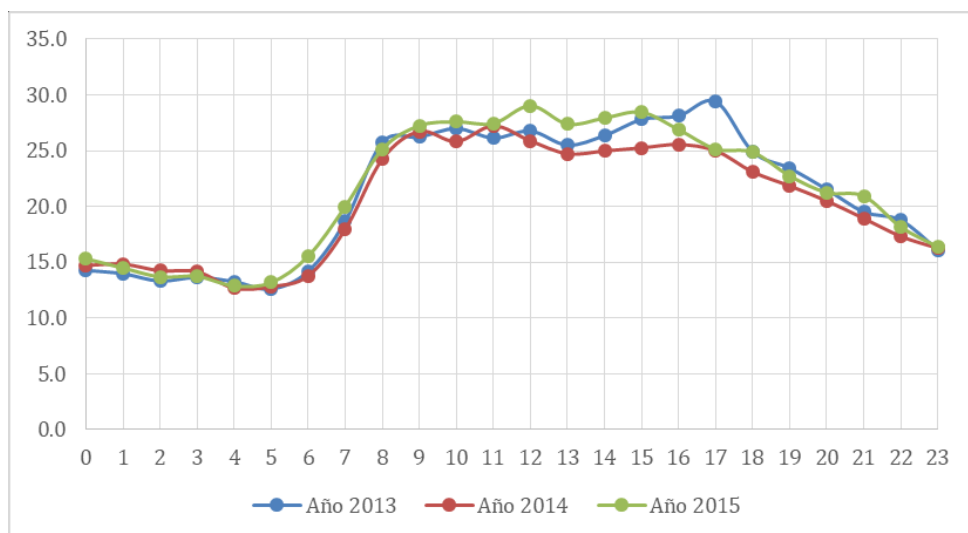


Figura 49. Concentraciones promedio horarias por año para O₃ (ppb) en el período 2013-2015.

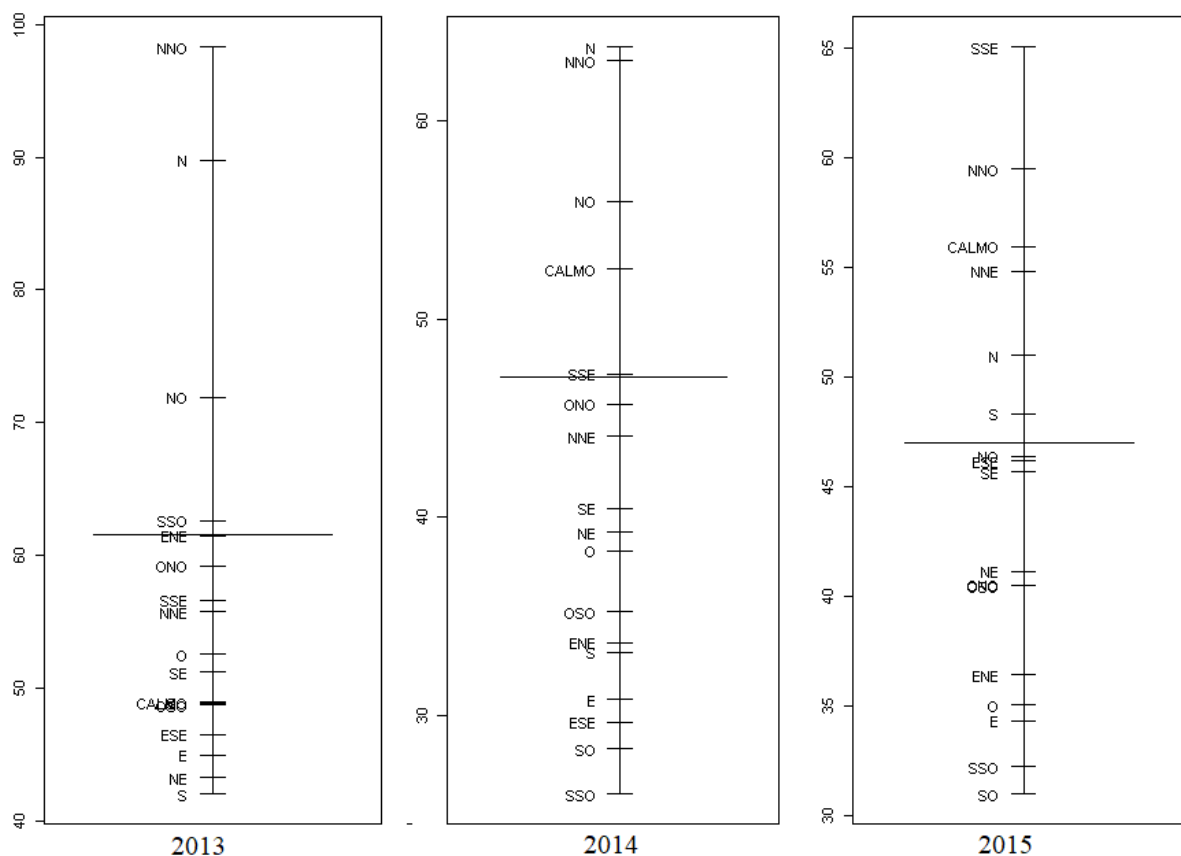


Figura 50. Concentraciones promedio para MP₁₀ (μg m⁻³) en función de las direcciones del viento en los años 2013, 2014 y 2015.

Como se mencionó previamente, los vientos calmos (velocidades inferiores a 1 m s⁻¹) no son muy recurrentes en la región. Luego, al estudiar las concentraciones medias observadas en la región para MP₁₀, se destaca que los valores mayores toman lugar en las direcciones

predominantes NNO, N y NO para los años 2013 y 2014; este último, además, cuenta con presencias de vientos calmos, mientras que el año 2015 destaca la presencia de la dirección SSE, NNO y vientos calmos principalmente. Cabe destacar que el último año estudiado contó con la presencia de la erupción del volcán Calbuco, localizado al sur de Chile, el cual fue una fuente importante de este contaminante [48-51]. Resultados similares se observaron para el contaminante SO₂, exceptuando la participación de medias superiores asociadas a la dirección del SSE para el año 2015 (Figura 50 y Figura 51) debido a la distancia de la fuente natural al sitio de monitoreo [52-54].

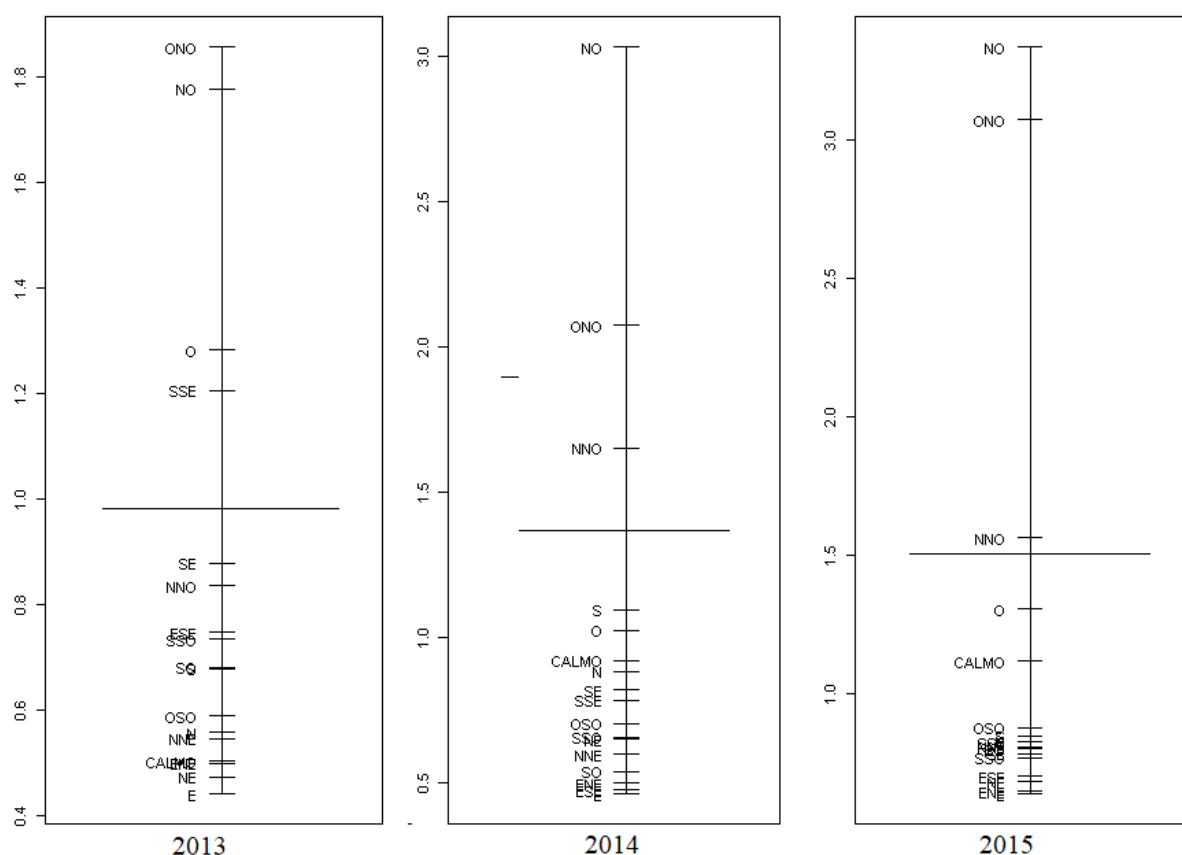


Figura 51. Concentraciones promedio para SO₂ (ppb) en función de las direcciones del viento en los años 2013, 2014 y 2015.

Detección de eventos de concentraciones elevadas

Análogamente al caso de estudio 1, donde se estudió los eventos en los cuales el contaminante SO₂ superaba los valores límites en términos de salud establecidos por los índices de calidad del aire, para la presente región se extendió el concepto a todos los contaminantes criterio. Por lo tanto, se definen como eventos a aquellos períodos de tiempo en los cuales el índice de la calidad del aire es insalubre para grupos sensibles, calculado a partir de todos los contaminantes

considerados por la US EPA. En esta instancia, se hace uso de las concentraciones promedio estimadas mediante la media móvil; cada especie conlleva un período temporal distinto, siendo finalmente el índice representado horariamente por la especie que se categoriza como de mayor incidencia en la calidad del aire a través de su promedio. Por lo tanto, se resalta que el cálculo del índice no es acumulativo, sino que es representado por la especie de mayor impacto al mismo.

Como resultado de esta estimación, el índice de calidad del aire estuvo prácticamente gobernado por el MP_{10} durante el período 2013-2015; observándose numerosos eventos de mala calidad en las siguientes gráficas (Figura 52, Figura 53 y Figura 54). En dichas gráficas se denota con una línea de color naranja la concentración media mínima asociada a una calidad del aire insalubre para grupos sensibles ($254 \mu\text{g m}^{-3}$); por lo tanto, cualquier valor medio móvil (24 horas) de MP_{10} por encima de este valor se considera un evento.

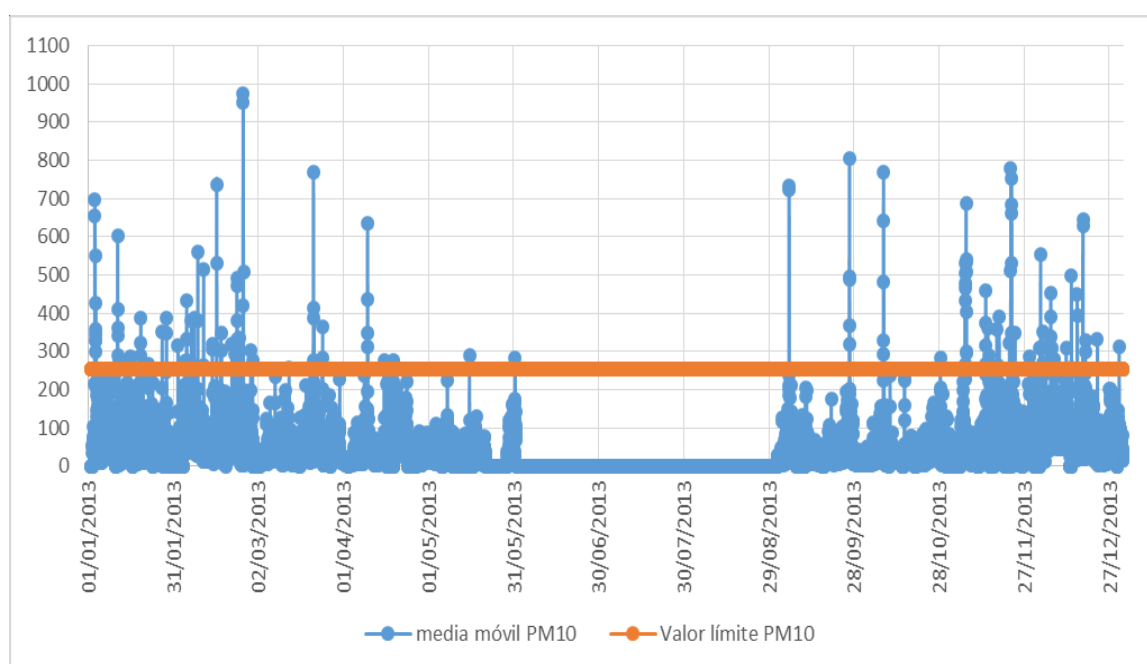


Figura 52. Media móvil de 24 horas de MP_{10} ($\mu\text{g m}^{-3}$) para el año 2013.

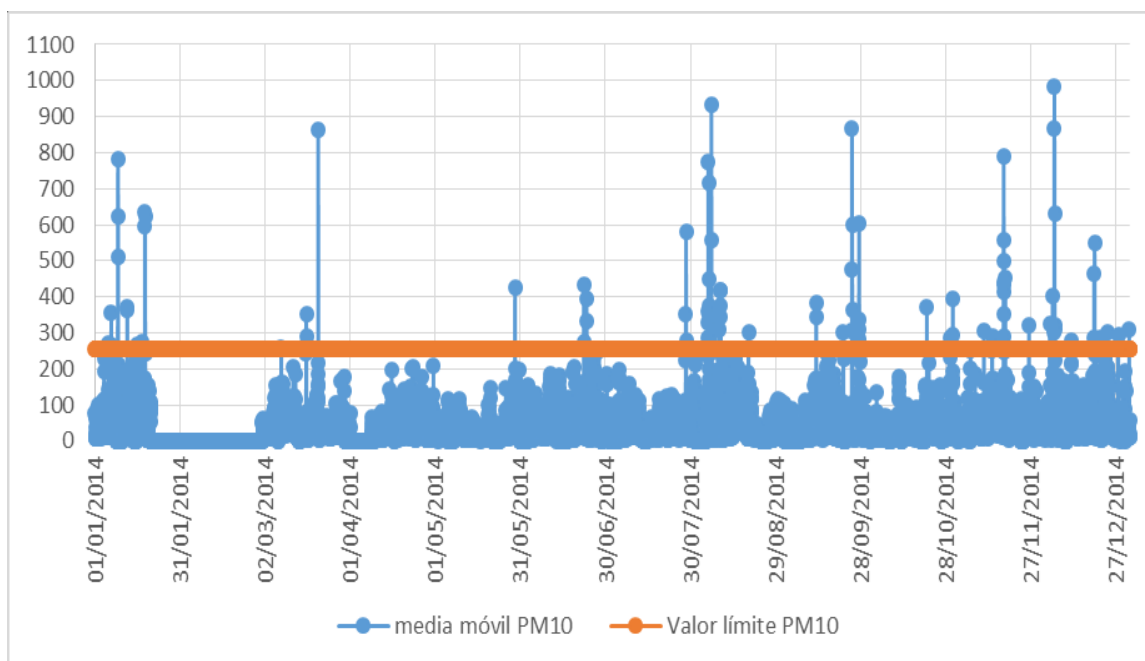


Figura 53. Media móvil de 24 horas de MP_{10} ($\mu\text{g m}^{-3}$) para el año 2014.

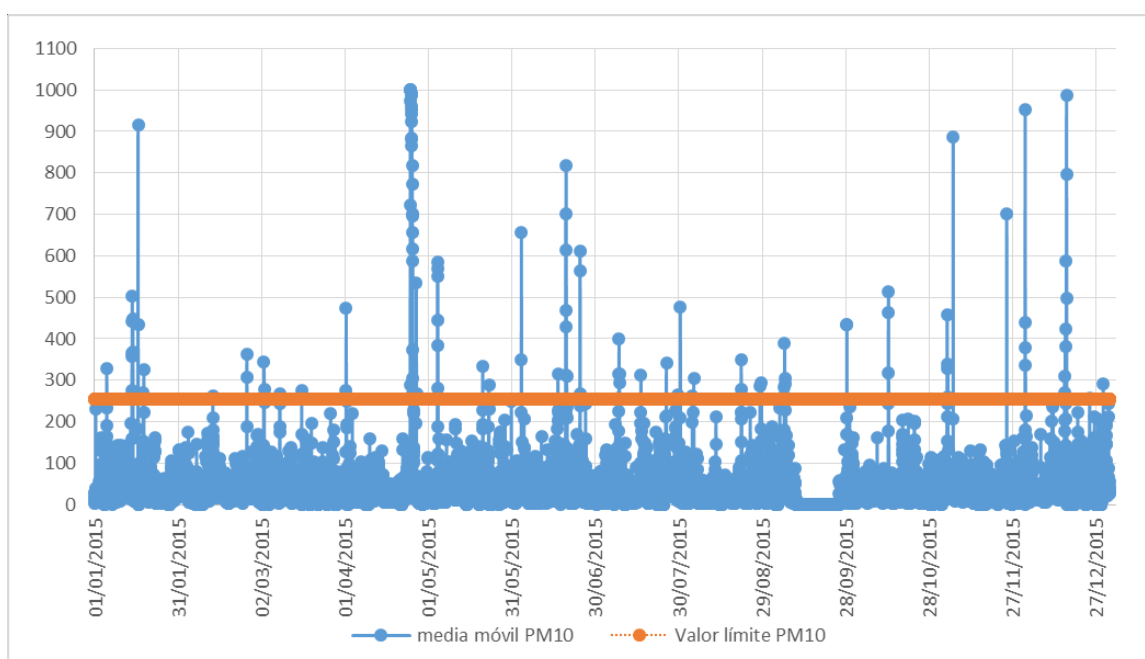


Figura 54. Media móvil de 24 horas de MP_{10} ($\mu\text{g m}^{-3}$) para el año 2015.

Del total de los eventos encontrados, se seleccionaron dos para profundizar su estudio. Considerando que los eventos escogidos contemplan los mayores índices de calidad del aire (desde insalubre a muy peligroso), mayor disponibilidad de datos del contaminante y mayor variabilidad de direcciones de vientos. Por otro lado, se contempla el análisis de un tercer caso

en el cual la calidad del aire pasa a ser moderada, dominada por el SO_2 , con el fin de poder mostrar la buena predicción del modelo. El tercer caso es seleccionado debido a que el contaminante presenta únicamente dos fuentes principales declaradas en el relevamiento de fuentes (PIM) y por ser un contaminante relacionado con fuentes antropogénicas. En resumen, los casos seleccionados en este estudio son:

- 18 de noviembre de 2014, evento gobernado por MP_{10} .
- 24 al 26 de abril de 2015 (cenizas), evento gobernado por MP_{10} .
- 2 de agosto 2015, evento gobernado por SO_2 .

Caso 1: 18 de noviembre de 2014

Este evento se encuentra gobernado por el MP_{10} ; en él la calidad del aire permanece insalubre desde las 2 am hasta las 9 am del día 18 de noviembre 2014. De la serie de tiempo que describe al evento (Figura 55), en el cual se analizan las concentraciones observadas en el sitio de monitoreo, se deduce que los niveles del contaminante comienzan a incrementarse desde las 10 am del 17 de noviembre hasta las 2 am del día posterior. Cabe destacar que el índice se encuentra definido por una media móvil de 24 horas para este contaminante.

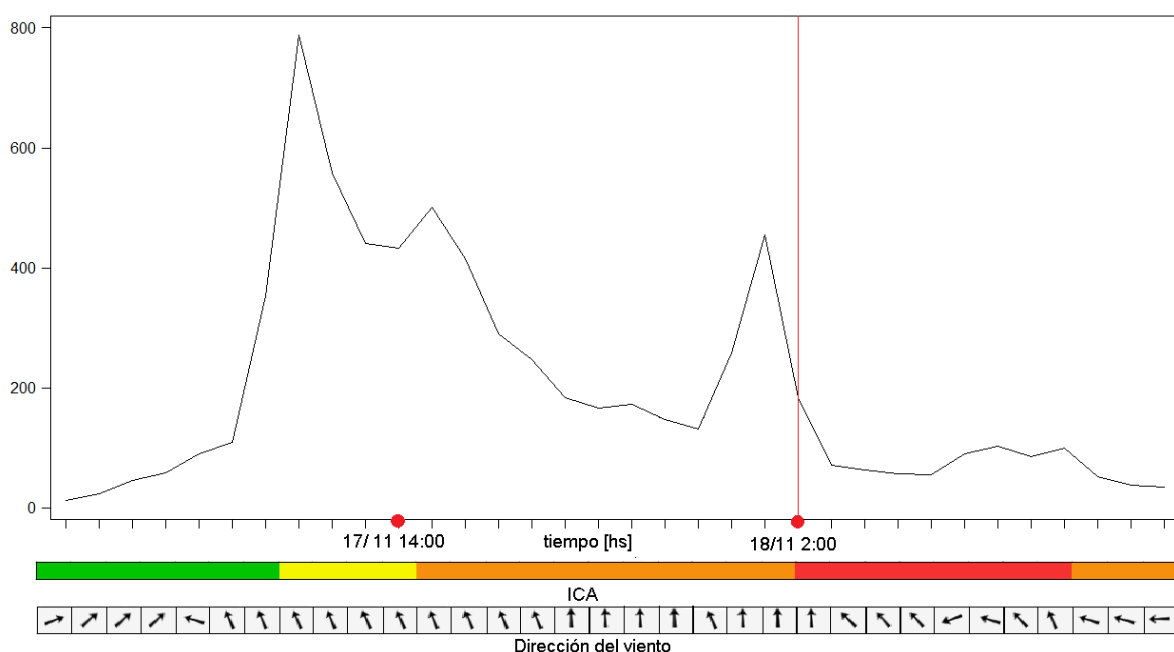


Figura 55. En el recuadro superior se observan las concentraciones observadas para el evento del 18 de noviembre de 2014. Debajo de este recuadro, se muestra el nivel de ICA (con escala cromática) que, cronológicamente, va tomando en función de las concentraciones asociadas al evento. Finalmente, al pie, se expone una grilla horaria con las direcciones del viento asociadas a cada concentración y nivel de ICA.

Caso 2: 24 al 26 de abril de 2015

Este evento responde a la erupción de volcán Calbuco, localizado al sur de Chile, al sureste del lago Llanquihue, evidenciando una calidad del aire considerada “Insalubre” (concentraciones promedio superiores a $354 \mu\text{g m}^{-3}$), en el sitio de monitoreo, desde el día 24 de abril 2015 a las 16 hasta las 2 am del día 26 del mismo mes. El presente evento estuvo gobernado por MP_{10} ; el índice de calidad superó el máximo propuesto por la US EPA, cuya categoría es “muy peligroso”, desde las 22 horas del día 24 hasta las 19 horas del día 25. En la serie de tiempo (Figura 56) se puede visualizar cómo concentraciones observadas (medidas en el sitio de monitoreo) se incrementan desde las 10 horas del día 24, fluctuando hasta las 16 horas del día 26.

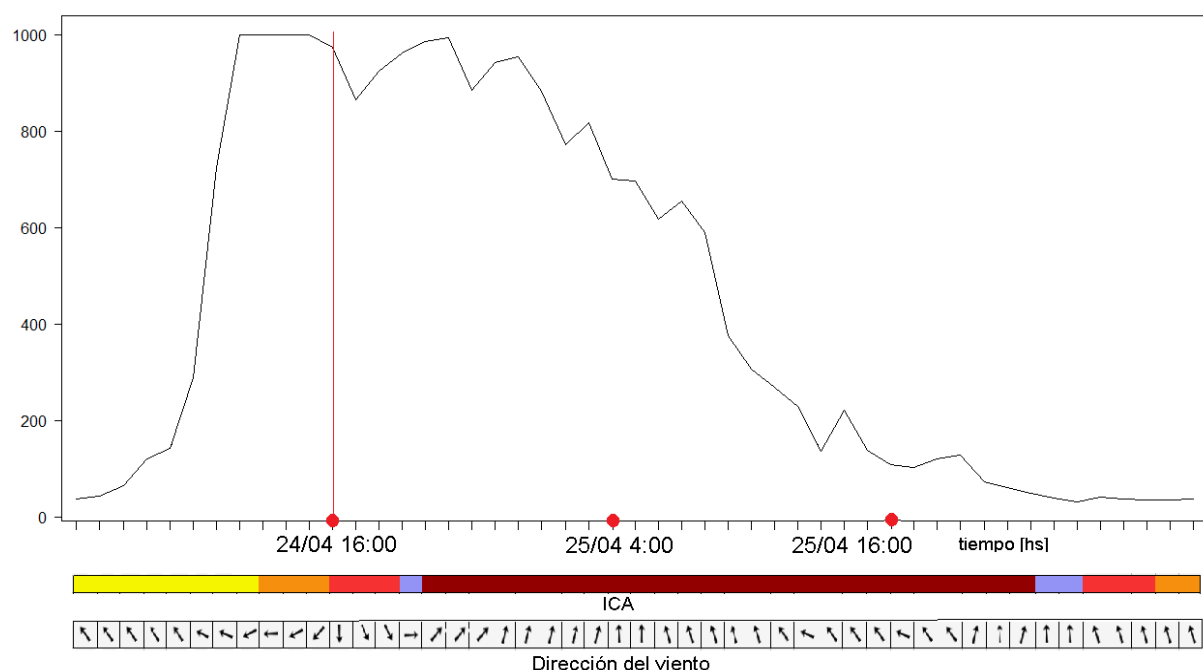


Figura 56. En el recuadro superior se observan las concentraciones observadas para el evento del 24 al 26 de abril de 2015. Debajo de este recuadro, se muestra el nivel de ICA (con escala cromática) que, cronológicamente, va tomando en función de las concentraciones asociadas al evento. Finalmente, al pie, se expone una grilla horaria con las direcciones del viento asociadas a cada concentración y nivel de ICA.

Caso 3: 2 de agosto de 2015

En el presente caso, se estudia un evento donde la calidad del aire pasa de ser buena a moderada, con el SO_2 como contaminante representativo. Desarrollado a las 22 horas del día 2 agosto de 2015 (Figura 57), la media móvil es igual a la concentración observada en el sitio de monitoreo, debido a que el tiempo de integración del parámetro es igual a la frecuencia de medición.

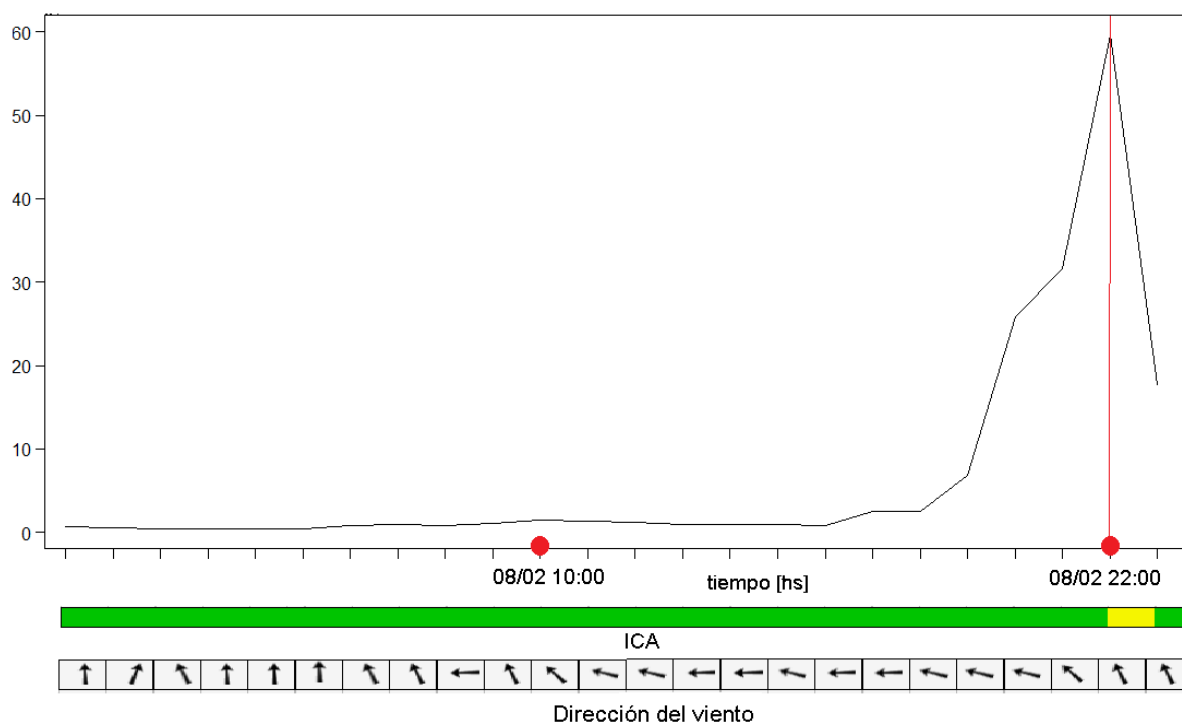


Figura 57. El recuadro superior se observan las concentraciones observadas para el evento del 02 de agosto de 2015. Debajo de este recuadro, se muestra el nivel de ICA (con escala cromática) que, cronológicamente, va tomando en función de las concentraciones asociadas al evento. Finalmente, al pie, se expone una grilla horaria con las direcciones del viento asociadas a cada concentración y nivel de ICA.

Bloque 4: Modelo de Receptor

Mediante la aplicación del modelo NTA, se estudian las zonas más probables de emisión de la región que contribuyen a los niveles observados, del contaminante bajo estudio, en el sitio de monitoreo. En una primera instancia, el análisis temporal permitió observar una tendencia de concentraciones superiores en meses relacionados a bajas temperaturas. Dado que este estudio comparativo comprende numerosos sets de datos, se decide aplicar el modelo NTA en su forma simple (sin ser servido en un mapa) a cada set, considerando un tiempo de retrotrayectoria de 3 minutos complementada con una validación cruzada. Con la representación del sitio de monitoreo (sitio receptor) en el punto de origen (0,0) y las distancias estimadas en kilómetros desde la misma, se observa cómo los vientos predominantes juegan un rol fundamental en la distribución del contaminante, y se destacan las mismas regiones comprometidas. El esquema permite observar, una tendencia de concentraciones máximas promedios en las estaciones frías (columna 3 y 4 de la Figura 58), presumiblemente asociado a: meses de mayor emisión del contaminante y/o descenso de la mezcla vertical debido a que la turbulencia térmica depende de la radiación solar incidente. Luego, la representación anual (primera columna) si bien

permite ubicar al sector con mayores contribuciones, la intensidad de los colores cálidos (que dan cuenta de mayores concentraciones cuando la paleta de rojos se hace más intensa) es más tenue. Esto indica que el conjunto de datos trabajados en forma anual no permite dar cuenta del comportamiento estacional y de la magnitud del aporte. En este último sentido, los máximos se suavizan cuando el conjunto de datos es anual y, esto se debe a que, la interpolación de valores bajos disminuye en gran medida los valores atípicos asociados a emisiones superiores. En resumen, en la representación anual (primera columna), como en las representaciones de meses fríos (tercera y cuarta columna) en los tres años (todas las filas), se destacan mayores niveles medios del contaminante, preferentemente del sector definido entre las direcciones ONO, NO y NNO evaluado en sentido horario, sector asociado a la empresa Petrobras Argentina S.A. La elección de mostrar los resultados de la aplicación del NTA en un gráfico tridimensional coloreado, busca simplificar la visualización de los distintos períodos estudiados.

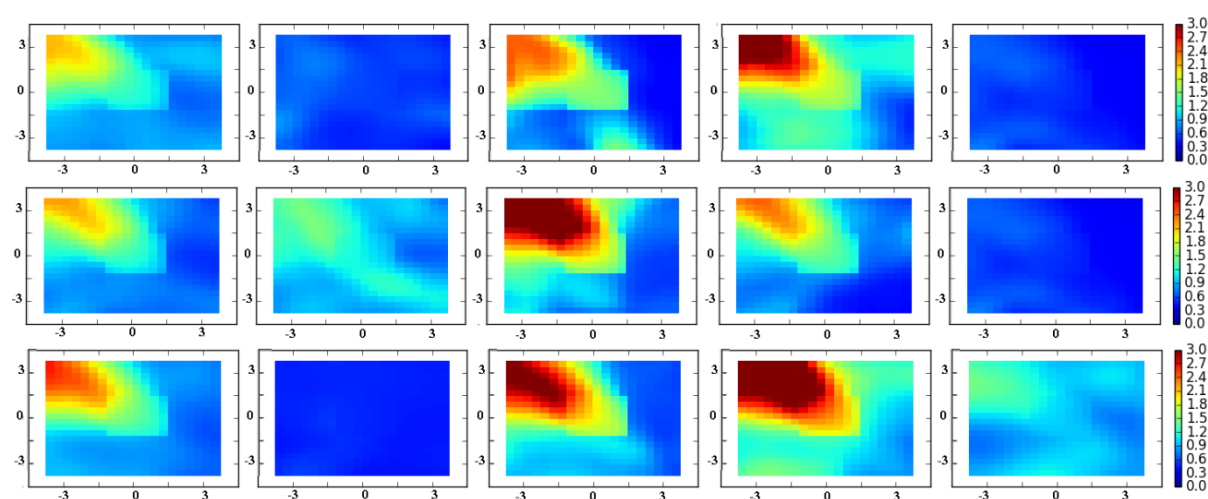


Figura 58. Concentraciones promedio de SO_2 para el año 2013, 2014 y 2015 (primera, segunda y tercera fila, respectivamente). En las columnas se observa la representación anual (primera columna), y en las siguientes: enero a marzo, abril a junio, julio a septiembre y de octubre a diciembre. El centro de monitoreo se encuentra localizado en el punto (0,0). Las unidades espaciales de los ejes x e y son km, y la concentración promedios se expresa en ppb.

Por otro lado, el modelo NTA es utilizado para complementar la información de eventos relacionados con la calidad del aire, buscando estimar las zonas de procedencia del MP_{10} y del SO_2 . Este último, si bien no comprometió la calidad del aire, como se mencionó permite observar el buen desempeño de la herramienta, en conjunto con representatividad de los datos meteorológicos suministrados por el Servicio Meteorológico Nacional. Aquí el modelo NTA

usa como entrada a los datos horarios de concentración de los contaminantes previamente mencionados correspondientes al período bajo estudio (los tres casos previamente planteados), así como también de magnitud y dirección del viento.

Del análisis previo de las fuentes de emisión se establece un radio por cuadrante (r) como el promedio entre las distancias radiales (mínimo y máximo) de las fuentes al centro de monitoreo. Luego, el tiempo de retrotrayectoria a escala local es estimado como la razón entre el radio de estudio y la moda de las velocidades de vientos comprendidas en el evento, sin contemplar aquellas trayectorias asociadas a vientos con velocidades inferiores a 1 m s^{-1} (vientos calmos). Por último, se aproximan las concentraciones espaciales a partir de una regresión no paramétrica, dando como resultado una representación espacial de la procedencia del contaminante en estudio a través de una escala cromática que destaca las contribuciones al sitio de monitoreo.

Caso 1: 18 de noviembre de 2014

Se aplica el modelo NTA al comienzo del evento, 2 am del día 18 de noviembre, analizando de esta forma el dominio temporal en el cual se presentan las mayores concentraciones. En este período se presentan las concentraciones altas que superan el límite diario definido en la Resolución 242/97 [24], previamente mencionado (valor medio diario: $150 \mu\text{g m}^{-3}$) desde las 3 am del 17 de noviembre 2014 hasta el 2 am del día 18. Respecto a la información meteorológica, el escenario presenta una velocidad de 46 km h^{-1} como velocidad más frecuente del evento, la cual tiene lugar 4 de las 24 horas contabilizadas. En un radio de 2,5 km se contemplan las fuentes fijas de emisión de MP_{10} declaradas en el inventario; por lo tanto, se considera para el modelo un tiempo estimado de retrotrayectorias de 3,26 minutos. Como se mencionó previamente, la regresión fue estimada para las retrotrayectorias generadas para las 24 horas (debido a que es el tiempo estipulado por la US EPA para definir la media móvil del contaminante), compuestas por las concentraciones monitoreadas que definen el inicio del evento. Posteriormente, el parámetro de suavizado utilizado en la regresión, conocido como ancho de banda, se estimó mediante una validación cruzada.

Como resultado de la estimación de regiones de procedencia, se observan los polígonos de mayores concentraciones ($365\text{--}572 \mu\text{g m}^{-3}$), que tienen como dirección predominante al NNO, donde se presentan la fuente fija inventariada Petrobras Argentina S.A., aumentando en la misma dirección hacia la Ruta Nacional 3 y parte de la circunvalación del sur de la ciudad (Figura 59).

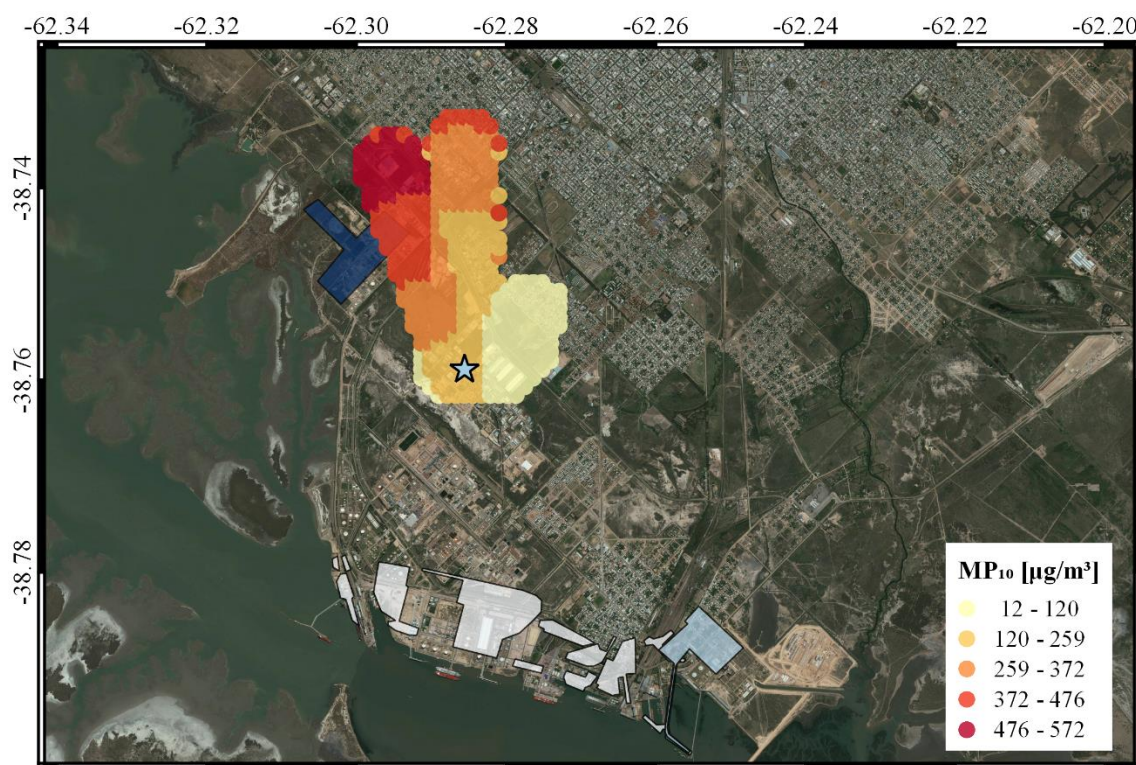


Figura 59. Niveles ($\mu g m^{-3}$) de MP_{10} retrotraídos para el evento del 18 de noviembre 2014, obtenidos mediante NTA. En escala cromática azul se representan las empresas declaradas en el PIM para MP_{10} .

Caso 2: 24 al 26 de abril de 2015

El escenario presenta una velocidad de $17 km h^{-1}$ como la más frecuente del evento, que tiene lugar 6 horas de las 24 horas que describen el primer valor de índice de calidad como insalubre. Si bien es de público conocimiento que la fuente de emisión del evento era el volcán, para respetar la metodología desarrolladas para eventos de escala local se tuvo en cuenta el radio de 2,5 km definido como distancia media a las fuentes fijas de emisión de MP_{10} declaradas en el inventario, lo cual resulta en un tiempo estimado de retrotrayectorias de 8,8 minutos. Análogamente al evento descrito como caso 1, el parámetro de suavizado se estimó mediante una validación cruzada. Al aplicar el modelo NTA para el período descrito por las primeras 24 horas que describen al primer valor de ICA insalubre, se observó que las concentraciones del MP_{10} provienen de un amplio rango de direcciones, desde Oeste al Sur en sentido horario (Figura 60). Por lo tanto, se destaca que este modelo no puede explicar el fenómeno a gran escala.

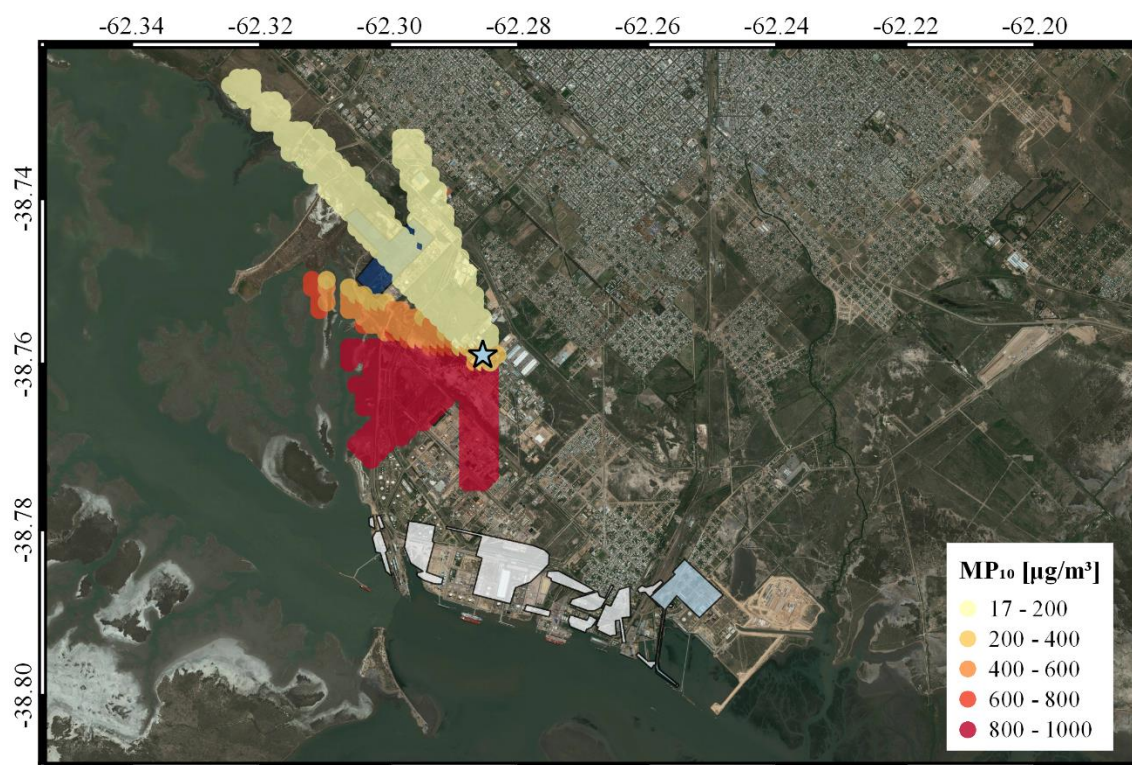


Figura 60. Niveles ($\mu\text{g m}^{-3}$) de MP_{10} retrotraídos para el evento del 24 al 26 de abril 2015, obtenidos mediante NTA. En escala cromática azul se representan las empresas declaradas en el PIM para MP_{10} .

Caso 3: 2 de agosto de 2015

Este evento está descripto por una calidad del aire que pasó de ser buena a moderada, gobernado por el SO_2 , para el cual la concentración medida del sitio receptor es igual la concentración promediada por el tiempo estipulado por la agencia. El día dos de agosto a las 22 horas se observó una hora de calidad del aire moderada (Figura 57), en la cual la velocidad del viento para el evento fue de 13 km h^{-1} .

La aplicación del modelo NTA (Figura 61) hace uso de las retrotrayectorias de la concentración de SO_2 que describen al evento para un tiempo de 11,5 minutos; se observa un polígono de concentraciones promediadas que provienen del NNO, donde se encuentra emplazado la fuente fija inventariada Petrobras Argentina S.A., la cual emite alrededor del 17% de las emisiones totales del contaminante.

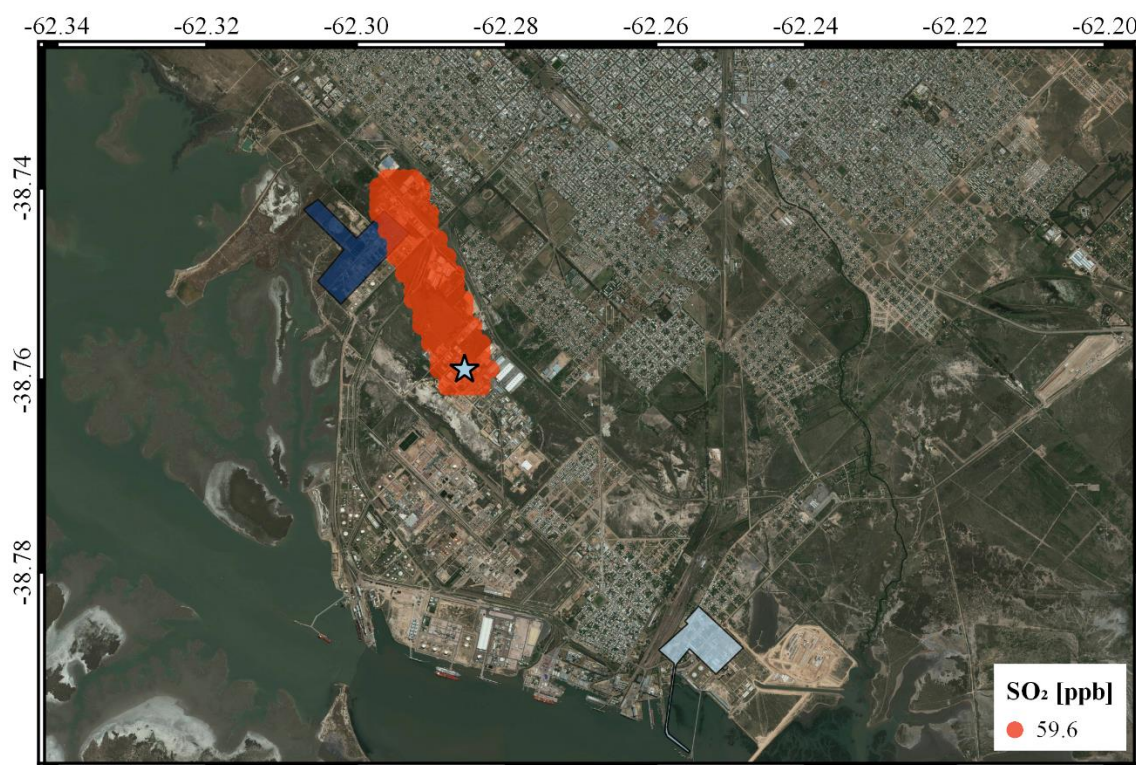


Figura 61. Niveles (ppb) de SO₂ retrotraídos para el evento del 2 de agosto 2015, obtenidos mediante NTA. En escala cromática azul se representan las empresas declaradas en el en el PIM para SO₂.

Discusión

El monitoreo activo y continuo de los contaminantes criterio fue llevado a cabo por la Secretaría de Gestión Ambiental, de la mano del comité técnico ejecutivo del municipio de la ciudad, en cercanía del sector industrial en Ingeniero White. Análogamente a los datos brindados por ACUMAR, el diseño del monitoreo fue a consecuencia de una serie de incidentes registrados que amenazaron la salud de la población. Dentro de las industrias que existen en la región cabe mencionar a la refinería de petróleo, y otras empresas subsidiarias.

El abordaje de este estudio cuenta con un inventario de emisiones de fuentes fijas y una estación de monitoreo de contaminantes criterio. Si bien los datos de los parámetros meteorológicos fueron brindados por el Servicio Meteorológico Nacional, los mismos guardan la misma frecuencia horaria que las mediciones de los contaminantes.

Durante el período observado, los contaminantes no superaron los límites anuales permitidos en la Provincia de Buenos Aires, con excepción del material particulado en el 2013. Particularmente, los máximos de SO₂ y MP₁₀ se desarrollan en horarios de alta congestión vehicular y, por las direcciones de vientos asociadas, se estima que la región de procedencia de

tales magnitudes se emplaza hacia la refinería y la Ruta Nacional 3; esta conclusión es reforzada con los resultados de los dos últimos años que además indicarían la presencia de fuentes cercanas como aportantes (vientos calmos). Por otra parte, dado que el SO_2 es un indicador de fuentes antropogénicas relacionadas a la quema de combustible, el mismo permite apreciar, por un lado, la estacionariedad de las emisiones asociadas a los procesos productivos, y por otra parte, las condiciones más y menos óptimas para la dispersión de los contaminantes bajo estudio.

El estudio de los casos permitió destacar las virtudes y las limitaciones de un esquema para diagnosticar eventos como herramienta de análisis de la mala calidad del aire (acoplamiento del índice de calidad del aire con un modelo de receptor híbrido). Mediante la categorización del ICA se pudo observar que el MP_{10} fue el contaminante dominante de los eventos de mala calidad del aire observados para el período bajo estudio. Además, la aplicación de la metodología permitió acotar el número de fuentes de emisiones del contaminante dominante en un 75%, y destacar la implicancia de fuentes lineales cercanas, especialmente en el polvo resuspendido de los caminos de alto tráfico (Ruta Nacional 3).

En tal sentido, en el primer caso se pudo asociar la zona más probable de origen de emisiones a una empresa que emite alrededor de 46% del material particulado (MP_{10}) en la región de estudio y a una fuente lineal a destacar, como lo es la ruta nacional 3 que concentra un tránsito medio diario anual de aproximadamente 13.852 vehículos entre los kilómetros 685,7 y 689,3 [55]. Por otro lado, la herramienta demuestra su limitación al tratar de describir a un evento considerado regional (cenizas provenientes del volcán Capulco), aun cuando las direcciones de procedencia estimadas con el NTA concuerdan con las esperadas. Por otro lado, el tercer caso evidenció el buen desempeño de la herramienta NTA en la definición de la zona probable de contribución, en donde se emplaza una de las dos industrias que contribuyen a las emisiones de dióxido de azufre (SO_2) en la región.

Todos los casos ejemplificados realzan la bondad de acoplar los índices de calidad del aire a un modelo de receptor híbrido. Además, se destaca la importancia del uso del NTA en la gestión para evaluar la procedencia de contaminantes criterio, pues permite obtener una salida en tiempo real, debido a que utiliza valores que describen al evento momentos atrás y ofrece una representación gráfica clara y georreferenciada.

Finalmente, la metodología propuesta resulta de fácil interpretación, intuitiva y con resultados visuales rápidos para interpretar los niveles de contaminación de cualquier sitio bajo estudio, a escala local.

Estudio de emisiones y regiones de procedencia de compuestos orgánicos volátiles (COVs) en Gran La Plata, mediante la integración de modelos de receptores

Bloque 1: Estudio de la región

Delimitación del área de estudio

El conglomerado urbano de Gran La Plata se encuentra conformado por el partido de La Plata, Ensenada y Berisso (Figura 62). Con una población de 799.523 habitantes [1], se presenta como una zona potencialmente expuesta a padecer los efectos de la contaminación atmosférica, debido al número de habitantes y a la estructura productiva en la región. No obstante, el crecimiento poblacional y la ausencia de políticas de ordenamiento territorial, junto al incremento del tráfico vehicular, contribuyen a alimentar la problemática [3-6].

El área de estudio es una llanura con ondulaciones leves ubicada en la pampa húmeda y la fuente importante de variabilidad atmosférica es el río de La Plata, con forma de embudo cuya longitud aproximada es de 290 km y una profundidad media de 10 metros [56]. La cuenca es considerada la segunda cuenca fluvial de América del Sur, después del río Amazonas, con una superficie de aproximadamente 3,1 millones de km². Las características de la cuenca, propiamente, permiten un gran desarrollo desde los puntos de vista social, económico y ecológico, siendo una fuente de abastecimiento de agua a la provincia de Buenos Aires. Según la clasificación de Thornthwaite, corresponde caracterizar al clima como húmedo, mesotérmico, con nula o pequeña diferencia de agua y baja concentración térmica estival. La temperatura media de la región es de 16,2°C, presentando máxima temperatura media en enero (23°C) y mínima en julio (10°C). Mientras que, respecto al viento, se encuentra que la velocidad media anual es de 12 km h⁻¹, con direcciones predominantes del Este, seguido por Noreste y Suroeste [56-58].

Relevamiento de fuentes

La región bajo estudio no dispone de un inventario público de emisiones de fuentes fijas; sin embargo, el desarrollo industrial asociados a las principales emisiones es de común conocimiento. En el partido de Ensenada se encuentra el complejo petroquímico de YPF (Figura 62), el cual es uno de los más importantes de Sudamérica, con una capacidad de refinación de 189.000 barriles por día [19] y otras industrias subsidiarias que producen

compuestos aromáticos (benceno, tolueno, xilenos), alifáticos (pentano, hexano, heptano) y coque de petróleo, entre otros. Las refinerías de petróleo y las plantas petroquímicas son contribuyentes de COVs, con emisiones originadas en los procesos de producción, así como durante el almacenamiento y en las áreas de desechos.



Figura 62. Gran La Plata. Sitios de monitoreos (R, I, U). Polígono rosa: polo industrial.

Estudios previos realizados en la región mostraron niveles más altos de benceno, tolueno, etilbenceno y (m+p, o)-xilenos (BTEX) en la zona industrial en comparación con las áreas urbanas y residenciales para el período 2000-2002. Estos niveles se asociaron con las emisiones vehiculares y el sector industrial [59-61]. Posteriormente, luego de una mejora de infraestructura realizada en la refinería con el fin de mejorar el control y la reducción de fugas y emisiones difusas, Colman Lerner et al. [60] compararon los resultados obtenidos en el período 2007-2010 con los previos (2000-2002), demostrando que en la cercanía al polo existieron disminuciones significativas en cuanto a las emisiones asociadas a la industria: 85% para el benceno, entre 30-50% para el resto de los aromáticos y un 80% en la emisión de alcanos. Luego, considerando los niveles de COVs durante el mismo período de tiempo en los sitios restantes, las reducciones de las concentraciones fueron menores con respecto a la observada en las cercanías del área industrial, evidenciándose una disminución de alrededor del 40-50% para el tolueno y el benceno en el área urbana, y un aumento de aproximadamente

50% para etilbenceno y xilenos en el área residencial. Por lo tanto, se destaca el incremento de las emisiones asociadas a los vehículos en áreas urbanas y residenciales, lo cual condice con el aumento en el número de vehículos particulares en la región [62-64].

Bloque 2: Tratamiento de la base de datos

Obtención y preprocesamiento de datos

La guía europea [65] establece que las especies seleccionadas, para abordar el estudio utilizando un modelo de receptor, dependen de los objetivos del estudio, de las características de la región y de los recursos humanos, técnicos y financieros. En este contexto, las especies a analizar son: alcanos (hexano, heptano, nonano, undecano y dodecano) y aromáticos (benceno, tolueno, xilenos y etilbenceno).

Bajo las definiciones tomadas del Real Decreto 102/2011 [66], en este estudio se tienen tres sitios de monitorio: urbano (U), residencial o rural (R) e industrial (I), continuando con los sitios característicos analizados previamente en la región [59-61]. Luego, se considera como una estación de fondo urbano a aquella dispuesta en forma tal que permita medir los niveles de contaminación característicos de la zona urbana general, siendo representativa de algunos kilómetros cuadrados. Asimismo, debe estar situada a barlovento de las principales fuentes de emisión con respecto a la dirección de los vientos dominantes. Los puntos de muestreo considerados rurales deben permitir medir niveles de contaminación no influenciados por aglomeraciones ni por sectores industriales, marcando como distancia mínima de cinco kilómetros. Por último, las mediciones representativas de influencias de fuentes industriales deben estar dispuestas a sotavento de las principales fuentes, con respecto a las direcciones predominantes al centro urbano-residencial más próximo.

La calidad del aire en la región de estudio, y la exposición a contaminantes característicos de emisiones asociadas a procesos derivados del petróleo, no son, en la actualidad, observados mediante estaciones de monitoreo continuo públicas. A raíz de esto, se realizó una campaña de monitoreo de COVs en la región, donde se midieron en tres sitios definidos con diferentes características según lo expuesto hasta aquí en cuanto a criterios (Figura 62):

- El sitio industrial (I) se sitúa en Ensenada (34° 54' 14" S, 57° 55' 34" O), cerca del complejo petroquímico, rutas provinciales y la circunvalación de la ciudad de La Plata.

- El sitio urbano (U) está situado en la ciudad de La Plata, alrededor del principal centro administrativo y comercial (34° 56' 42" S, 57° 57' 29" O).
- El sitio residencial (R) está ubicado en Gonnet (34° 53' 23" S, 58° 1' 26" O), relativamente alejado de las influencias industriales, con edificios bajos y cerca de tres vías de alto tránsito: Camino General Belgrano, Autopista Buenos Aires-La Plata y Camino Centenario.

El monitoreo de los contaminantes COVs se llevó a cabo durante los días hábiles de 8 am a 4 pm, simultáneamente en los tres sitios, en el período de agosto a noviembre de 2016. El esquema seleccionado busca observar los niveles de las emisiones de las fuentes predominantes en la región, tanto el tránsito característico de una gran ciudad como las emisiones de los procesos derivados del polo petroquímico. El punto de monitoreo residencial se situó en una propiedad privada; por lo tanto, el acceso a los equipos era necesariamente restringido, generando que el período de muestreo de algunas muestras fuese mayor al estipulado. De todos modos, teniendo en cuenta la complejidad de la campaña y las dificultades mencionadas anteriormente, los datos obtenidos se utilizaron en el análisis.

Para el monitoreo, se forzó el paso de aire a un caudal constante de 0,2 L min⁻¹ a través de las bombas de muestreo Gillian (GilAir 3) durante un período de 8 horas. Los COVs fueron retenidos en tubos de carbón de coco (Anasorb 226-17-1A). Las muestras se desorbieron con diclorometano (1 ml) durante un agitado de 30 minutos. Posteriormente, se analizaron mediante cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas Thermo Trace 1310 ISQ, en modo de ion único (SIM). El límite de detección del método (*MDL*), fue determinado por quintuplicado a través de muestras de control, estimado como la desviación estándar multiplicada por tres, siendo 0,3 ng m⁻³ para los BTEX y 0,25 ng m⁻³ para los alcanos: hexano, heptano, nonano, undecano y dodecano. El factor de recuperación (*r*) para cada analito se determinó por triplicado, siendo los valores 0,984, 0,963, 0,910, 0,941, 0,922, 0,916, 0,902, 0,912 y 0,925 para el benceno, tolueno, etilbenceno, xilenos, hexano, heptano, nonano, undecano y dodecano, respectivamente.

Respecto a la base de datos meteorológicos, la misma fue suministrada por el Servicio Meteorológico Nacional (SMN) con una frecuencia horaria de los parámetros: temperatura, humedad relativa, presión atmosférica, velocidad y dirección del viento, precipitación y radiación solar. La estación se encuentra situada en el aeropuerto de La Plata (34° 58' S, 57° 54' O) y se considera representativa de la región [8].

Adaptación de la base de datos de contaminantes

Para analizar los contaminantes en la región durante el período de monitoreo comprendido entre agosto y noviembre de 2016, se trabajó con una base de datos observados (promedios de 8 horas) de benceno, tolueno, etilbenceno, xilenos, hexano, heptano, nonano, undecano y dodecano, expresados en $\mu\text{g m}^{-3}$. Los contaminantes seleccionados para abordar el caso de estudio fueron resultantes de la disponibilidad de patrones y número de detecciones. El tiempo de muestreo fue determinado como un “criterio de compromiso” entre la menor cantidad de horas de medición, capacidad de detectar los contaminantes y detectar los puntos de máximas emisiones (principalmente relacionadas al tránsito). Debido al diseño de la campaña no se presentan valores perdidos; los datos de aquellos contaminantes con concentraciones por debajo del límite de detección (Tabla 20) fueron reemplazados por dicho valor. De los contaminantes utilizados en la campaña, el hexano es la única especie que presenta valores por debajo del límite en un 9% (6 muestras).

Tabla 20. Límite de detección de los contaminantes COVs (ng m^{-3}).

Contaminante	BTEX	Alcanos
Límite de detección	0,3	0,25

Posteriormente, las bases de datos de entrada de los modelos de receptores requieren de la generación de una matriz de incertidumbre (U) en el caso de PMF y reacondicionar los datos para el NTA, dado que esta última hace uso de una base de datos horaria de las contribuciones de las fuentes resultantes (G) de la aplicación del modelo PMF. Respecto a la matriz de incertidumbre, la misma se estima según las ecuaciones enunciadas en el capítulo 2 (Ec. 1 y Ec. 2), obteniendo de esta forma la incertidumbre de cada contaminante en cada muestra (u_{ij}). Dadas las características de la campaña de monitoreo, el valor de la concentración obtenida es el resultado de mediciones integradas de 8 horas. Para realizar una aplicación correcta de los modelos híbridos (NTA) es necesario contar con mediciones de concentraciones de contaminantes con la resolución temporal de los datos meteorológicos. En este sentido, asumimos que la concentración integrada obtenida se mantuvo constante durante las 8 horas de muestreo. Del mismo modo, las contribuciones de las fuentes (G) obtenidos por el modelo PMF se consideran constantes e iguales durante el período de muestreo. De esta forma, las contribuciones por hora (G') pueden ser comparables y asociadas a los datos meteorológicos.

Adaptación de la base de datos de meteorología

Se dispone de una base de datos con frecuencia horaria de temperatura (°C), humedad relativa (%), presión atmosférica (hPa), velocidad (km h⁻¹) y dirección (36 cortes expresados en decagradados) del viento, precipitación (mm) y radiación solar (W m⁻²).

Bloque 3: Procesamiento de datos de contaminantes

Análisis temporal

Los contaminantes analizados no son considerados “criterio”; por lo que, en el desarrollo de este estudio de caso, se habla de *niveles de contaminación* en lugar de *calidad del aire*.

Los niveles o medianas observados de benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos (m+p - xileno y o-xileno) en los sitios de monitoreo industrial, urbano, y residencial son 7,1 µg m⁻³, 3,2 µg m⁻³ y 2,5 µg m⁻³, respectivamente, para el período de estudio (Tabla 21, Tabla 22 y Tabla 23). Las mayores concentraciones de COVs se observaron en el sitio industrial, seguido por el urbano y finalmente, el residencial. El undecano y dodecano son los alcanos que presentan máximos superiores en los tres sitios, siendo comparables en el residencial como en el urbano, mientras que es notablemente mayor en el industrial, junto con el hexano. En cuanto a los aromáticos, la misma situación se observó con el tolueno y xilenos. Los resultados son similares a los observados en estudios previos de la región [56-58].

Tabla 21. Estadísticos ($\mu\text{g m}^{-3}$) de los contaminantes durante el monitoreo en el sitio residencial (N=22).

Contaminante	Mínimo	Mediana	Media	Máximo
hexano	0,13	0,75	1,41	4,65
heptano	0,01	0,08	0,16	0,49
nonano	0,01	0,34	0,41	1,39
undecano	0,30	1,18	1,62	6,99
dodecano	0,13	1,04	1,82	7,97
benceno	0,00	0,12	0,14	0,39
tolueno	0,00	0,65	1,36	5,24
etilbenceno	0,02	0,07	0,09	0,32
xilenos	0,05	1,07	1,37	5,45
BTEX	0,08	2,45	2,96	6,97
alcanos	0,66	2,14	3,28	9,99
BTEX + alcanos	1,33	4,57	6,24	15,18

Tabla 22. Estadísticos ($\mu\text{g m}^{-3}$) de los contaminantes durante el monitoreo en el sitio urbano (N=25).

Contaminante	Mínimo	Mediana	Media	Máximo
hexano	0,14	1,12	2,56	9,26
heptano	0,03	0,09	0,20	0,77
nonano	0,05	0,47	0,64	1,98
undecano	0,84	1,97	3,36	12,73
dodecano	0,93	2,14	3,29	10,63
benceno	0,01	0,12	0,20	0,87
tolueno	0,05	1,19	1,72	7,96
etilbenceno	0,01	0,10	0,13	0,34
xilenos	0,21	1,42	2,00	6,24
BTEX	0,79	3,16	4,04	10,43
alcanos	1,57	4,61	6,66	19,78
BTEX + alcanos	2,50	9,82	10,70	21,35

Tabla 23. Estadísticos ($\mu\text{g m}^{-3}$) de los contaminantes durante el monitoreo en el sitio industrial (N=22).

Contaminante	Mínimo	Mediana	Media	Máximo
hexano	0,90	5,03	7,72	27,59
heptano	0,04	0,18	0,46	3,33
nonano	0,11	1,01	2,59	22,88
undecano	1,28	3,55	7,63	26,47
dodecano	1,38	4,90	7,33	29,18
benceno	0,05	0,28	0,56	3,26
tolueno	0,16	2,49	3,30	14,42
etilbenceno	0,02	0,23	0,38	3,26
xilenos	0,30	3,23	6,66	44,18
BTEX	1,08	7,10	10,90	58,71
alcanos	4,18	9,34	16,31	47,64
BTEX + alcanos	5,81	17,63	27,51	104,96

La base de datos constituida en la presenta campaña (4 meses / 8 horas) no es una base apropiada para realizar consultas temporales (observar patrones horarios, diarios, estacionales y anuales), ni para analizar eventos de concentraciones elevadas dado que no existe ninguna regulación que aplique a estos contaminantes en términos de riesgo agudo (emergencias o plan de acción). Sin embargo, la Agencia Internacional para la Investigación sobre el Cáncer (IARC), perteneciente a la Organización Mundial de la Salud (OMS), dedica sus estudios a identificar aquellos factores ambientales que aumentan la probabilidad de riesgo de cáncer humano, contemplando los agentes del tipo químicos (sustancias químicas y mezclas complejas), físicos y biológicos, relacionándolos con las exposiciones ocupacionales y factores de estilo de vida. En este contexto, IARC clasifica a los o agentes en los siguientes grupos [67]:

- Grupo 1: Carcinogénico para humanos (120 agentes)
- Grupo 2A: Probablemente carcinogénico para humanos (82 agentes)
- Grupo 2B: Posiblemente carcinogénico para humanos (311 agentes)
- Grupo 3: No clasificable como carcinogénico para humanos (499 agentes)
- Grupo 4: Probablemente no carcinogénico para humanos (1 agente)

A fin de evaluar el riesgo de la exposición a la única sustancia bajo estudio (benceno) de la cual existen pruebas suficientes para representar un riesgo para la población, se calcula el índice denominado “riesgo a contraer cáncer a lo largo de la vida” (*Lifetime Cancer Risk*, LCR). Este índice contempla la exposición crónica diaria (CDI) dado por un factor de potencia que depende del agente y otros tomados del sistema de información de riesgo (SIR). El valor del factor de potencia (*fp*) expresados en según el SIR para el benceno es 0,029 (mg kg⁻¹) /día [60, 68]. El cálculo del CDI se realiza a partir de la siguiente ecuación:

$$LCR = fp \times CDI,$$

$$CDI = \frac{CC \times IR \times ED \times EF \times LE}{BW \times ATL \times NY},$$

donde:

- CC = concentración del contaminante (mg m⁻³).
- IR = caudal de inhalación (m³ /horas).
- ED = duración de la exposición (horas/semana).
- EF = frecuencia de la exposición (semana/año).
- LE = extensión de la exposición (años).
- BW = peso corporal (Kg)
- ATL = tiempo promedio de vida laboral (años)
- NY = número de días por año.

A continuación, se muestran los valores de estos parámetros clasificados en dos grupos de interés, adultos y niños:

Tabla 24. Parámetros utilizados para CDI, tomados del SIR.

	adultos	niños
IR	0,833	0,417
ED	42	42
EF	48	48
LE	40	10
BW	70	38
ATL	70	70
NY	365	365

Bajo un criterio conservador, se calcula CDI para el benceno, considerando la mediana por sitio como valor de concentración del contaminante. Dado que tanto el sitio residencial como el urbano presentan el mismo estadístico, luego se expresa como “Residencial/ Urbano” para simplificar la lectura. La OMS considera "aceptable" un LCR en el rango entre 10^{-5} y 10^{-6} , mientras que la US EPA recomienda un valor de CDI menor a 10^{-6} [60, 68]. Teniendo en cuenta estas recomendaciones los sitios tendrían valores aceptables según la US EPA y OMS (Tabla 25, Tabla 26).

Tabla 25. Valores de CDI calculados para los sitios monitoreado

CDI	Adultos	Niños
Industrial	$9,5 \cdot 10^{-6}$	$7,7 \cdot 10^{-7}$
Residencial / Urbano	$4,1 \cdot 10^{-6}$	$3,3 \cdot 10^{-7}$

Tabla 26. Valores de LCR calculados para los sitios monitoreado

LCR	Adultos	Niños
Industrial	$2,7 \cdot 10^{-7}$	$2,2 \cdot 10^{-8}$
Residencial / Urbano	$1,2 \cdot 10^{-7}$	$9,6 \cdot 10^{-9}$

Durante la campaña de monitoreo se observaron vientos frecuentes de dirección N, y además dicha dirección presenta la mayor frecuencia de vientos calmos. Por otro lado, los vientos más fuertes y de frecuencia superior entre las 8 y 16 horas provinieron desde el S y SSO (Figura 63).

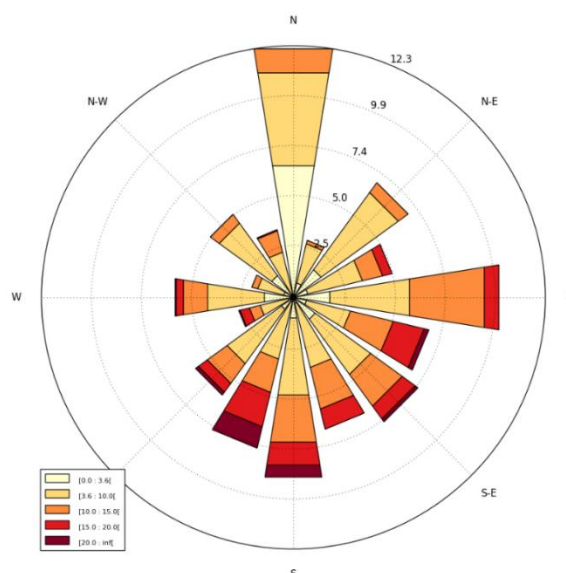


Figura 63. Rosa de los vientos para la campaña monitoreo de contaminantes COVs.

Bloque 4: Modelo de receptores

En este estudio se realiza la integración de distintos modelos de receptores para poder interpretar los niveles de contaminación en la región. De este modo, se identifica el número de fuentes principales que describen la región (PCA), caracterizándose mediante los perfiles de emisión estimados con el PMF, y georreferenciándose con el modelo híbrido NTA.

A diferencia de los casos de estudio previamente mostrados, que estimaban las zonas de procedencia a partir de concentraciones observadas, en este análisis el modelo NTA utiliza como datos de entrada las contribuciones de cada fuente. Para su desarrollo se trabaja por fuente, las retrotrayectorias de las contribuciones de 8 minutos son aproximadas a través de una regresión no paramétrica, obteniéndose los aportes promedios espaciales de las fuentes predominantes. De este modo, se obtiene como resultado una representación espacial de la procedencia cada fuente.

PCA. Estimación de número de fuentes (p) representativas de la región.

El uso de esta herramienta nos permitió estimar el número de sitios de fuentes predominantes en función de la representatividad de la varianza explicada, lo que proporciona la falta de inventario de emisiones en la región. Por medio de esta técnica de reducción de la dimensión, se observa que la base de datos completa puede ser representada por dos componentes principales, también denominados factores, reteniendo el 81,3 % de la varianza total. El primer factor comprende un 58,1 % de la varianza total de los datos y el segundo factor el 23,2%. El número de factores obtenidos es clave para poder estimar, en un próximo paso, las contribuciones y los perfiles mediante PMF.

PMF. Estimación de los perfiles de fuentes (F) y sus correspondientes contribuciones (G).

Mediante el modelo PMF se estimaron los perfiles de las fuentes de emisión (F) y las contribuciones de cada fuente a las muestras (G) para las 2 fuentes o factores (p) identificados en PCA.

Dado que no hay una caracterización de las fuentes de emisión regionales, es necesario utilizar las relaciones entre las especies en estudio para asociar los factores obtenidos en el PMF con las fuentes de emisión. A partir de los resultados obtenidos de los perfiles de cada fuente (Tabla 27), se calcularon las relaciones de entre los BTEX para caracterizar y poder identificar la naturaleza de las fuentes en la región de estudio. Los valores de B/E oscilan entre 2,0 y 3,0 y son asociados a áreas donde predomina la influencia del tráfico [68-71]. Con respecto a la

relación T/B, los valores normales están en el rango de 1,5 a 3,0, que se pueden usar como un indicador para las emisiones de tráfico [68, 70-72].

El primer factor presenta valores de relación de B/E de 3,0 y de T/B de 2,4. Además, los valores de B/E y T/E para el factor 2 son muy superiores respecto a los obtenidos para el primer factor y los correspondientes valores de referencia. Por lo aquí expuesto, la emisión del primer factor puede atribuirse a las emisiones vehiculares, mientras que el segundo puede ser atribuido a la industria. A continuación, se utilizan las contribuciones de cada fuente a las muestras (*G*) para estimar las regiones de procedencia de las fuentes previamente caracterizadas.

Cabe destacar que, en el presente estudio se evaluó la factibilidad de utilizar el PCA como un único modelo de receptor clásico, obteniendo por esta técnica los perfiles y las contribuciones de las fuentes. El resultado fue similar al obtenido mediante el PMF, bajo la condición de un reordenamiento de la escala de las contribuciones, en la cual se tomó como valor cero al menor valor negativo de las contribuciones. Sin embargo, se decidió trabajar con la descomposición obtenida por el PMF (perfiles de fuentes y sus contribuciones) dado que responde a las restricciones físicas de los fenómenos.

Tabla 27. Perfiles de fuentes (*F*) obtenidos por el PMF y las relaciones BTEX en cada factor resultantes de la aplicación.

Especies y relaciones	Factor 1	Factor 2
benceno (B)	$3,7 \cdot 10^{-2}$	0,14
tolueno (T)	$9,0 \cdot 10^{-2}$	1,03
etilbenceno (E)	$1,2 \cdot 10^{-2}$	0,11
xilenos (X)	0,185	1,90
hexano	2,185	$1,0 \cdot 10^{-3}$
heptano	$5,4 \cdot 10^{-2}$	$4,6 \cdot 10^{-2}$
nonano	$4,6 \cdot 10^{-2}$	0,55
undecano	2,35	0,38
dodecano	2,56	0,56
T/B	2,41	7,32
B/E	3,01	1,24
T/E	7,50	9,08

NTA. Estimación de zonas de procedencia de cada fuente mediante las contribuciones por muestra.

En este estudio se llevó a cabo un análisis de las retrotrayectorias de las contribuciones normalizadas para cada factor (G'). Para implicar la visualización, la Figura 64 (a) muestra la representación de las contribuciones del primer factor obtenido de las herramientas aplicadas anteriormente (PMF), que se presumen correspondientes a las emisiones asociadas al tráfico vehicular, mientras que, en la Figura 64 (b), el segundo factor corresponde a las emisiones relacionadas con los procesos industriales. De la comparación de las contribuciones de las emisiones provenientes de procesos industriales, se observa que los mayores valores se presentan en cercanía del sitio del receptor industrial, con respecto a los dos restantes (urbano y residencial), dado que registran niveles más altos en la escala monocromática. Por otro lado, las contribuciones de las emisiones vehiculares presentan una mayor dispersión espacial para el mismo rango de contribución, como consecuencia del flujo vehicular en las rutas de alto tráfico incluidas en la región de estudio (Figura 62).

Teniendo en cuenta que las contribuciones asociadas con las emisiones de los procesos industriales provienen del área petroquímica ($6,0-11,7 \mu\text{g ng}^{-1}$), los aportes se consideran insignificantes alrededor de los sitios urbano y residencial (Figura 64 b). Además, las contribuciones de este factor pueden ser apreciadas en las proximidades del sitio residencial.

Con respecto al primer factor, presumiblemente asociado con las emisiones de los vehículos, las contribuciones en la proximidad del sitio industrial ($4,0 -6,0 \mu\text{g ng}^{-1}$) son mayores a las percibidas en los sitios urbano ($2,0 -4,0 \mu\text{g ng}^{-1}$) y residencial ($0,0 -2,0 \mu\text{g ng}^{-1}$). Esta conclusión se visualiza con las escalas cromáticas de la Figura 64(a). En el sitio industrial, el polígono azul claro ($2,0-4,0 \mu\text{g ng}^{-1}$) proyecta mayores contribuciones desde el noroeste al este del sitio, en el sentido de las agujas del reloj. En esta área se encuentran las siguientes rutas importantes: hacia el este, la avenida Río de La Plata que conecta la ciudad de La Plata con el Distrito de Berisso; al noreste, la Ruta Provincial 215 (Camino Vergara) que conecta la ciudad de la Plata con el distrito de Ensenada; y al sureste, la Ruta Provincial 11 que conecta la ciudad de La Plata con la costa atlántica de Buenos Aires. Todas estas vías se caracterizan por tráfico vehicular ligero y pesado. En el sitio urbano, se observan las contribuciones más altas (polígono azul, $2,0-4,0 \mu\text{g ng}^{-1}$) del Este y Norte, asociadas con el tráfico vehicular ligero y pesado en la circunvalación de la ciudad, y al tráfico principalmente ligero del centro comercial y administrativo. Análogamente a lo observado con las contribuciones relacionadas a los procesos industriales, no se pueden apreciar contribuciones asociadas las emisiones vehiculares



Figura 64. Distribución espacial de las contribuciones de fuentes obtenidas por NTA. (a) Emisiones asociadas al tráfico vehicular $[\mu\text{g}/\text{ng}]$ y (b) Emisiones asociadas a los procesos industriales $[\mu\text{g}/\text{ng}]$. Los círculos blancos corresponden a los sitios receptores (I, R y U).

en las proximidades del sitio residencial.

Los resultados de la aplicación del NTA para las contribuciones estudiadas, son coherentes con estudios previos en la región y profundizan la descripción del peso de cada fuente en los sitios de estudio [58-60].

Discusión

Frente a la necesidad de evaluar los niveles de contaminación del aire en una región que presenta una refinería de las más significativas del país, sumado a que no se cuenta con un monitoreo activo de la mano de organismo gubernamentales, es de vital interés conocer los niveles de contaminación de extramuros de los compuestos característicos de la misma, como se mencionó previamente. Además, cabe destacar que las mismas sustancias se encuentran presentes en las emisiones asociadas al tráfico para los distintos cortes de combustible (salvo GNC); por lo tanto, fue necesario contemplar en este estudio las distintas empresas expendedoras de combustible.

Recordamos que la región se encuentra cercana al Río de la Plata, y presenta industrias emplazadas en el puerto de este. El área bajo estudio se encuentra situada sobre un terreno simple, es decir, la altura del terreno se encuentra por debajo de la fuente de emisión, permitiendo cumplimentar la hipótesis de viento uniforme, proyectando los contaminantes en forma rectilínea. La hipótesis es rechazada en situaciones de terrenos con diferentes altitudes o presencia de cuerpos de agua.

De la mano del Centro de Investigaciones del Medio Ambiente (CIM), se llevó a cabo la campaña de monitoreo activo en sitios de medición considerados distintos debido a las fuentes de emisiones de COVs contempladas (principalmente tráfico e industria asociada al petróleo), pudiéndose observar los niveles de contaminación en cada punto del partido Gran La Plata. Estos contaminantes no se encuentran legislados, salvo el benceno, que se ha demostrado que es una sustancia carcinogénica. Luego, al evaluar el riesgo a la salud de la población (adultos y niños) a partir del cálculo del índice LCR (riesgo a contraer cáncer a lo largo de la vida) para el benceno, se observa que los valores obtenidos son aceptables según los criterios de la US EPA y OMS en todos los sitios monitoreados.

Para los datos de los contaminantes observados durante la campaña, el tiempo de muestreo, si bien no permite observar patrones horarios, se considera apropiado bajo dos conceptos: es

compatible con el período de medición de concentraciones para el benceno (que está legislado en un nivel guía por la normativa vigente) y, además, dicho período permite maximizar las concentraciones observadas de los contaminantes puestos en juego, evitando obtener valores por debajo y cercanos al límite de detección. Con ello nos podemos acercar más a la realidad en cada sitio de muestreo planteado. Respecto a la base de datos de parámetros meteorológicos, ésta representa un desafío debido a la diferencia temporal con respecto a los datos de contaminantes, debido a que la primera se encuentra en una frecuencia horaria brindada por el Servicio Meteorológico Nacional.

Cuando se trabaja con una base de datos pequeña y un conjunto limitado de contaminantes, la integración de estas herramientas es muy útil porque permite obtener información sobre las fuentes de emisión que describen los datos en los sitios receptores (cantidad, características y ubicación). El PCA fue una herramienta clave para estimar el número de fuentes que caracterizan la mayor proporción de los contaminantes estudiados, principalmente cuando no hay un inventario de emisiones. Mediante el uso del PMF pudimos identificar las fuentes de emisión (del área petroquímica y la flota de vehículos). Junto con el uso de relaciones entre especies (T/B y B/E), y con el NTA, aplicado a las contribuciones de las muestras asociadas afectadas por la fuente, se pudo representar las áreas de origen de sus contribuciones. Proyectar las contribuciones de cada una de estas fuentes nos permitió confirmar las fuentes potenciales de COVs, que se han considerado en la hipótesis de este caso de estudio.

Proyectar las contribuciones de cada una de estas fuentes nos permitió confirmar las fuentes potenciales de COVs, que se han considerado en la hipótesis de este caso de estudio. Con el respaldo de los estudios previos que nuestro grupo de trabajo ha estado realizando durante 18 años [59-61], dada la falta de inventarios de emisiones en la región, podemos afirmar la existencia de la industria y flota de vehículos como fuentes de emisión relevantes en la región.

Los resultados observados en este trabajo permitieron confirmar las fuentes potenciales de emisión de COVs, estudiadas previamente por nuestro grupo de trabajo (CIM) durante 18 años [59-61]; dada la falta de inventarios de emisiones en la región, podemos afirmar la existencia de la industria y la flota de vehículos como fuentes de emisión relevantes en la región. En nuestro estudio, el uso integral de herramientas orientadas a receptores permitió corroborar la hipótesis de que existen dos tipos de fuentes principales que contribuyen a nuestros sitios de receptores, así como la ubicación de las áreas de emisión crítica.

Si se hubiera analizado la base de datos de este trabajo con alguno de los modelos de receptores aplicados, sin considerar los resultados obtenidos por los demás, la descripción alcanzada sería incompleta, probablemente confusa y no útil para un interesado. La integración de los modelos ha permitido superar las limitaciones de cada uno con las fortalezas de los demás. Por ejemplo, los resultados de PCA no tienen un sentido físico por sí mismos, porque puede generar contribuciones negativas y perfiles de fuentes. En ese sentido, PMF permitió caracterizar los perfiles de las fuentes potenciales y, junto con los “*ratios*”, asociarlos con un tipo de fuente. La integración de diferentes métodos estadísticos, como PCA, PMF y NTA, junto con las relaciones entre los BTEX, permitió integrar los resultados comunes y complementarios de los métodos utilizados, y así converger a una conclusión más descriptiva. Finalmente, se observa que estas conclusiones no se pudieron haber alcanzado a través de la aplicación individual y aislada de las herramientas analizadas en este trabajo, destacando su uso combinado.

En particular, el análisis de PCA de los datos de COVs obtenidos de una campaña de monitoreo discreta en tres sitios de Gran La Plata (Industrial, Residencial y Urbano) permitió destacar la presencia de dos tipos de fuentes de emisión relevantes. Los perfiles y la caracterización de los tipos de fuentes se estimaron con PMF junto con las proporciones de T/B y B/E, pudiendo ubicarlos espacialmente con NTA. Finalmente, la integración de modelos de receptores permitió estimar el origen de COVs en Gran La Plata, destacando el tráfico vehicular y el área petroquímica como fuentes potenciales de emisión.

Referencias

1. INDEC. (2010). *Población total por sexo e índice de masculinidad, según edad en años simples y grupos quinquenales de edad*. <http://www.indec.gov.ar/>
2. Infoplatense. (2019). *La planificación del desarrollo regional: un desafío clave para la gestión municipal*. Recuperado de <https://www.infoplatense.com.ar/nota/2019-10-23-13-30-0-la-planificacion-del-desarrollo-regional-un-desafio-clave-para-la-gestion-municipal>
3. Petcheneshky, T., Gravarotto, M. C., Benitez, R., & De Titto, E. (1998). Gestión de la Calidad de Aire. Situación del Monitoreo de la Calidad del Aire (GEMS-AIRE) en la República Argentina. Departamento de Salud Ambiental del Ministerio de Salud y Acción Social de La Nación, Buenos Aires, AIDIS, 1-12.
4. Zhu, T., Melamed, M., Parrish, D., Gauss, M., Klenner, L. G., Lawrence, M., ... & Liousse, C. (2012). WMO/IGAC impacts of megacities on air pollution and climate. World Meteorological Organization, 205, 149-151.
5. Von Glasow, R. (2008). Atmospheric chemistry: Pollution meets sea salt. *Nature Geoscience*, 1(5), 292.
6. Lawler, J. J. (2009). Climate change adaptation strategies for resource management and conservation planning. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1162(1), 79-98.
7. Karina Beatriz Balbi. (2015). *Evaluación de la dispersión de contaminantes atmosféricos y sus potenciales efectos frente a eventuales emergencias químicas en escenarios urbanos y suburbanos del partido de la plata*. Tesis de grado. Universidad Nacional de La Plata, Argentina.
8. Rehwagen, M., Müller, A., Massolo, L., Herbarth, O., & Ronco, A. (2005). Polycyclic aromatic hydrocarbons associated with particles in ambient air from urban and industrial areas. *Science of the Total Environment*, 348, 199–210. doi: 10.1016/j.scitotenv.2004.12.050
9. Gassmann, M. I., Mazzeo, N. A. (2000). Air pollution potential: Regional study in argentina. *Environmental Management*, 25(4), 375-382.
10. Ratto, G. E., Videla, F., Almandos, J. R., & Maronna, R. (2018). Air quality at La Plata Conglomerate, Argentina: Review and prospective study to improve the present situation. *AIMS Geosciences*, 2018, 4(1): 88-125. doi: 10.3934/geosci.2018.1.88

11. Ratto, G. E., Videla, F., Maronna, R., Flores, A., & de Pablo Dávila, F. (2010). Air pollutant transport analysis based on hourly winds in the city of La Plata and surroundings, Argentina. *Water, air, and soil pollution*, 208(1-4), 243-257.
12. Oke T.R. (1995). *The Heat Island of the Urban Boundary Layer: Characteristics, Causes and Effects*. In: Cermak J.E., Davenport A.G., Plate E.J., Viegas D.X. (eds) *Wind Climate in Cities*. NATO ASI Series (Series E: Applied Sciences), vol 277. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-017-3686-2_5
13. Kruse, E., Sarandón, R., & Gaspari, F. (2014). *Impacto del cambio climático en el Gran La Plata*. Editorial de la Universidad Nacional de La Plata (EDULP), Argentina.
14. Fucks, E. E., D'amico, G. M., Pisano, M. F., & Nuccetelli, G. (2017). *Evolución geomorfológica de la región del gran la plata y su relación con eventos catastróficos*. Editorial de la Asociación Geológica Argentina, revista de la Asociación Geológica Argentina. ISSN: 0004-4822.
15. Gimenez, J.E., Cabral, M.G., & Hurtado, M.A. (2005). *Elaboración y Transferencia de cartografía Temática e Implementación de un Sistema de Información Geográfica para el Planeamiento (Partido de Berisso)*. Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires. Editorial de la Universidad Nacional de La Plata (EDULP), Argentina.
16. Hurtado, M.A., Gimenez, J.E., & Cabral, M.G. (2006 a). *Análisis ambiental del partido de La Plata. Aportes al ordenamiento territorial*. Consejo Federal de Inversiones. Editorial de la Universidad Nacional de La Plata (EDULP), Argentina.
17. Hurtado, M.A., Gimenez, J.E., & Cabral, M.G. (2006 b). *Suelos del partido de Berazategui como base para el planeamiento ambiental y ordenamiento territorial*. Contrato de Obra entre Consejo Federal de Inversiones y Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Ed. Universidad Nacional de La Plata.
18. US EPA. *Sulfur Dioxide (SO₂) Pollution. Sulfur Dioxide Basics*. Recuperado de <https://www.epa.gov/so2-pollution/sulfur-dioxide-basics>
19. YPF. Downstream. Recuperado de <https://www.ypf.com/LaCompania/Paginas/downstream.aspx>.
20. YPF. (2010). *Informe anual 2010*. Recuperado de https://www.ypf.com/inversoresaccionistas/GobiernoCorporativo/Lists/InformeAnual/Informe_Anual_2010.pdf

21. YPF. (2018). *Memoria 2018*. Recuperado de <https://www.ypf.com/inversoresaccionistas/Lists/InformacionFinanciera/Memoria-2018.pdf>
22. Observatorio Petrolero Sur (Ed.). (2015). *Polos: Injusticias ambientales e industrialización petrolera en Argentina*. Ediciones del Jinete Insomne.
23. OPDS. Decreto N.º 1074/18. Recuperado de <http://www.opds.gba.gov.ar/normativas-provinciales>
24. OPDS. Resolución N.º 242/97. Recuperado de www.opds.gba.gov.ar/sites/default/files/RESOLUCION%20242%2097.pdf
25. Air Quality Index (AQI) Basics. *A Guide to Air Quality and Your Health*. Recuperado en: https://www.airnow.gov/index.cfm?action=aqi_brochure.index
26. Municipio de La Matanza. Recuperado de: <https://www.lamatanza.gov.ar/>
27. ACUMAR. *Características de la Cuenca Matanza Riachuelo*. Recuperado de: <http://www.acumar.gob.ar/caracteristicas-cuenca-matanza-riachuelo/>
28. Buenos Aires Ciudad. *Plan Integral de Saneamiento Ambiental (PISA)*. Recuperado de <https://www.buenosaires.gob.ar/agenciaambiental/plan-integral-de-saneamiento-ambiental-pisa>
29. ACUMAR. *Calidad de aire*. Recuperado de <http://www.acumar.gob.ar/monitoreo-ambiental/calidad-de-aire/>
30. ACUMAR. *Estación EMC II La Matanza*. Recuperado de: <http://jmb.acumar.gov.ar/calidad/contaminantesEmcII.php>. Accedido 2019
31. Ministerio de Justicia y Derechos Humanos. Presidencia de La Nación. Resolución 2/2007. Recuperado de: <http://servicios.infoleg.gob.ar/infolegInternet/anexos/130000-134999/132265/norma.htm>
32. Iglewicz, B., & Hoaglin D. C. (1993). How to detect and handle outliers. ASQC basic references in quality control. Milwaukee, WI: American Society for Quality Control.
33. INDEC. (2001). *Población total por sexo e índice de masculinidad, según edad en años simples y grupos quinquenales de edad*. Recuperado de <http://www.indec.gov.ar/>
34. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) y la Cruz Roja Argentina. (2012). *Documento País 2012. Riesgo de desastres en Argentina*. Recuperado de: http://www.msal.gob.ar/images/stories/ryc/graficos/0000000748cnt-2014-04_documento-pais.pdf

35. La tecla info. (2010). *El Polo Petroquímico: Peligro en Bahía*. Recuperado de <https://www.latecla.info/5/42924-el-polo-petroquimico-peligro-en-baha-blanca>
36. Cámara de la industria química y petroquímica. (2014). *La industria petroquímica argentina. Su perfil en el año 2025*. Recuperado de <http://www.ciqyp.org.ar/Portals/0/noticias/2014/09%20sep/La%20Industria%20Petroqu%C3%ADmica%20Argentina%20.pdf>
37. Proyecto Sur Bahía Blanca. (2012). *12 Años del 20 de Agosto de 2000, Día del Escape de Cloro en Solvay Indupa*. Recuperado de: <https://sololocal.info/index.php/noticias/2794-12-anos-del-20-de-agosto-de-2000-dia-del-escape-de-cloro-en-solvay-indupa>
38. La Nación. (2000). *Cierran plantas petroquímicas por un escape tóxico de cloro*. Recuperado de: <https://www.lanacion.com.ar/sociedad/cierran-plantas-petroquimicas-por-un-escape-toxico-de-cloro-nid30266>
39. GreenPeace. (2001). *A un año de accidente químico en Bahía Blanca planta de Solvay sigue sin brindar información clave sobre sus riesgos*. Recuperado de: <https://www.lanacion.com.ar/sociedad/cierran-plantas-petroquimicas-por-un-escape-toxico-de-cloro-nid30266>
40. La nueva. (2009). *Dicen que las demandas de vecinos por un escape de cloro todavía no obtienen respuesta de la Justicia*. Recuperado de: <https://www.lanueva.com/nota/2009-8-20-15-34-0-dicen-que-las-demandas-de-vecinos-por-un-escape-de-cloro-todavia-no-obtienen-respuesta-de-la-justicia>
41. Clarín. (2000). *Otro escape en el polo petroquímico de Bahía Blanca*. Recuperado de: https://www.clarin.com/sociedad/despues-cloro-llego-amoniac_0_rkAQIf9e0Yx.html
42. La nación. (2000). *Una fuga de amoníaco asustó a los vecinos de Ingeniero White*. Recuperado de: <https://www.lanacion.com.ar/sociedad/una-fuga-de-amoniac-asusto-a-los-vecinos-de-ingeniero-white-nid177052>
43. La nueva. (2008). *Suspensión provisoria para la planta de urea de Profertil*. Recuperado de: <https://www.lanueva.com/nota/2008-9-25-9-0-0-suspension-provisoria-para-la-planta-de-urea-de-profertil>
44. Ley Provincial 12.530. Recuperado de: <https://www.bahia.gob.ar/wp-content/uploads/2017/04/LEY-12530.pdf>
45. CTE. (2015). *PIM. Subprograma Estuario de Bahía Blanca*. Recuperado de: <https://www.scribd.com/document/338264707/PIM-2015-Subprograma-Estuario-de-Bahia-Blanca>

46. Municipio de Bahía Blanca. *Estación de Monitoreo de Calidad de Aire*. Recuperado de <https://www.bahia.gob.ar/cte/calidadaire/estacionmonitoreo/>
47. Ruiz Boada F., González Ferradas E. & Miñana Aznar A., (2003). *Zonas de Planificación para accidentes graves de tipo tóxico*. Guía técnica (en el ámbito del Real Decreto 1254/99 [Seveso II]). Universidad de Murcia, España.
48. Clarín. (2015). *La erupción del volcán Calbuco Con una nube leve, las cenizas ya cubren la Capital*. Recuperado de https://www.clarin.com/sociedad/volcan-calbuco-cenizas-ciudad-buenos-aires_0_rJM-VsFwQg.html
49. La brújula 24. (2015). *La nube de ceniza del volcán Calbuco llega esta mañana a Bahía*. Recuperado de http://labrujula24.com/noticias/2015/14529_la-nube-de-ceniza-del-volcan-calbuco-llego-esta-manana-a-bahia
50. La nueva. (2015). *El volcán Calbuco no da tregua con su tercera erupción*. Recuperado de <https://www.lanueva.com/nota/2015-5-3-0-6-0-el-volcan-calbuco-no-da-tregua-con-su-tercera-erupcion>
51. Infobae. (2015). *El volcán Calbuco entró en una fase "inestable" y podría arrojar lava en las próximas horas*. Recuperado de <https://www.infobae.com/2015/04/25/1724613-el-volcan-calbuco-entro-una-fase-inestable-y-podria-arrojar-lava-las-proximas-horas/>
52. Sruoga, P. *Contaminación por vulcanismo*. Recuperado de <https://www.mendoza.conicet.gov.ar/portal/enciclopedia/terminos/ContamVulc.htm>
53. Francis. (1994). *Volcanes, a planetary perspective*. Oxford. 443 págs.
54. Pucci. (1993). Toxicidad de los productos volcánicos. Contaminación natural. Actas Primera Jornadas Nacionales de Vulcanología, Medio ambiente y Defensa Civil, pág.: 171-180
55. Seguridad Vial Nacional. *Transito Medio Diario Anual (TMDA) para el año 2018*. Recuperado de <https://www.sigvial.vialidad.gob.ar>. Accedido junio 2019.
56. Kind, M. V. (2004). *Desplazamiento del frente de salinidad del río de la plata debido al aumento del nivel medio del mar*. Tesis de maestría. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.
57. Re, M. (2005). *Impacto del cambio climático global en las costas del río de La Plata*. Tesis de maestría. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.
58. Hurtado, M. A., Giménez, J. E., & Cabral, M. G. (2006). *Análisis ambiental del partido de La Plata: Aportes al ordenamiento territorial*. Buenos Aires: Consejo Federal de Inversiones.

59. Colman Lerner, J. E., Sanchez, E. Y., Sambeth, J. E., & Porta, A. A. (2012). Characterization and health risk assessment of VOCs in occupational environments in Buenos Aires, Argentina. *Atmospheric Environment*, 55, 440-447.
60. Colman Lerner, J. E., Kohajda, T., Aguilar, M. E., Massolo, L. A., Sánchez, E. Y., Porta, A. A., ... & Mueller, A. (2014). Improvement of health risk factors after reduction of VOC concentrations in industrial and urban areas. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(16), 9676-9688.
61. Massolo, L., Rehwagen, M., Porta, A. A., Ronco, A., Herbarth, O., & Mueller, A. (2010). Indoor-outdoor distribution and risk assessment of volatile organic compounds in the atmosphere of industrial and urban areas. *Environmental Toxicology*, 25(4):339-49. DOI: 10.1002/tox.20504
62. El Día. (2017). *Parque automotor: se suman 57 vehículos por día a las abarrotadas calles platenses*. Recuperado de <https://www.eldia.com/nota/2017-7-16-2-48-41-parque-automotor-se-suman-57-vehiculos-por-dia-a-las-abarrotadas-calles-platenses-la-ciudad>
63. El Día. (2019). *En 2018 el patentamiento vehicular en La Plata cayo 15 anotaron 17 mil autos la ciudad*. Recuperado de <https://www.eldia.com/nota/2019-1-6-4-15-33-en-2018-el-patentamiento-vehicular-en-la-plata-cayo-15-anotaron-17-mil-autos-la-ciudad>
64. Ministerio de Economía. (2019). *Vehículos y transporte*. Recuperado de <http://www.estadistica.ec.gba.gov.ar/dpe/index.php/economia/vehiculos-y-transporte>
65. Belis, C. A., Larsen, B. R., Amato, F., El Haddad, I., Favez, O., Harrison, R. M., ... & Quass, U. (2014). European guide on air pollution source apportionment with receptor models, Report EUR 26080 EN, European Commission, Joint Research Centre. Institute for Environment and Sustainability.
66. Real decreto 102/2011, de 28 de enero, relativo a la mejora de la calidad del aire. Anexos I y II. 2011. Recuperado de <https://www.boe.es/boe/dias/2011/01/29/pdfs/BOE-A-2011-1645.pdf>.
67. IARC. (2012). *A review of human carcinogens: Chemical agents and related occupations. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans*. Volume 100F.
68. ASTM D3686-95. *Standard Practice for Sampling Atmospheres to Collect Organic Compound Vapors Activated Charcoal Tube Adsorption Method*. Recuperado de: <https://www.astm.org/DATABASE.CART/HISTORICAL/D3686-95.htm>

69. Khoder, M. I. (2007). Ambient levels of volatile organic compounds in the atmosphere of Greater Cairo. *Atmospheric Environment*, 41(3), 554-566.
70. Lee, S. C., Chiu, M. Y., Ho, K. F., Zou, S. C., & Wang, X. (2002). Volatile organic compounds (VOCs) in urban atmosphere of Hong Kong. *Chemosphere*, 48(3), 375-382.
71. Miller, L., Xu, X., Wheeler, A., Atari, D. O., Grgicak-Mannion, A., & Luginaah, I. (2011). Spatial variability and application of ratios between BTEX in two Canadian cities. *The Scientific World Journal*, 11, 2536-2549.
72. Wang, S., Ang, H.M., & Tade, M.O. (2007). Volatile organic compounds in indoor environment and photocatalytic oxidation: state of the art. *Environment International*, 33(5), 694-705.
73. Hoque, R. R., Khillare, P. S., Agarwal, T., Shridhar, V., & Balachandran, S. (2008). Spatial and temporal variation of BTEX in the urban atmosphere of Delhi, India. *Science of the Total Environment*, 392(1), 30-40.
74. Hopke, P. K. (2016). Review of receptor modeling methods for source apportionment. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 66(3), 237-259.

CAPÍTULO 5: CONCLUSIÓN

Discusión general

El balance entre la actividad humana, el crecimiento poblacional y el medio ambiente es delicado. Los desafíos actuales están poniendo el foco en la problemática ambiental, siendo la contaminación del aire un tema en la agenda de política mundial. Considerando como cambio climático a las variaciones del sistema atribuibles a la actividad humana en forma directa o indirecta, actualmente su impacto resulta de interés público, dado que es perceptible por las comunidades (aumento del nivel del mar, reducción de hielo marino ártico, retroceso glaciar, eventos extremos, entre otras). La remediación y la preservación del medio ambiente se encuentran contempladas dentro los diecisiete Objetivos de Desarrollo Sostenible (en el enunciado número 13) y requiere de tratamiento urgente, mediante la búsqueda de políticas de gestión que lleven a un compromiso entre las entidades participantes, promoviendo soluciones sostenibles en el tiempo. Existen numerosos ejemplos de políticas destinadas al ordenamiento urbano, transporte, industria y generación de energía que promueven la reducción de la contaminación del aire.

Frente a esta problemática, la determinación de las fuentes de emisión es un tema dificultoso de abordar debido a la complejidad de aparición de los contaminantes comunes denominados criterios. Estos contaminantes presentan fuentes comunes asociadas bajo el concepto de multifuentes o tipo de fuentes, siendo las principales generadoras de contaminantes primarios las fuentes fijas del tipo “industriales” y las “móviles” “asociadas a vehículos motorizados”, debido a la quema de combustible.

No todas las regiones consideradas críticas, en función de su desarrollo económico, cuentan con monitoreo continuo para dar a conocer la calidad del aire de la población expuesta. Por otro lado, las declaraciones juradas de las empresas que contemplan los vertidos de efluentes gaseosos no están al simple acceso para el público general. Cabe destacar que, la ausencia de estaciones de monitoreo es una situación frecuente en países en desarrollo, los cuales presentan ciudades de alta densidad poblacional expuestas a, o en convivencia con centros industrializados, que, a su vez, conllevan un alto tránsito debido a la logística de distribución necesaria para el buen funcionamiento de estos centros. La factibilidad de industrialización se ve potenciada principalmente por el acceso a caminos de distribución, tanto por tierra (rutas

provinciales y nacionales), como por vía marítima (presencia de puertos) y, como consecuencia directa, da lugar al crecimiento poblacional debido a la búsqueda de proximidad de los trabajadores. Desde ya, en algunas regiones no se encuentra bien definido si el asentamiento poblacional o la industrialización se produjo primero.

Según la organización mundial de la salud, la contaminación del aire está costando millones de muertes prematuras, especialmente en regiones cuyos capitales se consideran de medianos a bajos. Siendo esta amenaza “invisible”, las nuevas investigaciones que relacionan las emisiones de los contaminantes con la salud poblacional apuntan a evaluar la fracción más pequeña ($MP_{2,5}$), actualmente regulada como un contaminante criterio desde fines del 2018, motivo por el cual no se encuentran observaciones del mismo para la base de datos brindada por el Comité Técnico Ejecutivo de Bahía Blanca.

La tesis presenta una respuesta para el estudio de los distintos escenarios, en función de la información recopilada. Dentro de un marco decoroso en cuanto a número de estaciones y distribución geográfica en nuestro país, el enfoque de los monitoreos se encuentra diagramado para determinar la exposición de la población a la contaminación ambiental bajo el concepto de calidad del aire mediante la cuantificación de contaminantes criterio, con el fin de cumplimentar las normas vigentes (provincia de Buenos Aires, Cuenca Matanza Riachuelo). En cambio, otros escenarios no presentan ningún monitoreo continuo que ofrezca públicamente a la comunidad los niveles de contaminación a los que está expuesta, como es el caso de la ciudad de La Plata. Hoy en día, en nuestro país, las empresas deben responder a los organismos competentes mediante la aplicación de modelos de dispersión, inventarios de emisiones y, ocasionalmente, con medición de emisiones en fuentes fijas.

El uso de modelos de receptores como herramientas de análisis local no se encuentra ampliamente difundido en nuestro país por las organizaciones gestoras de la calidad del aire, mientras que en países desarrollados (o en aquellos en vías de desarrollo, en los que la mala calidad del aire es una situación recurrente, tal es el caso de Colombia y Chile) es considerada una herramienta complementaria para la prevención y respuesta de escenarios de contaminación atmosférica. Los modelos diseñados para estudiar las fuentes de emisión a partir de datos de inmisión promovidos por la agencia de protección medioambiental de los Estados Unidos - clásicos-, son modelos probabilísticos, por lo tanto, requieren de bases de datos representativas, idealmente de gran volumen, de familia de contaminantes caracterizados en

sus especies químicas como el material particulado y los compuestos orgánicos volátiles. Actualmente, los modelos híbridos no se encuentran disponibles en la gestión debido a la complejidad de su aplicación (determinación de los parámetros, criterios de uso y tiempo de ejecución) y no se cuenta con un software oficial disponible. A raíz de esto, en una primera instancia, la metodología propuesta aborda la problemática local mediante un análisis de los patrones/tendencias de emisiones de altas concentraciones de contaminantes en función de un espacio temporal (horario, mensual, estacional, anual), o bien de patrones meteorológicos que definen la dispersión y dilución de la región. Es esencial contemplar la topografía de la región que tiene incidencia en el clima, por ende, afectando directamente a la capa límite atmosférica donde se producen los fenómenos previamente mencionados - dilución y dispersión de las emisiones- debido a que los modelos representan aproximaciones de la realidad a escala local y el abordaje de terrenos complejos requiere de un acondicionamiento del diseño de estos. En particular, los casos bajo estudio son aproximados a terrenos llanos, siendo apropiados para la aplicación del modelo de retrotrayectorias NTA, que contempla en su desarrollo un modelo de movimiento uniforme para estimar el camino más probable de los volúmenes de aire.

Frente a la problemática característica de los países en desarrollo, donde los recursos económicos destinados al monitoreo de la calidad del aire y contaminantes son limitados, resulta de particular interés la implementación de sistemas de monitoreo discreto, considerando como sus principales limitantes el costo experimental que determina el número de mediciones y contaminantes a obtener durante el diseño de una campaña de monitoreo. En este sentido, la presente tesis muestra los puntos fuertes de la integración de los modelos de receptores para el procesamiento de bases de datos pequeñas o medianas. Los resultados computacionales simples, visuales y de bajo costo son útiles para el procesamiento de la información y para las partes interesadas.

Conocer las fuentes principales naturales de emisión en la región, las fuentes antropogénicas locales y sus características operacionales: caudales, contaminantes manipulados, temperaturas de vertido, entre otras, en conjunto con las características intrínsecas de la región como topografía y climatología, que definirán la factibilidad de mezclado y dispersión, son puntos críticos a considerar durante el en la mitigación/ remediación de la atmósfera, entre otras matrices de estudio (agua y suelo).

La metodología permitió trabajar bases de datos pequeñas y medianas a diferencia de los modelos tradicionales, gracias a la integración de resultados provistos por las diferentes herramientas. En este contexto, el análisis estadístico permitió destacar los contaminantes de mayor impacto en las regiones de estudio cuando las bases de datos son completas y con numerosos datos.

Asimismo, la metodología resaltó la necesidad de poner esfuerzo en la confección de los inventarios de emisiones tanto de fuentes fijas como de fuentes móviles, lo cual permitiría alcanzar una mejor descripción de los resultados.

Entre los casos estudiados se realza la bondad de acoplar los índices de calidad del aire a un modelo de receptor híbrido. Además, se destaca la importancia del uso del NTA en la gestión para evaluar la procedencia de contaminantes criterio, pues permite obtener una salida en tiempo real, debido a que utiliza valores que describen al evento momentos atrás y ofrece una representación gráfica clara y georreferenciada, de rápido procesamiento e interoperable.

El uso del presente esquema para períodos extensos (más de un año) permite realizar un diagnóstico de la región – rango de direcciones o áreas en las cuales se percibe mayor contribución a la contaminación atmosférica al sitio, comportamiento de la capa límite, comportamiento de la población- pudiendo acompañar a las evaluaciones de impacto ambiental.

Limitaciones

Los modelos de receptores clásicos requieren de un gran número de muestras para poder aproximar la realidad, y de perfiles de emisión conservadores en cuanto a caudales y contaminantes emitidos para los períodos temporales estudiados. En cambio, el modelo híbrido no contempla las variaciones temporales de los perfiles de emisión, pero requiere de períodos cortos de medición (hasta frecuencia horaria) para poder interpolar fehacientemente con datos de patrones meteorológicos que deben ser representativos del sitio receptor; una topografía simple, por último, tiene la capacidad de evaluar una variable de estudio por aplicación.

Con respecto al desarrollo de campañas de muestreo, es importante que el sitio elegido como receptor sea representativo de la región y las mediciones puedan representar las emisiones. Esto

último implica la no toma de muestras en días con precipitaciones, dado que las concentraciones en el aire se encuentran diluidas debido a la deposición; por otro lado, resulta necesario que el sitio se encuentre ubicado en lugares no obstruidos, alejado de edificios y sectores arbolados.

En referencia a lo previamente expuesto, podemos decir que la metodología propuesta resulta de fácil interpretación, intuitiva y con resultados visuales rápidos para interpretar los niveles de contaminación de cualquier sitio bajo estudio, siempre y cuando el análisis sea a escala local. Fomentando el uso de mediciones meteorológicas conjuntamente con las observaciones de contaminantes, una frecuencia horaria de lectura de datos se considera suficiente y apropiada para la obtención de resultados simples y compatibles con las legislaciones vigentes.

Conclusiones

Hoy en día, los modelos de receptores son aplicados para analizar bases de datos de contaminantes de grandes volúmenes y con las especies caracterizadas. Sin embargo, esto no representa la situación real que experimentan países en vías de desarrollo, como es Argentina, para los cuales las bases de datos son restringidas en términos de cantidad de datos disponibles, resolución temporal y espacial. Además, los modelos promovidos por los organismos internacionales competentes se encuentran acotados a un número destacable de contaminantes y/o familia de contaminantes, sin contemplar espacialmente las contribuciones de las fuentes que toman lugar en la región.

La calidad del aire es un tema estratégico en la actualidad y requiere de esfuerzos extensivos para ser abordada estratégicamente. En este contexto, la metodología desarrollada en esta tesis permitió suplir los datos disponibles, simplificando los escenarios de interés al aportar información suficiente para acotar los planes de mitigación en políticas de gestión para la contaminación atmosférica. Luego, como resultado ofrece un mayor conocimiento del escenario a los tomadores de decisión dado que los modelos de receptores aplicados en un contexto periódico permiten aproximarse a la realidad, la cual dependerá del tipo de terreno, uso del mismo, condiciones climatológicas, presencia de fuentes naturales y antropogénicas.

Por lo expuesto anteriormente, los objetivos pudieron ser cumplimentados frente a los diversos escenarios, demostrando que no solo se adapta a cualquier tipo de base de datos (continua/discontinua y contaminante único/grupo de contaminantes), sino que también se adapta a cualquier criterio de análisis (reglamentados, valores guías, criterio de calidad del aire). Además, permitió extrapolar espacialmente los niveles de contaminación atmosférica en una escala local, reconociendo las regiones como focos de emisión. Se destaca que, dado que el contaminante que presenta mayores incrementos en sus niveles es el material particulado, se propone profundizar en la caracterización química del mismo para describir los aportes percibidos en los sitios receptores.

Finalmente, dado los esfuerzos actuales de disponer de información pública en tiempo real, podemos decir que la metodología es rápida y presenta una salida interoperable, siguiendo con los lineamientos de la gestión.