

Herramientas para la evaluación integral de la calidad de aire en Argentina: modelos de escala urbana y regional

David Gabriel Allende¹, Salvador Enrique Puliafito^{1,2}, Rafael Pedro Fernández¹, Fernando Horacio Castro¹, Pablo Gabriel Cremades¹

¹ Universidad Tecnológica Nacional / CONICET, Facultad Regional Mendoza, Grupo Estudios de la Atmósfera y el Ambiente (GEAA), Rodríguez 273, (M5502AJE) Mendoza, Argentina

² Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional Buenos Aires, Medrano 951, (C1179AAQ), Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina

epuliafito@frm.utn.edu.ar

Recibido el 5 de Septiembre, aprobado el 12 de Noviembre de 2012

Resumen

Tanto el Modelado de Calidad de Aire como el Monitoreo han sido herramientas muy útiles asociadas a políticas ambientales. Varias herramientas de modelación se han desarrollado para su aplicación en problemas de contaminación urbana, las cuales se utilizan en investigación y procesos regulatorios. Este artículo describe la adaptación local de algunos de estos modelos y presenta la preparación de inventarios de emisiones detallados de los principales contaminantes presentes en áreas urbanas típicas de la Argentina. Finalmente, se muestran los resultados de monitoreo y modelado en los centros urbanos de Mendoza, Bahía Blanca y la Ciudad Autónoma de Buenos Aires.

PALABRAS CLAVE: MODELADO DE CALIDAD DE AIRE - CALPUFF - WRF/CHEM - INVENTARIO DE EMISIONES

Abstract

Air quality modeling and monitoring has been useful tools associated to environmental policies. Several atmospheric dispersion models have been developed to be applied in air pollution problems, which are used in research or regulatory processes. This article describes the local adaptation of some of these models and shows the preparation of detailed source emission inventories of main pollutant present in typical urban areas of Argentina. Finally, we show the results of modeling and monitoring for the Mendoza, Bahía Blanca and Buenos Aires urban centers.

KEYWORDS: AIR QUALITY MODELING - CALPUFF - WRF/CHEM - EMISSION INVENTORIES

Introducción

La contaminación del aire figura sistemáticamente como una de las principales inquietudes ambientales, y es responsable de varios efectos adversos en la salud de las personas. Asimismo, se encuentran muy bien identificados y documentados los efectos de contaminantes en varios tipos de ecosistemas (Fowler y colaboradores, 2009) y daños a materiales (Muller y Mendelsohn, 2007). Debido a que las ciudades concentran personas y actividades, la contaminación atmosférica es un fenómeno típicamente asociado a centros urbanos y regiones industrializadas.

El monitoreo de calidad de aire en nuestro país es bastante deficiente y generalmente intermitente. Solo en grandes aglomerados urbanos (como el área metropolitana de Buenos Aires, Gran Córdoba, Gran Rosario, Gran Mendoza, Gran La Plata y San Miguel de Tucumán) instituciones provinciales y/o organismos municipales han realizado algún tipo de monitoreo. No obstante, en áreas urbanas, las mediciones no representan necesariamente la situación local, y brindan solo una indicación muy limitada de la variación espacial y temporal de las concentraciones reales. Asimismo, los datos medidos no pueden utilizarse para proyectar concentraciones futuras ni para la evaluación de escenarios debido a la compleja relación entre las fuentes de contaminantes y sus efectos.

Los Modelos de Calidad de Aire (MCA) son herramientas matemáticas que simulan los procesos químicos y físicos que involucran la

dispersión, transporte y transformaciones de los contaminantes en su camino atmosférico. Se trata de instrumentos únicos para estudios de impacto, el establecimiento de legislación para el control de emisiones, la evaluación de estrategias y técnicas de control de emisiones, el establecimiento de responsabilidades para niveles de contaminación existentes, el análisis de sensibilidad y el modelado inverso de fuentes desconocidas. La generación de un modelo bien probado y calibrado constituye una herramienta invaluable para la representación de la dinámica y las respuestas a las perturbaciones de condiciones reales de calidad de aire.

Este trabajo presenta una perspectiva general de las herramientas y técnicas disponibles para modelado urbano. Además, se detalla su aplicación en la evaluación de calidad de aire de tres centros urbanos típicos de Argentina, a través del desarrollo de una metodología adaptable a la magnitud del problema estudiado y a la disponibilidad local de información.

Metodología

Modelos de calidad de aire y escalas espaciales

Los principales componentes de un MCA se detallan en la Fig. 1. Para la especificación de los campos meteorológicos que gobiernan el transporte y dispersión de los contaminantes, pueden utilizarse directamente mediciones de campo y/o realizar interpolaciones para todo el dominio a través de procesadores meteorológicos. Un segundo módulo clave es el inventario



Fig. 1. Principales componentes de un Modelo de Calidad de Aire y sus interacciones

de fuentes emisoras. Muchas estimaciones de emisiones se desarrollan utilizando un factor de emisión que supone una relación lineal entre la tasa de emisión y una unidad de actividad (por ejemplo, cantidad de combustible consumido, tasa de producción, población, empleo, etc). Estas tasas pueden obtenerse de manuales compilados a tal fin (p.ej. AP-42; U.S. EPA, 2010). Para ciertas categorías de fuente, la relación funcional entre las emisiones y las variables ambientales ha sido estudiada lo suficiente como para dar lugar a modelos matemáticos complejos, también llamados modelos de emisión. Finalmente, un tercer módulo de entrada de los MCA es el que organiza la información sobre uso y cobertura del suelo y elevaciones del terreno.

Los fenómenos ligados a la contaminación atmosférica trascienden todas las escalas, desde la local a la global, con entradas y retroalimentaciones en cada nivel de interacción. Un contaminante emitido puede generar impactos desde muy cerca de la fuente o en regiones muy lejanas, dependiendo de su tiempo de vida medio y sus propiedades. Asimismo, los procesos que controlan su destino son también dependientes de la escala. De acuerdo con Zannetti (1990) se puede hacer la siguiente distinción: a) Fenómenos de corta distancia (<1 km de la fuente); como ser los efectos sobre la pluma causados por la presencia de obstáculos; b) Transporte de corto alcance (<10 km de la fuente); el área en el cual se encuentra el máximo impacto a nivel del suelo de contaminantes primarios provenientes de fuentes elevadas; c) Transporte intermedio (entre 10 y 100 km); abarca el área donde la producción

de contaminantes secundarios es importante; d) Transporte de largo alcance (>100 km); área en la que juega un rol importante la meteorología de gran escala y los efectos de deposición y transformación; e) Efectos globales: los fenómenos afectan a toda la atmósfera.

Modelado de calidad de aire en Argentina

En general, la aplicación de MCA para la evaluación de impactos ambientales en países en desarrollo y, particularmente en Argentina, no ha seguido una metodología consistente para este tipo de herramientas de análisis. No obstante, su uso requiere una adaptación o calibración de acuerdo con la topografía y patrones meteorológicos propios del lugar y principalmente, de acuerdo con las condiciones bajo las que son utilizados. Asimismo, los modelos deben utilizarse de acuerdo con la magnitud y complejidad del problema de calidad de aire a estudiar y de acuerdo con el nivel de datos de entrada disponible, requiriendo una consistencia en el uso de parametrizaciones meteorológicas, emisiones y transformación y deposición (Allende, 2011).

En este artículo se presenta una serie de casos de estudio, elegidos para describir el proceso de simulación de la calidad del aire, desde la selección del modelo apropiado hasta la evaluación de los resultados.

Modelado urbano del Área Metropolitana del Gran Mendoza

El área del Gran Mendoza (33°S, 68°W; 750 m s.n.m.), al igual que otras regiones de Argentina,

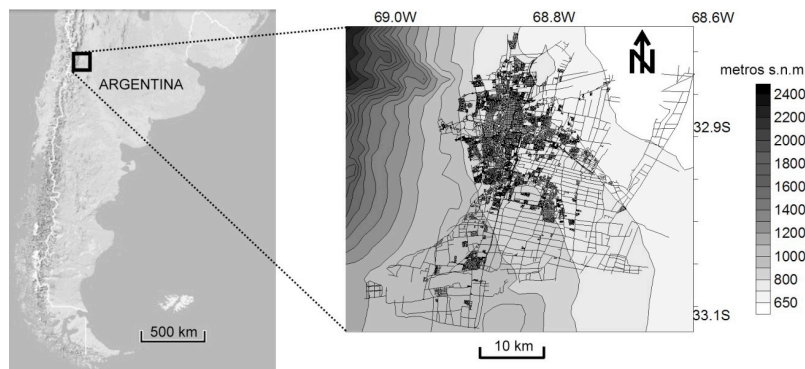


Fig. 2. Diagrama del área en estudio, incluyendo un acercamiento al área metropolitana del Gran Mendoza hacia el oeste de la República Argentina, detallando el trazado de calles y las elevaciones del terreno (m) en la escala a la derecha

enfrenta una creciente urbanización, aumento de tráfico vehicular, pérdida de espacios agrícolas e incremento en la contaminación del aire. El centro urbano del Gran Mendoza está ubicado al oeste de la República Argentina, en el piedemonte de la Cordillera de Los Andes, representando la cuarta aglomeración del país con 1.230.000 habitantes. En la Fig. 2 se muestra un esquema del área metropolitana del Gran Mendoza. La ciudad se ubica en una zona árida a semiárida, de precipitaciones bajas (120-400 mm anuales), principalmente en meses de verano. La cercanía de la Cordillera de Los Andes tiene una fuerte influencia en la meteorología y en la calidad de aire locales, debido a la circulación típica valle-montaña de variación diaria. La velocidad de viento media anual es alrededor de 2,6 m/s con un 26% de calmas. Las direcciones predominantes son S, S-SW, E-SE y E. El área presenta baja humedad relativa (50%), baja incidencia de niebla y pocos días cubiertos (65-75 días/año).

La calidad del aire en el área de estudio se encuentra fuertemente influenciada por actividades industriales intensivas e intermedias. Las fuentes industriales se encuentran ubicadas en dos sectores definidos: un complejo industrial ubicado al suroeste y otro hacia el norte del centro urbano. Con el objeto de presentar el escenario de emisiones actual, se utilizaron valores de emisión obtenidos a través de mediciones directas de chimenea proporcionadas por la Dirección de Protección Ambiental, junto con estimaciones a través de balances de masa y factores de emisión característicos para el tipo de industria. Todas las emisiones industriales se asociaron a 21 fuentes puntuales. Las emisiones residenciales y del sector comercial se calcularon utilizando datos estadísticos del consumo de gas natural y Gas Licuado de Petróleo (GLP). Los dos tipos de combustible se utilizan indistintamente para calefacción, obtención de agua caliente y cocción. Se utilizaron factores de emisión obtenidos de las bases de datos de CORINAIR (CORe INventory AIR emissions, the European Environment Agency; EMEP/EEA, 2009) e IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change; IPCC, 2007) (en el caso de GEI) para ambos combustibles.

La erosión por vientos de los suelos naturales áridos, como semiáridos son una importante fuente de polvo atmosférico. Por ello se inclu-

yeron en este estudio las emisiones de material particulado, estimadas de acuerdo con la metodología sugerida por la EPA (OAQPS 1977). Para distribuir las espacialmente fue necesario caracterizar el dominio de modelado de acuerdo a la potencialidad de convertirse en fuente de polvo. Para ello, se utilizaron mapas de uso de suelo, de diversas fuentes (D.O.A.D.U., 2009; U.S. Geological Survey (USGS), 2010). Información adicional se obtuvo del mapa de suelos de Argentina (Cruzate y colaboradores, 2007), preparado por el INTA con una escala de 1:500.000 a 1:1.000.000. Las áreas se procesaron con herramientas SIG y se clasificaron de acuerdo a los tres tipos de áreas de producción de polvo: zonas urbanas y construidas, tierras agrícolas y áreas abiertas o naturales. Además, las texturas de suelos contenidas en los mapas del INTA, permitieron discriminar tres clases de suelos: roca, arena y arcilla.

Las emisiones del transporte rodado de la ciudad de Mendoza se estimaron con el modelo de emisión COPERT III (Ntziachristos y colaboradores, 2000). En ciudades medias de países sudamericanos, como Mendoza, donde la disponibilidad de información es escasa, el enfoque *top-down* utilizado por COPERT III es el más adecuado para estimar las emisiones del transporte rodado (Tuia y colaboradores, 2007). Se implementó COPERT III teniendo en cuenta que, más allá de la similitud de las flotas argentinas y europeas, existen grandes diferencias respecto en edad las flotas y en las prácticas de mantenimiento de los vehículos (D'Angiola y colaboradores, 2010).

La flota vehicular, tabla 1, se distribuyó en 4 clases y 28 categorías en función del tipo de vehículo, el tipo de combustible, el tamaño del vehículo y los sistemas de alimentación de combustible y control de los gases de escape. Los factores de emisión (FE) de COPERT III se utilizaron para todos los vehículos excepto para los alimentados a GNC. Para estos vehículos, se derivaron FE específicos a partir de los resultados obtenidos en dos estudios locales de mediciones de emisiones (ARPEL 2005; Vasallo 2000).

COPERT utiliza la velocidad media de recorrido para caracterizar diferentes condiciones de manejo. En este trabajo, se consideraron tres tipos diferentes de condiciones de manejo asociadas a tres jerarquías de calle: a) Autopistas:

Clase	Número de vehículos	Porcentaje según combustible utilizado		
		N	GN	GO
Pasajero liviano	242.544	35	38	27
Carga liviano	66.152	10	25	65
Carga pesado	24.038	-	-	100
Buses	980	-	-	100

Tabla 1. Composición de la flota vehicular de Mendoza para el año 2006.

calles que conectan los principales pueblos que componen el área metropolitana, con alta imposición de tráfico, sin semáforos y con una velocidad media alta (70-100 km/h); b) Primarias: calles principales que conectan importantes distritos urbanos, con alta densidad vehicular, con semáforos regulando la mayor parte de las intersecciones y con una velocidad media baja (20-30 km/h).; c) Secundarias: calles residenciales con baja densidad vehicular, muy pocos semáforos pero con presencia de limitadores de velocidad como badenes o lomos de burro y con una velocidad media baja (25-35 km/h). La velocidad media en las calles de cada jerarquía se estimó a partir de datos recolectados en un grupo de vehículos equipados con unidades de posicionamiento global (GPS) (D'Angiola y colaboradores, 2010). Los kilómetros recorridos anualmente por cada vehículo, necesarios para obtener la actividad anual de la flota, se obtuvieron a partir de la encuesta origen-destino realizada en la ciudad en el año 2005. La distancia recorrida en calles de cada jerarquía por los vehículos de las distintas clases se utilizó como una forma implícita de distribución espacial. Existen enfoques más simples para distribuir las emisiones del tráfico (Tuia y colaboradores, 2007) pero la asignación diferenciada de la actividad vehicular y de la composición de la flota a diferentes jerarquías de calle puede mejorar significativamente la distribución espacial de las emisiones (Osses de Eicker y colaboradores, 2008). La cantidad total de emisiones estimada para autopistas, calles principales y calles secundarias se distribuyó en los correspondientes segmentos de manera proporcional a la longitud de los mis-

mos. Luego, las emisiones de cada segmento fueron asignadas a celdas de 500 m x 500 m utilizando herramientas GIS.

Modelado regional del Área Metropolitana del Gran Mendoza

La circulación valle-montaña domina el transporte de gran alcance en el Área Metropolitana del Gran Mendoza, de manera que no solamente los niveles de contaminación locales, sino también los regionales son afectados por estos patrones de mesoescala. Con el objeto de estudiar la distribución espacial de los contaminantes primarios y secundarios en el norte de la Provincia de Mendoza, se utilizó el modelo WRF/Chem (Weather Research and Forecasting model with Chemistry). Se trata de un novedoso modelo químico de transporte (CTM, Chemical Transport Model) que permite realizar la modelación acoplada de la química y la meteorología utilizando un único sistema de coordenadas horizontales y espaciales (Grell y colaboradores, 2005). Esto permite configurar una amplia gama de parametrizaciones químicas y físicas sin necesidad de interpolarlas en dominios espacio-temporales diferentes. El modelo WRF/Chem posee una estructura modular que permite considerar una variedad de procesos fisicoquímicos acoplados como son: el transporte, la deposición, la emisión, la transformación química, la interacción con los aerosoles, los procesos de fotólisis, la transferencia radiactiva, etc.

Se definieron tres dominios anidados con 28 niveles verticales para realizar el downscaling de las propiedades químicas y físicas de la atmósfera. El dominio menor cubre en norte de la Provincia de Mendoza (resolución de 4 km, 200 km N/S x 160 km E/W), incluyendo el centro urbano. Debido a la geografía compleja de Mendoza, se modificó la configuración del módulo de entrada WPS (WRF Preprocessing System), incluyendo la representación de elevación de terreno provista por la misión Shuttle Radar Topography Mission SRTM3 (Rodríguez y colaboradores, 2005). Esto permite obtener una resolución espacial de aproximadamente 90m x 90m, diez veces mejor que la de mayor resolución global incluida en WPS por defecto. Los datos estáticos de tipo y usos de suelo (LULC, Land Use Land Cover) fueron ampliamente mejorados utilizando mapas desarrollados por distintas instituciones (Direc-

ción de Ordenamiento Territorial de Mendoza (DOADU), Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Universidades Nacionales, etc.; (Cruzate y colaboradores, 2007; Puliafito y Allende, 2007a,b; D.O.A.D.U., 2009). Los campos presentes en los distintos mapas fueron unificados utilizando un GIS, asignándoles a cada sector una de las 24 categorías de uso de suelo definidas por USGS (United States Geological Survey).

El inventario de emisiones fue desarrollado de manera similar al explicado en la sección precedente, y adaptado a los requerimientos de formato de WRF/Chem. Para ello se adaptó la rutina "emiss_v3", originalmente desarrollada para procesar las emisiones de la base de datos de U.S. National Emissions Inventory (NEI; U.S. EPA, 2005). Las condiciones iniciales y de contorno para las concentraciones fueron tomadas del modelo químico global MOZART (Emmons y colaboradores, 2010). Se utilizó un período de 24 horas como *spin up* (transitorio) para el dominio más pequeño y los esquemas de parametrizaciones físicas por defecto incluidos en el modelo en todas las corridas (Pekham y colaboradores, 2010).

Modelado de Calidad de Aire en Bahía Blanca

Bahía Blanca (38° S, 62°W; 90 metros s.n.m.; 300.000 habitantes) es una de las ciudades portuarias más importante de la Argentina, siendo la cabecera del sudoeste de la Provincia de Buenos Aires, con una producción agrí-

cola ganadera, y centro de grandes empresas industriales y petroquímicas. El área urbana ha presentado un crecimiento económico significativo acompañado por un aumento de la contaminación atmosférica producto de la actividad industrial y vehicular. Las concentraciones de varios gases (NO_x, CO, NH₃) y material particulado han sido monitoreadas por la autoridad ambiental local desde el año 1997.

Bahía Blanca posee una refinera de petróleo y varias industrias químicas altamente desarrolladas, producto de grandes inversiones, particularmente destinadas a la expansión de la producción de fertilizantes y plásticos primarios. Un complejo industrial ubicado hacia el sur del centro urbano cuenta con tres tipos de industrias: industrias de petróleo, petroquímicas y químicas. Asimismo, una central térmica, operada parcialmente con gas natural y con diesel oil, se encuentra ubicada fuera del polo, hacia el SW del centro urbano y es la principal contribuyente a las emisiones de SO₂ en la zona. A lo largo de la costa noroeste de la bahía, hay una serie de pequeños puertos dedicados a la concentración de cereales y contenedores de granos, aceite y urea.

Las emisiones industriales son conocidas y fueron provistas por la autoridad ambiental local (CTE, 2003). Estos datos reflejan el escenario de emisión actual, obtenido a través de declaraciones juradas y balances de masa asociados a factores de emisión específicos. Todas las emisiones se asociaron a 57 fuentes puntuales. Se estimaron las emisiones de NO_x, SO₂ y NH₃

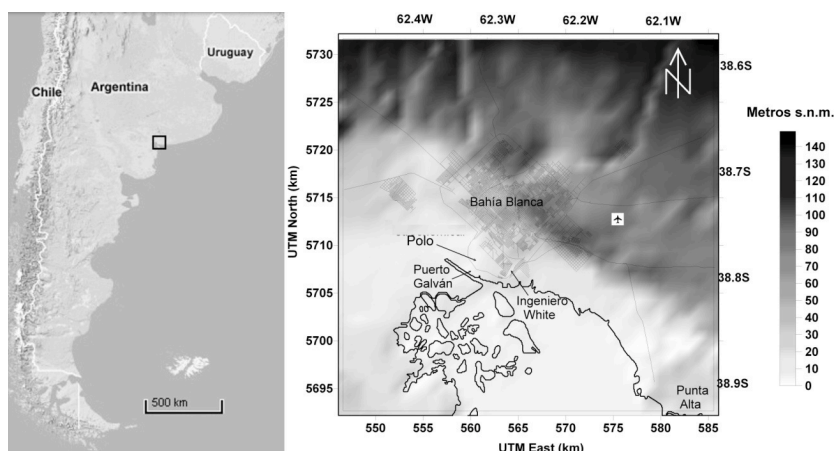


Fig. 3. Ubicación geográfica del dominio de modelado sobre la ciudad de Bahía Blanca. Ala derecha, detalles de principales accesos, el complejo industrial y el área portuaria

debido al transporte (automotor, ferroviario y naval) utilizando el modelo de emisión top-down COPERT III, de manera similar al caso de estudio de Mendoza. Las emisiones del transporte de carga ferroviario se estimaron usando los factores de emisión específicos para el combustible y el número de operaciones realizadas. Se calcularon las emisiones de actividades marítimas estimando el número de operaciones portuarias, el tiempo de espera en puerto y factores de emisión genéricos. Para el cálculo se usó la metodología sugerida de CORINAIR (EMEP/EEA, 2009). La suma de todas las emisiones móviles se distribuyó espacialmente utilizando un GIS, en grillas regulares de 500m x 500m, cubriendo todo el dominio de modelado. Las emisiones de transporte se incluyeron en el modelo de dispersión como fuentes de área. Las emisiones residenciales y fugitivas se estimaron de igual forma que para Mendoza.

El dominio de modelado se ubica al sur de la Provincia de Buenos Aires, incluyendo la ciudad de Bahía Blanca y el sector portuario de Ingeniero White. El dominio cubre un área de 1600 km², entre 38,5° y 39,0° S y 62° y 62,5° O, en una región plana con elevaciones hasta 150 m, incrementándose hacia el NE (Fig. 3). La grilla horizontal empleada es de 1 km de resolución. El clima de la zona es continental, con temperaturas promedio templadas (15,5°C) y precipitaciones de 620 mm/año. La circulación local se caracteriza por vientos medios de 5,3 m/s, con un 3% de calmas. Los vientos predominantes son del sector N-NNW.

Modelado de Calidad de Aire en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires

La Ciudad Autónoma de Buenos Aires (CABA) forma parte de uno de los conglomerados urbanos más grandes de América Latina. Este aglomerado urbano cubre un área de 202 km² dividida en 48 unidades territoriales o barrios con un total de 3.050.700 habitantes. Está ubicado en la región centro-este de la Argentina, sobre la orilla occidental del Río de la Plata, en plena llanura pampeana. La Fig. 4 muestra la ubicación del área de estudio y el dominio de modelado. Este abarca un área de 25 x 25 km² entre 34,5° S y 34,7° S de latitud y 58,3° W y 58,6° W de longitud. Se trata de una región plana con elevaciones de terreno de hasta 40 metros, incrementándose hacia el SW.

Para simular los campos meteorológicos se usó el modelo regional WRF (Weather Research and Forecasting; Michalakes y colaboradores, 2004). Se utilizó un preprocesador offline (CALWRF) para inicializar CALMET, introduciendo datos horarios de superficie y parámetros de la capa límite planetaria, derivados de las salida de WRF. Se incluyeron también observaciones de superficie de la estación del Servicio Meteorológico Nacional ubicada en Aeroparque (34°34' S, 58°30' W). Se seleccionaron 10 niveles verticales, a alturas de 20, 40, 80, 160, 300, 600, 1000, 1500, 3000 y 5000 metros.

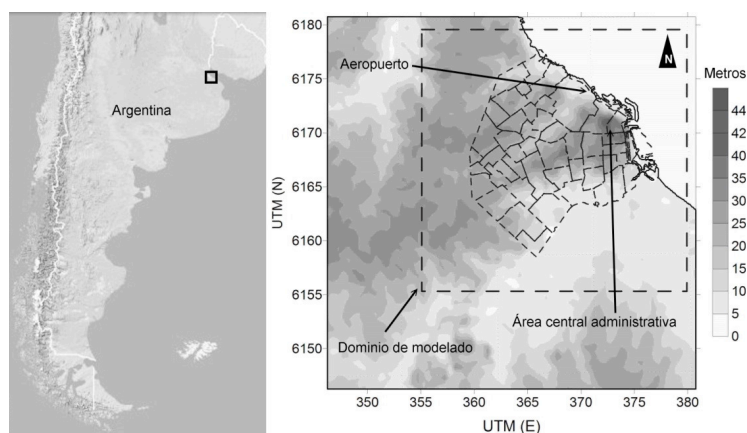


Fig. 4. Ubicación del dominio de modelado sobre la CBA. Se incluye el contorno de los barrios y las alturas del terreno sobre el nivel del mar

Existen en el área de estudio cuatro centrales térmicas, tres en la CABA (Costanera, Nuevo Puerto y Puerto Nuevo) y una adicional en la zona de Dock Sud (Central Dock Sud) con una capacidad de generación total de 4.982 MW y utilizando como combustible gas natural, gasoil y fueloil. Las emisiones totales de dichas fuentes se estimaron según la metodología sugerida en CORINAIR; y en IPCC, utilizando factores de emisión específicos para cada tipo de combustible y potencia instalada. Los datos de actividad eléctrica se tomaron de la Compañía Administradora del Mercado Mayorista Eléctrico (CAMMESA, 2010).

Asimismo, se consideró necesario incorporar las fuentes industriales cercanas a la CABA. El Polo Petroquímico de Dock Sud es un aglomerado de 42 empresas industriales que ocupa 380 hectáreas entre el canal Dock Sud y el Río de la Plata, en el Partido de Avellaneda. Entre las fuentes industriales se destacan, por su envergadura, dos refinerías de petróleo, ocho plantas de recepción y almacenaje de petróleo y sus derivados, cuatro plantas de recepción y almacenaje de productos químicos, además de industrias de procesos varios, empresas de transporte, amarres, areneras y estaciones de servicio. Las emisiones gaseosas provenientes de dichas empresas se encuentran registradas y fueron tomadas de JICA (2002) y Tarela y Perone (2002).

La estimación de las emisiones de contaminantes del sector transporte fueron determinadas previamente utilizando un análisis *bottom-up* de acuerdo a lo detallado en Pérez Gunella y colaboradores (2009). En este esquema, se partió del conteo de tráfico en numerosas calles y se procedió a la determinación de la cantidad y clase de vehículos que circulan por cada tipo de avenida usando datos propios, del Gobierno de la CABA o de la División Tránsito de la Dirección Nacional de Vialidad (DNV 2010). Luego, se realizó una distribución espacial de población y actividades que demandan una utilización del transporte, como son los centros industriales, comerciales, educacionales o gubernamentales. Las emisiones del sector transporte están en directa vinculación con las variaciones temporales de los flujos vehiculares en las arterias de la ciudad. Generalmente, durante los días laborables, se presentan dos horas pico bien definidas, una entre las 8h y 9h y otra entre las 19h y 21h.

Las emisiones de las fuentes residenciales se estimaron utilizando los registros totales de consumo de gas natural y de Gas Licuado de Petróleo (GLP) de la Dirección de General Estadísticas y Censos de la CABA (2010). La distribución espacial de las mismas se relacionó con la distribución de la población en el territorio. Para ello se emplearon datos de densidad de población disponibles por barrio, y el porcentaje de población total con Necesidades Básicas Insatisfechas (NBI), como indicador de nivel socioeconómico, disponible por distrito escolar, sobre una grilla de emisión con resolución de 300m. El perfil de variación mensual de consumo de combustibles se utilizó para desagregar temporalmente las emisiones, siendo variable durante el año, con mayor demanda en los meses de invierno. El consumo horario se caracterizó con una curva de demanda típica diaria de gas natural, sugerida por la Sociedad de Ingenieros en Petróleo para el diseño de gasoductos (Álvarez y colaboradores, 2004). Para el GLP se definió el mismo perfil que para el gas natural.

Resultados y Discusión

Calidad del aire en Mendoza

Las emisiones vehiculares de PM10 directas e indirectas corresponden al 61% del total de las emisiones de partículas. De estas, 37% corresponden a polvo resuspendido por los vehículos, 21% a emisiones de escapes de combustión y 3% de otras emisiones. Las emisiones industriales suman 38% y las emisiones fugitivas el 3% restante. En una base anual, la contribución de las emisiones fugitivas es muy baja, pero muy relevante durante episodios de fuertes vientos. En la Fig. 5 se muestran las concentraciones modeladas de PM10 con CALPUFF, las cuales presentan sus máximos en la zona céntrica de la ciudad (70-80 $\mu\text{g m}^{-3}$) y disminuyen de forma concéntrica a medida que aumenta la distancia al centro. Gráficos similares pueden realizarse para los demás gases contaminantes. La influencia de fuentes móviles es predominante en esta zona. El mapa de concentraciones presenta un desplazamiento hacia el norte respecto de los puntos de mayores emisiones debido a la mayor frecuencia de vientos provenientes desde el sur durante el mes de junio. En el sector sur-oeste del dominio de modelado, se observa la influencia de varias fuentes industriales en la pluma de

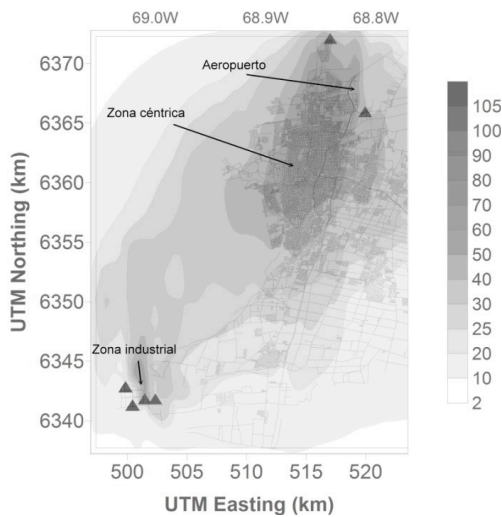


Fig. 5. Concentraciones promedio diarias de PM10 en $\mu\text{g m}^{-3}$ simuladas con CALPUFF para junio 2009. Los triángulos negros corresponden a fuentes industriales

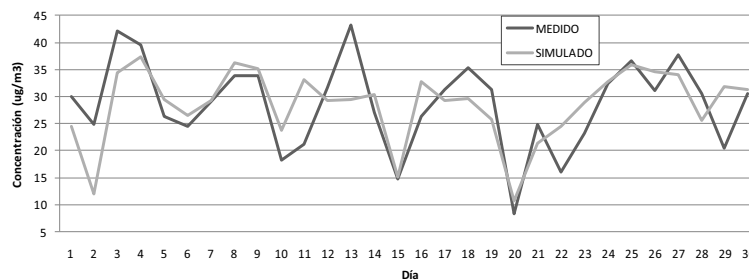


Fig. 6. Concentraciones promedio diarias de PM10 en $\mu\text{g m}^{-3}$ medidas y simuladas en el sitio donde se halla ubicada la estación de monitoreo

concentración. La Fig. 6 presenta la comparación entre las concentraciones promedio diarias modeladas y medidas en un sitio urbano para todo el mes de junio de 2009. Se puede observar que existe una buena correlación entre ambas curvas aunque algunos valores extremos no han sido correctamente simulados por el modelo. Para todo el período, la Desviación Promedio fue de $-0,06$, el Error Medio Cuadrático de $5,97$ y el índice de correlación de Willmott (d) fue de $0,91$; indicando el desempeño aceptable del modelo. Analizando las contribuciones de las distintas fuentes sobre el sitio donde se encuentra la estación de monitoreo, se confirma que las emisiones vehiculares directas e indirectas son las principales responsables de las concentraciones de PM10 en la zona céntrica de la ciudad.

Esto parece razonable dada la lejanía de las fuentes industriales y la gran circulación vehicular en el sitio elegido. Respecto a la influencia regional de las emisiones urbanas, la Fig. 7 muestra la concentración superficial de NO₂ (en ppm) durante el día (derecha) y noche (izquierda) para un día típico de primavera en Mendoza estimada con WRF/Chem. Las líneas adicionales de contorno, representan la altura de la capa límite planetaria (PBL).

La dirección de la pluma sigue los vientos predominantes en la región, es decir, durante el día, los contaminantes emitidos por la ciudad, son transportados hacia el SE, mientras que durante la noche, esa misma parcela de aire regresa hacia la ciudad, en la dirección opuesta. Los valores absolutos son mayores duran-

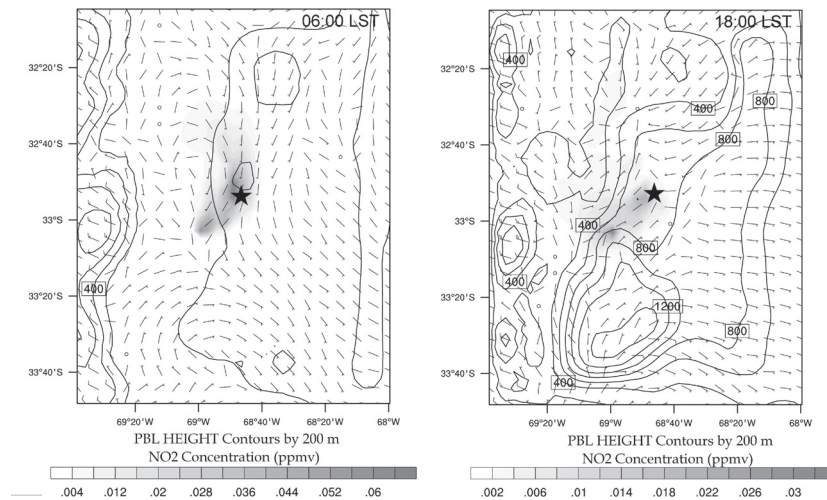
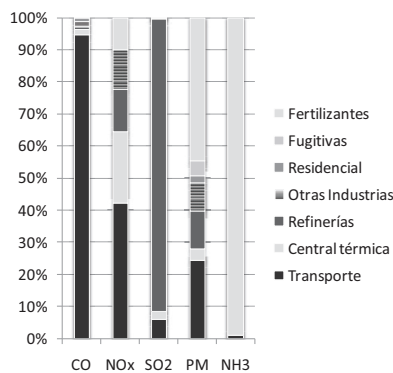


Fig. 7. Concentraciones regionales de NO₂ durante la noche (izquierda) y durante el día (derecha) para el centro urbano del Gran Mendoza, obtenidas con WRF/Chem

te la noche, principalmente, debido al menor volumen de dilución provocado por la menor altura de PBL. Mayores detalles sobre análisis de calidad de aire en el área urbana del gran Mendoza pueden hallarse en Allende y colaboradores, (2009); Castro y colaboradores, (2009); Fernández y colaboradores, (2010).

Calidad del aire en Bahía Blanca

Las emisiones estimadas para Bahía Blanca, con base en un inventario del año 2005 fueron de 23.863 toneladas de CO, 8.698 toneladas de NO_x, 3750 toneladas de SO₂, 588 toneladas de PM₁₀ y 1.435 toneladas de NH₃. La contribución de las fuentes se muestra en



la Fig. 8 (Izq.). Puede notarse que las actividades industriales (refinerías, producción de fertilizantes y otras industrias) resultan el mayor contribuidor al total emitido, excepto para CO, en el que el sector transporte es el mayor emisor. La parte derecha de la Fig. 8 muestra los promedios de 24 horas de concentración de NO_x.

En la Fig. 9 se compararon las concentraciones obtenidas con las medidas en el punto de monitoreo. Si bien las concentraciones extremas no son bien capturadas en la simulación, el modelo describe adecuadamente el comportamiento general. El modelo muestra que las concentraciones de todos los contaminantes

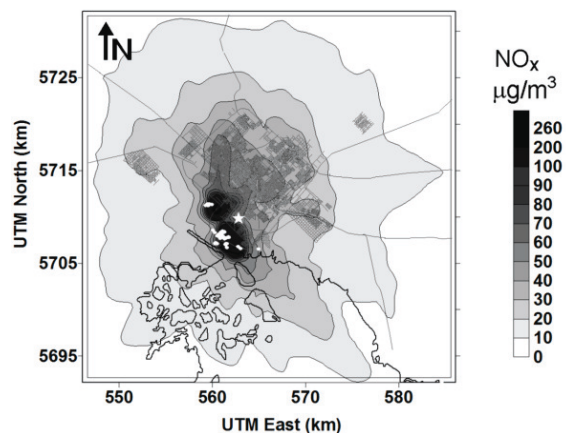


Fig. 8. (Izq.) Distribución de las emisiones para los contaminantes modelados en Bahía Blanca. (Der.) Concentración de NO_x modelada con CALPUFF para Bahía Blanca. Los puntos blancos señalan las fuentes industriales localizadas en el polo petroquímico, la estrella, el punto de monitoreo

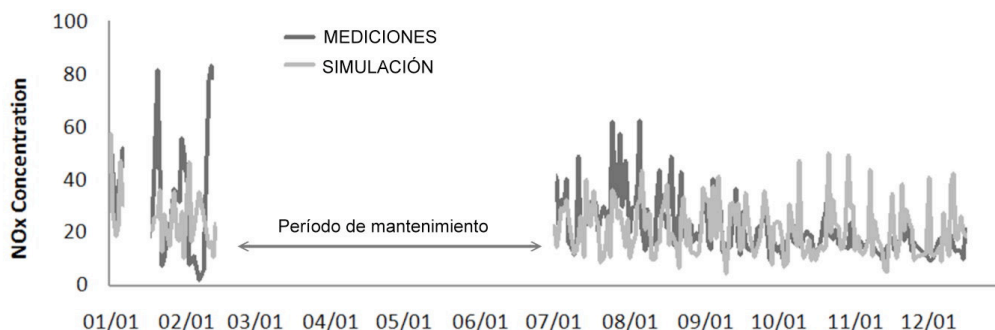


Fig. 9. Comparación entre mediciones y simulación de concentraciones de NOx, para Bahía Blanca

son mayores cerca del polo petroquímico, con excepción del CO, cuya distribución espacial se centra en la red de calles urbanas y el PM10 que está influido por todas las fuentes.

En general, la distribución de las concentraciones en esta área de estudio está moderadamente afectada por las condiciones meteorológicas, siguiendo la dirección de los vientos de superficie durante todo el período de modelado. A pesar de que el sitio está fuertemente influenciado por las industrias, su impacto no es tan significativo, debido a que las fuentes puntuales están sujetas a mayor dispersión y dilución que las emisiones debido al transporte carretero. En general, las emisiones industriales decrecen radialmente a partir de las fuentes casi en forma simétrica.

El sector transporte, es el mayor contribuyente a la calidad de aire del centro urbano de Bahía Blanca, por lo que las medidas a tomar deben enfocarse en la reducción de emisiones debido al tránsito. Mayores detalles en estudios de ca-

lidad de aire en Bahía Blanca se encuentran en Allende y colaboradores (2010); Civit y colaboradores (2008); Puliafito y Allende (2007b).

Calidad del aire en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires

La Fig. 10 (Izq.) muestra la distribución de las emisiones para la CABA. Las centrales térmicas son las mayores contribuyentes a las emisiones de SO₂ y son las segundas mayores emisoras de NO_x. El transporte es responsable de la mayor parte de las emisiones de NO_x, alrededor de un 62% el total emitido. Asimismo, el tránsito vehicular contribuye con la mayoría de las emisiones de CO, PM₁₀ y VOC. La Fig. 10 (Der.) muestra promedios de 24 horas para las concentraciones de NO_x para la CABA. El modelo muestra que en la red de calles de la CABA se agrupan las mayores concentraciones de NO_x. Las líneas de mayor isoconcentración se observan precisamente alrededor de avenidas con intenso flujo vehicular. Esto también es cierto para los otros compuestos

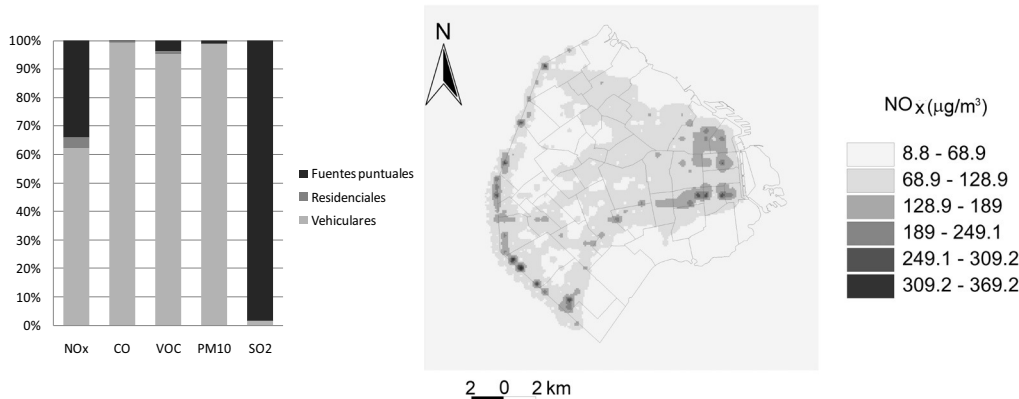


Fig. 10. (Izq.) Contribución a las emisiones de cada contaminante por tipo de fuente para la CABA. (Der.) Promedios diarios de concentración de NOx para la CABA

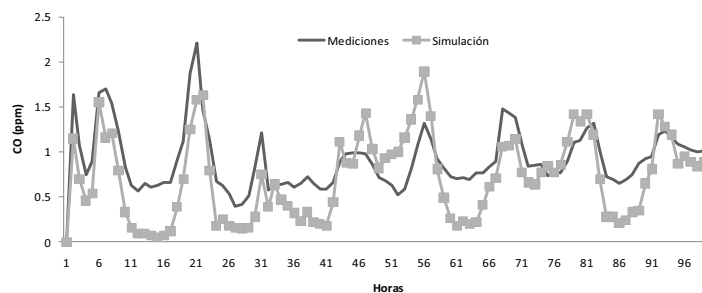


Fig. 11. Concentración de CO (ppm) simulada y medida en el puesto de monitoreo en el Peaje Troncal Riccieri

emitidos mayormente por la actividad de los vehículos. En cambio, las mayores concentraciones de SO₂ se distribuyen mayormente alrededor de las fuentes puntuales. El modelo indica asimismo que la zona central administrativa de la ciudad presenta concentraciones elevadas de todos los compuestos simulados. El desempeño de CALPUFF para la CABA se evaluó a través de la comparación de los valores simulados con los medidos durante una semana de monitoreo. El error medio absoluto entre los valores simulados y medidos fue de 0,32 ppb, y el coeficiente de correlación fue igual a 0,74.

La Fig. 11 muestra que, considerando una escala horaria, las concentraciones simuladas de CO se corresponden con los datos medidos por una estación móvil de monitoreo ubicada en el Peaje Troncal de la Autopista Riccieri como parte del "Programa Único de Monitoreo de la Contaminación del Aire en la Red de Accesos a la Ciudad Autónoma de Buenos Aires", durante el mes de agosto del año 2007 (OCCOVI Organismo de Control de Concesiones Viales, 2007). Los valores estimados de concentración para todos los compuestos modelados indican que la actividad vehicular posee una contribución importante a la calidad de aire en la CABA. El modelo muestra que en la red de calles se agrupan las mayores concentraciones de NO_x y CO. Las líneas de mayor isoconcentración se ubican precisamente alrededor de avenidas con intenso flujo vehicular.

Esto también es probablemente cierto para los otros compuestos emitidos mayormente por la actividad del tránsito. Las áreas de mayor concentración de SO₂ se verifican entre 1 y 2 km al Oeste de las centrales térmicas, alcanzando valores de hasta 170 µg m⁻³ de SO₂. Modelado

de calidad del aire para la CABA puede verse también en Allende y colaboradores (2010) y Fernández y colaboradores (2010).

Conclusiones

El propósito de este trabajo se ha centrado en la descripción y aplicación local de una serie de modelos para la evaluación de calidad del aire urbana. Si bien existe una gran variedad de herramientas disponibles, muchas de uso libre, para ser utilizadas en la investigación del impacto de las emisiones contaminantes en calidad de aire, no ha existido un criterio único en Argentina para su aplicación (Allende, 2011). El uso de MCA en Argentina permite mejorar las limitaciones relacionadas con el uso exclusivo de redes de monitoreo de contaminantes, ya que permiten la predicción de una distribución temporal y espacial de niveles de contaminación para zonas más amplias.

La metodología desarrollada se utilizó en la evaluación de calidad del aire en tres centros urbanos típicos de la Argentina, permitiendo la estimación de impactos ambientales a nivel local con el propósito de ayudar en la toma de decisiones relacionadas con la reducción de contaminación y para evaluar las interrelaciones entre fuentes de contaminantes y receptores. El desempeño de los modelos en cada centro urbano simulado se comparó con datos medidos en las únicas estaciones de monitoreo disponibles, obteniéndose buenos resultados.

Asimismo, se ha incluido un ejemplo de simulación en escala regional, donde se muestra la captura de procesos de gran escala y su influencia en la calidad del aire local. Esto permite que,

tanto las políticas de calidad de aire como los problemas ambientales a estudiar, puedan incluir la escala nacional y transfronteriza.

Agradecimientos

Los autores desean agradecer a la Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional

Mendoza y Facultad Regional Buenos Aires y al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas por el apoyo en las actividades de investigación. Este trabajo ha sido también parcialmente apoyado por el proyecto PICT2005 # 23-32686 de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica ANPCyT.

Referencias

- ARPEL (2005) Medición de emisiones de vehículos en servicio en San Pablo, Santiago y Buenos Aires. Informe Ambiental ARPEL Número 25.
- ALLENDE, D. G. (2011) Sistema de Modelado Ambiental Multimodo y Multiescala. Tesis Doctoral, p.131. U. N. de Cuyo. Marzo, 2011.
- ALLENDE, D. G., CASTRO, F., PULIAFITO, E. (2009) Inventario de emisiones de compuestos nitrogenados derivados de actividades agropecuarias en el Oasis Norte de la Provincia de Mendoza. *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente*, 13, pp.87-94.
- ALLENDE, D. G., CASTRO, F. H., PULIAFITO, E. (2010) Air Pollution Characterization and Modeling of an Industrial Intermediate City, *International Journal of Applied Environmental Sciences*, 5(2), pp.275-296.
- ALLENDE, D.G., CREMADES, P., PULIAFITO, E., FERNÁNDEZ, R.P., PÉREZ GUNELLA, F. (2010) Estimación de un Factor de Riesgo de Exposición a la Contaminación Urbana para la población de la Ciudad de Buenos Aires. *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente*, 14, pp.127-134.
- ÁLVAREZ, O.G., CARRANZA, H., CASANOVA, J., CASARES, C. (2004) Diseño de Gasoductos para Abastecimiento de Centrales Eléctricas in 4^o LACGEC Latin American and Caribbean Gas & Electricity Congress. Río de Janeiro, Brasil.
- CAMMESA (2010) Informe anual 2010.
- CTE (2003) Inventario de gases contaminantes y CO₂ generado por fuentes móviles para la ciudad de Bahía Blanca. Bahía Blanca.
- CASTRO, F., ALLENDE, D.G., PULIAFITO, E. (2009) Influencia de la resolución de grilla en el modelado de emisiones vehiculares. *Mecánica Computacional- Asociación Argentina de Mecánica Computacional*, XXVIII, pp.2393-2411.
- CIVIT, B.M., ARENA, A.P., ALLENDE, D.G., PULIAFITO, E.; SALVADOR, E. (2008) Determinación de la deposición ácida en Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires. Cálculo de los factores de acidificación para su aplicación en estudios de Análisis de Ciclo de Vida in Encuentro de Investigadores y Docentes de Ingeniería 2008 - EnIDI 2008. Mendoza, Argentina.
- CRUZATE, G., GÓMEZ, L., PIZARRO, M.J., MERCURY, P. & BANCHERO, S. (2007) Mapas de suelos de la República Argentina.
- D.O.A.D.U. (2009) Dirección de Ordenamiento Ambiental y Desarrollo Urbano. En: <http://www.ambiente.mendoza.gov.ar/direcciones/doadu.php>
- D'ANGIOLA, A., DAWIDOWSKI, L.E., GÓMEZ, D.R., OSSES, M. (2010) On-road traffic emissions in a megacity. *Atmospheric Environment*, 44(4), pp.483-493.
- EMEP/EEA (2009) EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook — 2009. Technical guidance to prepare national emission inventories. Copenhagen.
- EMMONS, L. K., WALTERS, S., HESS, P. G., LAMARQUE, J., PFISTER, G. G., FILLMORE, D., GRANIER, C. (2010) Model Development Description and evaluation of the Model for Ozone and Related chemical Tracers, version 4 (MOZART-4). *System*, 43-67.
- FERNÁNDEZ, R.P., CREMADES, P., ALLENDE, D.G., PULIAFITO, E. (2010) Sensitivity analysis of the spatial and altitude distributions of pollutants using the Weather Research and Forecasting Model with Chemistry (WRF/Chem). *Mecánica Computacional*, XXIX, pp.8087-8108.
- FOWLER, D. ET AL. (2009). Atmospheric composition change: Ecosystems-Atmosphere interactions. *Atmospheric Environment*, 43(33), pp.5193-5267.

- GRELL, G.A., PECKHAM, S. E., SCHMITZ, R., MCKEEN, S. A, FROST, G., SKAMAROCK, W. C., & EDER, B. (2005) Fully coupled "online" chemistry within the WRF model. *Atmospheric Environment*, 39(37), 6957-6975.
- IPCC (2006) Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Hayama, Kanagawa JAPAN. En: <http://ipcc-nggip.iges.or.jp>.
- IPCC (2007) Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- JICA (2002) Estudio o Línea de Base de Concentración de Gases Contaminantes en Atmósfera en el área de Dock Sud en Argentina. Buenos Aires.
- MICHALAKES, J., DUDHIA, J., GILL, D., HENDERSON, T., KLEMP, J., SKAMAROCK, W., WANG, W. (2004) The Weather Research and Forecast Model: Software Architecture and Performance.
- MULLER, N.Z. & MENDELSON, R. (2007) Measuring the damages of air pollution in the United States. *Journal of Environmental Economics and Management*, 54(1), pp.1-14.
- NTZIACHRISTOS, L., SAMARAS, Z., KOURIDIS, C. (2000) COPERT III Computer programme to calculate emissions from road transport. Copenhagen.
- OAQPS 1977. Guideline for development of control strategies in areas with fugitive dust problems. EPA-405/2- 77-029.
- OCCOVI (2007) Informe anual Autopistas del Sur. En: <http://www.occovi.gov.ar/prensa/estadistica.html>.
- OSSES DE EICKER, M., ZAH, R., TRIVINO, R. & HURNI, H. (2008) Spatial accuracy of a simplified disaggregation method for traffic emissions applied in seven mid-sized Chilean cities. *Atmospheric Environment*, 42(7), pp.1491-1502.
- PECKHAM, S.E., GRELL, G.A., MCKEEN, S.A., EASTER, R.C., CHAPMAN, E. (2010) WRF/Chem Version 3.2 User's Guide. National Center for Atmospheric Research, Boulder CO.
- PÉREZ GUNELLA, F., PULIAFITO, SALVADOR, E., PIRANI, K. (2009) Calculo de las emisiones del transporte para la Ciudad de Buenos Aires usando un Sistema de Información Geográfico. *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente*, 13, pp.57-64.
- PULIAFITO, E., ALLENDE, D.G. (2007a) Calidad de aire en ciudades intermedias. *Revista Proyecciones- UTN-FRBA*, 2, pp.33-52.
- PULIAFITO, E., ALLENDE, D.G. (2007b) Emission patterns of urban air pollution. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 42, pp.38-56.
- PULIAFITO, E., CASTRO, F., ALLENDE, D.G. (2011). Air quality impact of PM10 emission in urban centers. *International Journal of Environment and Pollution*, (en prensa).
- RODRÍGUEZ, E., MORRIS, C. S., BELZ, J. E., CHAPIN, E. C., MARTIN, J. M., DAFFER, W., HENSLEY, S. (2005) An assessment of the SRTM topographic products, Technical Report JPL D-31639 (p. 143). Pasadena, California.
- SCIRE, J.S., STRIMAITIS, D.G., YAMARTINO, R.J. (2000) A User's Guide for the CALPUFF Dispersion Model.
- TARELA, P.A., PERONE, E.A. (2002) Air Quality Modeling of the Buenos Aires Metropolitan Area. USA.
- TUIA, D., DE EICKER, M. O., ZAH, R., OSSES, M., ZARATE, E., CLAPPIER, A. (2007) Evaluation of a simplified top-down model for the spatial assessment of hot traffic emissions in mid-sized cities. *Atmospheric Environment*, 41(17), 3658-3671.
- U.S. EPA (2005) National Emissions Inventory Data & Documentation. En: <http://www.epa.gov/ttn/chief/net/2005inventory.html>
- U.S. EPA (2010) AP 42, Fifth Edition Compilation of Air Pollutant Emission Factors. En: <http://www.epa.gov/ttnchie1/ap42/>
- U.S. Geological Survey (USGS) (2010) The Global Land Cover Characterization (GLCC) Database.
- VASALLO, J. (2000) XXVII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria Ambiental in Porto Alegre, Brasil.
- ZANNETTI, P. (1990) Air Pollution Modelling. New York: Van Nostrand Reinhold.