

INFLUENCIA DE LA RESOLUCIÓN DE GRILLA EN EL MODELADO DE EMISIONES VEHICULARES

Fernando H. Castro^a, David G. Allende^{a,b}, Enrique Puliafito^{a,b}

^aGrupo Estudios Atmosféricos y Ambientales UTN-FRM, Rodriguez 273, 5500 Mendoza, Argentina, ferhacastro@gmail.com, <http://www.frm.utn.edu.ar/geaa>

^bConsejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

Palabras Clave: calidad del aire, CALPUFF, emisiones vehiculares, grillas de emisión.

Resumen. Los modelos de dispersión atmosférica utilizan formulaciones matemáticas y numéricas para simular los procesos físicos y químicos que afectan a diversos contaminantes del aire a medida que se dispersan y reaccionan en la atmósfera. Las concentraciones calculadas a través del uso de estos modelos son fuertemente dependientes de la meteorología y fundamentalmente de los datos de emisiones utilizados como entrada. Si bien los códigos ampliamente utilizados son válidos en la microescala (hasta 200 km de la fuente), los datos de emisión, provienen de elementos en escalas mucho menores. Asimismo, en resoluciones más pequeñas se presentan variaciones de topografía, zonas donde se localizan costas o islas o existen áreas con usos de suelo muy heterogéneos. Partiendo de un inventario de emisiones vehiculares de tipo top-down, la preparación de los datos para ser ingresados en el modelo de dispersión, exige la asignación espacial del caudal de emisión a un área específica. El presente trabajo estudia las variaciones en los patrones de contaminación producidos por la desagregación espacial de emisiones vehiculares originados en calles y rutas, en grillas de resolución cada vez más pequeñas. Las emisiones de CO, NO_x y PM generadas por el transporte público y privado se estimaron usando el modelo COPERT III. Estas emisiones fueron distribuidas en aproximadamente 25.000 segmentos que forman la red vial del Gran Mendoza según tres jerarquías que dependen del tráfico, la velocidad promedio y el uso dominante de cada segmento. Para el cálculo de dispersión se utilizó el modelo recomendado de la EPA, CALPUFF, agrupando las emisiones de la red vial en grillas de celdas de tamaño variables entre 1km x 1km hasta 100m x 100m. CALPUFF simula las concentraciones dentro del área de emisión y en la dirección del viento desde la misma a través de un algoritmo especializado para mejorar la aproximación cerca de la fuente. La reducción de la grilla implicó un mayor trabajo en el detalle de los datos de entrada, traducándose en una resolución espacial más precisa de las emisiones y en el uso de mayores recursos computacionales (espacio de almacenamiento y tiempo computacional). De acuerdo con los resultados de la modelación, se concluyó que es innecesario distribuir espacialmente las emisiones vehiculares en grillas menores a 500 m ya que no se ha verificado un cambio sustancial en los resultados de la modelación con resoluciones más finas aún cuando una menor resolución de grilla captura mejor las actividades de transporte en la zona urbana.

1 INTRODUCCIÓN

Emisiones a la atmósfera de varios contaminantes provenientes de fuentes estacionarias y móviles afectan diariamente la calidad de vida y la salud pública. El impacto puede presentarse en escala local (en un ambiente urbano) o en escala regional, con efectos tales como deposición ácida o influencia en concentraciones de ozono troposférico.

La ciudad de Mendoza, al igual que muchas en el país, ha experimentado un crecimiento de la urbanización, con incremento de movimiento vehicular, aumento de contaminación atmosférica y pérdida de espacios agrícolas y áreas verdes.

Las emisiones procedentes del sistema de transporte constituyen un porcentaje alto sobre el total de emisiones. En el área urbana del Gran Mendoza, la Dirección de Saneamiento y Control Ambiental dependiente de la Secretaría de Ambiente ha monitoreado regularmente la calidad de aire desde 1990 en varios sitios del centro urbano, contándose con estadísticas de valores medios diarios de CO, NO_x y SO₂.

En este sentido, diversos estudios han caracterizado la contaminación ambiental y sus consecuencias en la ciudad a partir del análisis de los datos obtenidos en las estaciones fijas (ver por ejemplo: [Alessandro et al., 1997](#); [Endlicher et al., 1998](#); [Schlink et al., 1999](#), [Barbeito et al., 2007](#)). Esta aproximación, si bien es útil, se considera insuficiente para identificar claramente fuentes y distribución de la contaminación atmosférica, debido a la poca representatividad espacial de las mediciones puntuales.

Los modelos de dispersión atmosférica son formulaciones matemáticas que caracterizan los procesos atmosféricos que dispersan contaminantes emitidos por una fuente determinada. Basados en datos meteorológicos y datos de emisiones, los modelos de dispersión se utilizan para predecir concentraciones en un determinado receptor ubicado en la dirección del viento y constituyen herramientas clave para el diseño y control de fuentes de emisión.

Estudios de simulación de calidad de aire para el Gran Mendoza pueden ilustrarse en [Puliafito et al., 2001](#), [Puliafito et al., 2003](#), [Puliafito y Allende, 2007](#). En éstos se han incorporado actividades industriales, vehiculares, fuentes residenciales y comerciales, cuantificándose así, la contribución de las diversas fuentes a los problemas de calidad de aire para este centro urbano.

Existen varios estudios que reflejan la importancia de un buen inventario de emisiones en el desempeño de los modelos de dispersión ([Kühlwein y Friedrich, 2000](#); [Namdeo et al., 2002](#); [Baldasano et al., 2008](#)), como así también se resalta la necesidad de tener buena precisión espacial en los datos de entrada ([Dai y Rocke, 2000](#); [Oxley et al., 2009](#)). En tal sentido, para incorporar emisiones provenientes de fuentes móviles es posible considerar innumerables pequeñas fuentes distribuidas en la red de caminos o, en forma mucho más conveniente, desagregar espacialmente, estas múltiples fuentes en grillas regulares.

El objeto del presente estudio es evaluar el impacto de la desagregación espacial del total de emisiones vehiculares en grillas de tamaño de celda cada vez menores en los patrones de contaminación calculados con un modelo de dispersión. Para ello, se estimó el total de emisiones de CO, NO_x y PM generadas por el transporte público y privado, usando el modelo COPERT III ([Ntziachristos and Samaras, 2000](#)) en el área metropolitana del Gran Mendoza. Luego se distribuyeron estas emisiones en cada uno de los segmentos que forman la red vial según tres jerarquías de calles, dependientes del tráfico, la velocidad promedio y el uso dominante de cada segmento. Para el cálculo de dispersión se utilizó el modelo recomendado de la EPA, CALPUFF ([Scire et al., 2000](#)), agrupando las emisiones de la red vial en grillas de celdas de tamaño variables entre 1km x 1km hasta 100m x 100m. Este procedimiento se aplicó a cuatro sectores representativos de diferentes características en la configuración de la red vial. Finalmente, se calculó la distribución espacial de las concentraciones simuladas en

puntos característicos de cada sector analizado para evaluar el comportamiento del modelo.

2 ÁREA DE ESTUDIO

El centro urbano del Gran Mendoza está ubicado al oeste de la República Argentina, en el piedemonte de la Cordillera de Los Andes, ocupando un área de 16.692 km², sobre la zona del Oasis Norte de la Provincia. El Gran Mendoza se extiende de forma casi regular hacia el Nordeste, Este y Sur, mientras que las estribaciones de la Cordillera, impiden el crecimiento en las direcciones Norte y Oeste. Se trata de la cuarta aglomeración del país con 1.230.000 habitantes, siendo la más importante fuera de la Pampa Húmeda. Forman el área metropolitana los departamentos de Capital, Godoy Cruz, Guaymallén y las zonas urbanas de Las Heras, Luján de Cuyo y Maipú. Ninguna de estas localidades departamentales es dominante en la composición demográfica, ya que la población se distribuye uniformemente en toda el área. En la [Figura 1](#) se muestra un esquema del área metropolitana del Gran Mendoza.

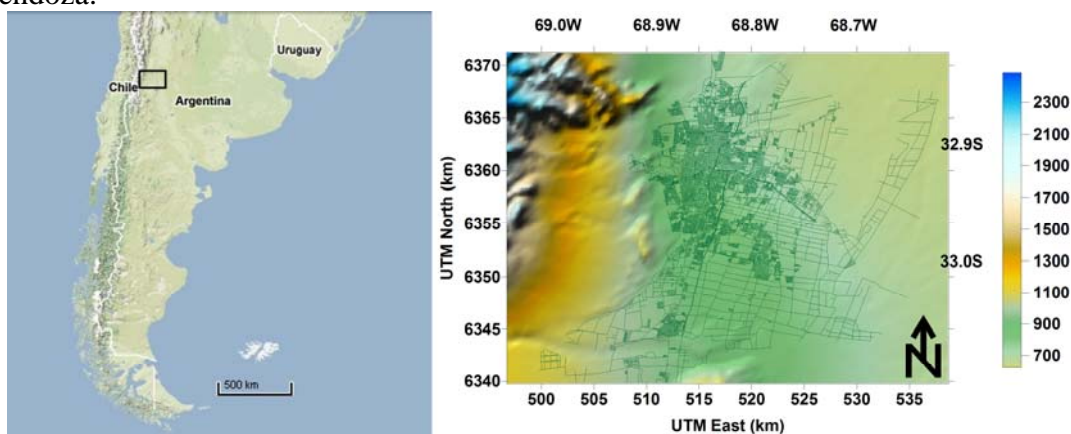


Figura 1: Diagrama del área en estudio, incluyendo un acercamiento al área metropolitana del Gran Mendoza (32° 53' S, 68° 50' W) hacia el oeste de la República Argentina, detallando el trazado de calles y las elevaciones del terreno (m) en la escala a la derecha.

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 ([Figura 2](#)). El área presenta baja humedad relativa (50%), baja incidencia de niebla y pocos días cubiertos (65-75 días /año).

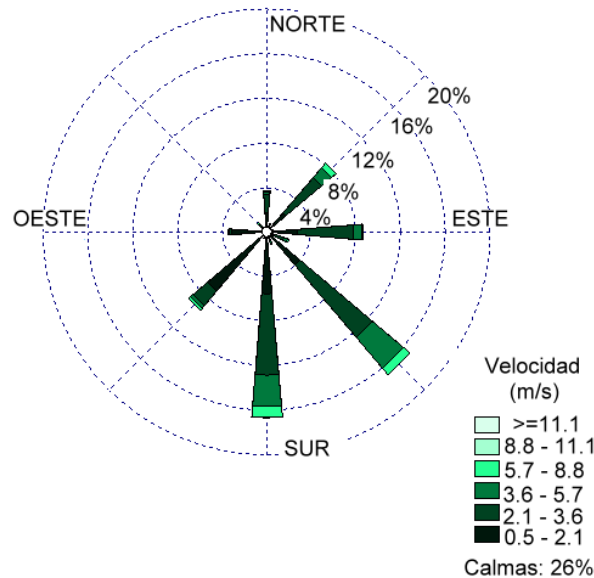


Figura 2: Rosa de vientos detallando las frecuencias para el área de estudio.

Las emisiones del sector transporte en el Gran Mendoza son un importante factor de presión en la calidad del aire como consecuencia de la elevada edad promedio de la flota vehicular, su acelerado crecimiento, su falta de mantenimiento y control, la insuficiencia e ineficacia del transporte público y la expansión horizontal de la ciudad, cuya segregación funcional aumenta las distancias de transporte. En la Figura 3 se muestra la evolución del parque vehicular provincial.

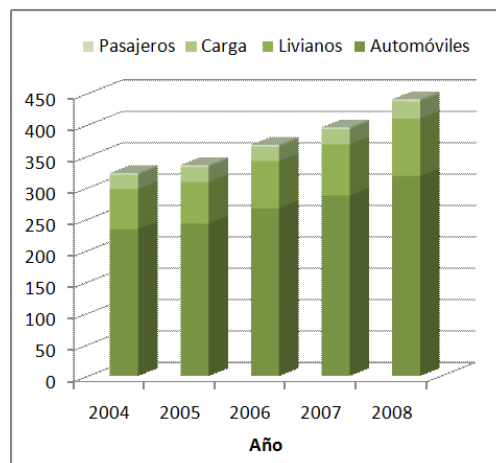


Figura 3: Parque vehicular de Mendoza en miles de vehículos. Se observan incrementos anuales entre 4% y 10%, excepto para el transporte de pasajeros en el que la evolución tiene tendencia decreciente.

3 MODELO DE EMISIÓN

Las emisiones del transporte rodado para el año 2006 de la ciudad de Mendoza se estimaron con el modelo de emisión COPERT III (Ntziachristos and Samaras, 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 et al., 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 et al., 2009).

COPERT III considera las emisiones de escape en caliente, escape en frío y las debidas a la evaporación de combustible. El modelo estima las emisiones combinando parámetros de actividad con factores de emisión (FE) para cada categoría vehicular y contaminante. También considera otros factores que influyen en la emisión como la composición del combustible y las temperaturas promedio de la región (Ntziachristos and Samaras, 2000).

La emisión total de CO, NO_x y PM se distribuyó espacialmente en los casi 25.000 segmentos que componen la red vial de la ciudad. Luego, las emisiones de cada segmento se asignaron a celdas de tamaño variable que se utilizaron como datos de entrada al modelo de dispersión.

3.1 Estimación de emisiones

La flota vehicular 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 (ver [Tabla 1](#)).

Clase	Numero 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

Se utilizó información del Registro Nacional de la Propiedad Automotor (DNRPA) y de la Asociación de Fábricas de Automóviles (ADEFA) para determinar la composición de la flota. El sistema de control de gases de escape de cada vehículo se determinó comparando el año de registro de cada vehículo con el año de entrada en vigencia de los límites de emisión para vehículos nuevos, estipulados en el decreto reglamentario de la Ley Nacional de Tránsito (779/1995) y sus modificaciones.

Los 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 (Vasallo, 2000; ARPEL, 2005).

La velocidad media de recorrido es utilizada por COPERT para caracterizar diferentes condiciones de manejo. En este trabajo, se consideraron tres tipos diferentes de condiciones de manejo asociadas a tres jerarquías de calle:

- Autopistas: 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).
- 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).
- 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).

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. Los valores son similares a los utilizados en un estudio reciente de las emisiones de fuentes móviles en Buenos Aires (D'Angiola et al., 2009).

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 et al., 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 (Ossés de Eicker et al., 2008).

Las características del combustible pueden influir significativamente en la emisión de algunos contaminantes, por lo tanto son requeridas como dato de entrada por COPERT III. El contenido de azufre, benceno y compuestos aromáticos, y las características físicas del combustible, como RVP (Reid Vapour Pressure) y densidad, se obtuvieron de las especificaciones legales vigentes para el año 2006 en la Argentina.

Las temperaturas medias máximas y mínimas mensuales se estimaron a partir de datos del Servicio Meteorológico Nacional. Estas temperaturas son utilizadas por el modelo para estimar las emisiones de escape en frío y evaporativas.

3.2 Distribución espacial

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 mismos. Luego, las emisiones de cada segmento fueron asignadas a celdas de tamaño variable (desde 1km x 1km hasta 100m x 100m) utilizando herramientas GIS. La Figura 4 representa el procedimiento de asignación de las emisiones en los distintos tamaños de celda.

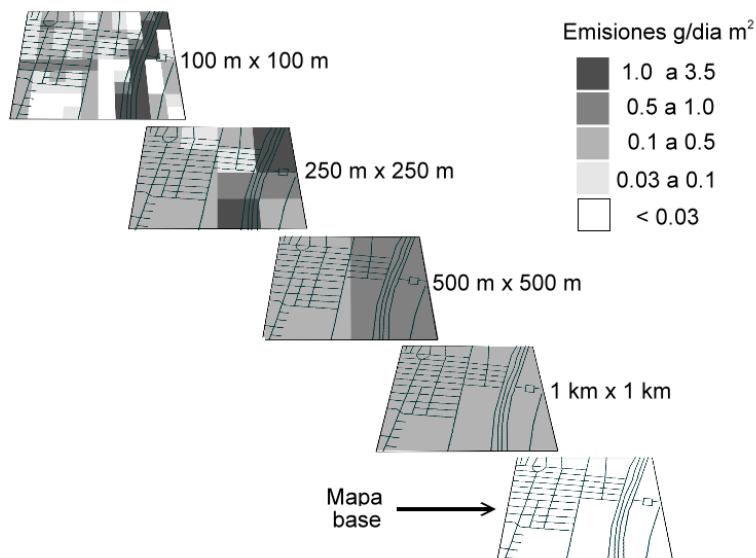


Figura 4: Esquema del proceso de desagregación espacial de las emisiones vehiculares. A medida que aumenta la resolución de la grilla, se definen celdas de mayor emisión en las zonas con más intensidad de tráfico (como la autopista a la derecha).

4 MODELO DE DISPERSIÓN

4.1 CALPUFF

Con el objeto de estimar la dispersión de contaminantes en la atmósfera, se utilizó el sistema de modelado CALPUFF, incorporando así, el transporte, dispersión y transformación de NO_x , CO y PM_{10} .

CALPUFF es un modelo de dispersión gaussiano por soplos, de estado no estacionario, multicapa y multiespecie que puede simular los efectos de condiciones meteorológicas cambiantes en el tiempo y espacio sobre el transporte, transformación y remoción de contaminantes (Scire et al., 2000). Dado que CALPUFF es un modelo de soplos lagrangiano, está programado para simular cantidades discretas de material contaminante emitidas por una fuente en el flujo de aire, así, mientras la circulación cambia de hora a hora, el camino que cada sopro sigue, cambia con la nueva dirección del viento. El modelo usa la formulación de sopro gaussiano para el cálculo de la concentración de contaminantes en cualquier lugar ubicado a sotavento en una ubicación específica (receptor). Un detalle de algoritmos para los diferentes procesos físicos que gobiernan la dispersión y detalles sobre aplicaciones de los modelos pueden encontrarse en Scire et al., 2000 y US EPA, 2000. La Ecuación 1 y la Ecuación 2 muestran que la contribución de un sopro en un receptor dado es:

$$C = \frac{Q}{2\pi\sigma_x\sigma_y} g \exp\left[-d_a^2/(2\sigma_x^2)\right] \exp\left[-d_c^2/(2\sigma_y^2)\right] \quad (1)$$

$$g = 2/[(2\pi)^{1/2}\sigma_z] \sum_{n=-\infty}^{\infty} \exp\left[-(H_e + 2nh)^2/(2\sigma_z^2)\right] \quad (2)$$

Donde C es la concentración a nivel del piso (g/m^3), Q es la masa de contaminante (g) en el sopro, σ_x es la desviación estándar (m) de la distribución gaussiana en la dirección del viento, σ_y es la desviación estándar (m) de la distribución gaussiana en la dirección perpendicular al viento, σ_z es la desviación estándar (m) de la distribución gaussiana en la dirección vertical, d_a la distancia (m) desde el centro del sopro en la dirección del viento al receptor, d_c la distancia (m) desde el centro del sopro hasta el receptor en la dirección perpendicular al viento, g el término vertical (m^{-1}) de la ecuación gaussiana, H_e es la altura efectiva (m) del centro del sopro, sobre el suelo, h la altura de capa de mezcla (m) y n es la extensión de diseminación vertical de la pluma vertical incluyendo refecciones múltiples en la capa de mezcla y el suelo.

El modelo es ampliamente recomendado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US EPA) para simular los efectos de la dispersión de contaminantes en transporte a gran escala, típicamente entre 50 y 200 km (US EPA, 2008), y contiene varios algoritmos aplicables para cálculos de distancias mucho menores. Asimismo, el modelo puede tratar períodos de calma (velocidades del viento < 1 m/s) evitando estimaciones de concentración poco reales (US EPA, 1998).

Otro motivo de elección del modelo fue su capacidad de simular reacciones químicas lineales en forma consistente con la formulación del sopro, incorporando mecanismos de reacción de pseudo-primer orden para la conversión de SO_2 en SO_4^{2-} y NO_x en NO_3^- .

4.2 Cálculo de dispersión

Una consideración de modelado clave en CALPUFF es la especificación de los coeficientes de dispersión gaussiano horizontal y vertical, σ_y y σ_z , para un sopro, al inicio y al

final de cada paso de muestreo y también, para cada receptor en el cual se compute la contribución de la nube contaminante. Los coeficientes para el soplo al inicio del paso de muestreo son iguales a los mismos encontrados al final del paso anterior. Los coeficientes para el final del paso, o para un receptor cercano, se computan de acuerdo a una relación de turbulencia y constantes relacionadas con la fuente.

4.3 Fuentes de área

CALPUFF utiliza un algoritmo especial para calcular concentraciones dentro del área emisora y en receptores en la dirección del viento. Si bien, en varios casos, el uso de fuentes puntuales virtuales puede proporcionar un tratamiento simple de fuentes de área, evitando la integración de la Ecuación 1, esta aproximación no parece ser satisfactoria para receptores muy cercanos o interiores al área emisora, o para áreas muy grandes. El modelo supera esta limitación incluyendo un algoritmo para la integración 2D sobre un polígono de forma arbitraria que utiliza el método de Romberg (Scire et al., 2000) para determinar el valor de la integral.

4.4 Proceso de desagregación

Este estudio considera cuatro niveles de desagregación, utilizando resoluciones de grilla cada vez menores. Las emisiones vehiculares se distribuyeron en grillas con celdas de $1 \times 1 \text{ km}^2$, $500 \times 500 \text{ m}^2$, $250 \times 250 \text{ m}^2$ y $100 \times 100 \text{ m}^2$. Se realizó una simulación con CALPUFF para demostrar las diferencias en el uso de cada resolución de grilla en cuatro diferentes sectores del área metropolitana, con distintas características en la configuración de calles y uso predominante del suelo.

El Sector 1 (CP) se encuentra ubicado en el departamento de Las Heras, comprende una zona principalmente residencial y es atravesado en dirección Norte-Sur por la Ruta Nacional 40 que posee un elevado tráfico de cargas y transporte privado. El Sector 2 (HC) se halla en la zona céntrica y comercial del área Metropolitana muy cerca del punto de mayor tráfico de la ciudad, la intersección de los accesos Norte (RN 40) y Este (continuación RN 7). El resto de las calles comprendidas en este sector son principales y con elevado tráfico. El sector 3 (LH) abarca una zona exclusivamente residencial, donde solo se destacan 2 calles principales y el resto son calles secundarias sin mucho tráfico. El sector 4 (PP) se encuentra en el corazón comercial y administrativo del área metropolitana. Comprende sólo calles principales con una elevada circulación de transporte público y privado. En la Figura 5 se muestran cada uno de estos sectores.

El período de simulación para cada sector es de un año completo de meteorología. Los datos fueron obtenidos de los registros horarios de la estación ubicada en el Aeropuerto El Plumerillo ($32^\circ 50' \text{ S}$, $68^\circ 50' \text{ W}$). Se incorporaron al modelo elevaciones del terreno con resolución de aproximadamente 90 m usando datos de United States Geological Survey (USGS) y se caracterizó cada uno de los dominios incorporando datos de uso del suelo globales disponibles en bases de datos de Global Land Cover Characterization (GLCC). Se modelaron tres especies (NO_x , CO y PM_{10}) y se utilizó la configuración por defecto del modelo CALPUFF para todas las opciones de dispersión. Para determinar perfiles de concentraciones, en todos los dominios se utilizaron receptores grillados cartesianos ubicados cada 250 m, lográndose una buena representación de los resultados de calidad de aire y un adecuado tiempo computacional.



Figura 5: Dominios de modelado seleccionados considerando diferentes características en la configuración de la red de calles, así como el tipo de uso del suelo. La escala a la derecha indica altura sobre el nivel del mar en metros.

5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 Estudio de comparación: Impacto en calidad del aire

El objeto de este estudio es evaluar el impacto en el modelado de calidad de aire de un incremento en la resolución de grilla para el mismo inventario de emisiones relacionadas con el tráfico. Debido a que la distribución geográfica de las fuentes de emisión es fundamental para el modelado de calidad de aire, el impacto de incertidumbres en la localización de las emisiones grilladas puede ser sustancial.

5.2 Sector 1: Zona residencial con Autopista

La Figura 6 muestra gráficos de isoconcentración para NO_x estimados con CALPUFF para todas las resoluciones usadas en la grilla de emisión. La primera figura ($1000 \times 1000 \text{ m}^2$) muestra dos zonas de altas concentraciones correspondientes a la zona central de las celdas que contienen la autopista, con alta densidad de tráfico. La distribución de los picos de concentración, sin embargo, no es uniforme como se esperaría en una zona de alta actividad como es sobre la ruta nacional que cruza el dominio de modelado y sí lo es en áreas donde no se esperarían tales máximos. En comparación, la segunda figura ($500 \times 500 \text{ m}^2$) localiza las zonas de mayor concentración sobre la autopista o en zonas adyacentes a la misma. La dispersión provocada por el viento y su dirección predominante localiza los máximos ligeramente al Norte de las zonas de emisión. Otra diferencia espacial que puede apreciarse con facilidad en la segunda figura es la forma de la distribución de concentraciones en áreas alrededor de la calle principal ubicada al Sur del dominio de modelado. El efecto de la

densidad vehicular de la misma solamente es apreciable en resoluciones mayores a 500 m. En la tercera figura ($250 \times 250 \text{ m}^2$) la distribución de concentraciones es consistente con lo esperado, donde la forma de las líneas de isoconcentración delinea casi perfectamente la ruta nacional y la calle principal. Finalmente, en la resolución de $100 \times 100 \text{ m}^2$, al localizarse las emisiones con mayor precisión, se hace visible con mayor detalle la dispersión de algunas calles urbanas no distinguibles en resoluciones menores, principalmente aquellas perpendiculares a la dirección predominante del viento. La distribución en áreas rurales (o de escasa urbanización) es similar para todas las resoluciones, excepto la más grande, siendo las concentraciones estimadas despreciables respecto a las encontradas en las cercanías a la red vial. Respecto a los valores de concentración estimados, a medida que la resolución de las emisiones aumenta, lo hace el valor máximo calculado con CALPUFF. Esto se debe a que una disminución en la resolución de la grilla diluye la emisión total en menos celdas.

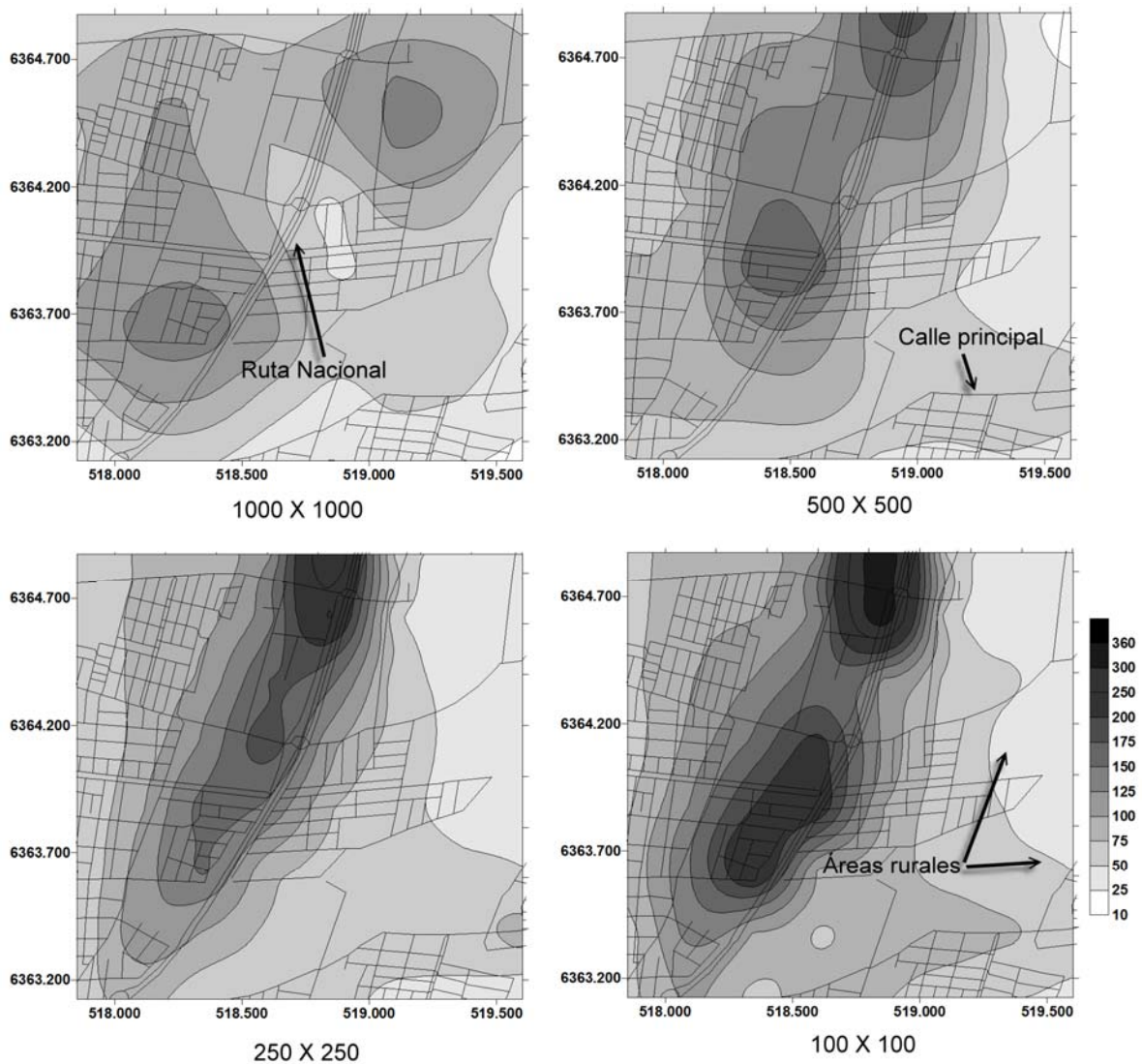


Figura 6: Concentración de NO_x en $\mu\text{g}/\text{m}^3$, promedios diarios estimados con CALPUFF para diferentes resoluciones de la grilla de emisión en una zona urbana con Autopista.

5.3 Sector 2: Zona céntrica-urbana, dos autopistas.

La Figura 7 muestra gráficos de isoconcentración de NO_x para una zona urbana homogénea cruzada por dos rutas nacionales con gran densidad vehicular. En la resolución de $1 \times 1 \text{ km}^2$, las celdas de la grilla son mucho mayores que la red de calles locales, por lo que la dispersión no se puede asignar completamente a la actividad de las autopistas. En comparación con el resto de las figuras, está claro que una mayor resolución es satisfactoria para identificar las áreas de mayor tránsito e influencia en la calidad de aire local. Ya con una resolución más fina ($500 \times 500 \text{ m}^2$) se aprecian zonas de concentración agregadas hacia el Norte del cruce de las dos autopistas, en un área donde son esperables los máximos de NO_x debido a la carga vehicular y la dirección del viento. Una mayor desagregación de las emisiones (resolución de $250 \times 250 \text{ m}^2$ y resolución de $100 \times 100 \text{ m}^2$) se puede asociar a contornos de concentración más realistas cerca de las autopistas. Sin embargo, debido a la homogeneidad de la zona la distribución de concentraciones no presenta mayores diferencias espaciales. Si se identifican, en cambio, un impacto en los valores que tienden a ser mayores con el aumento de resolución.

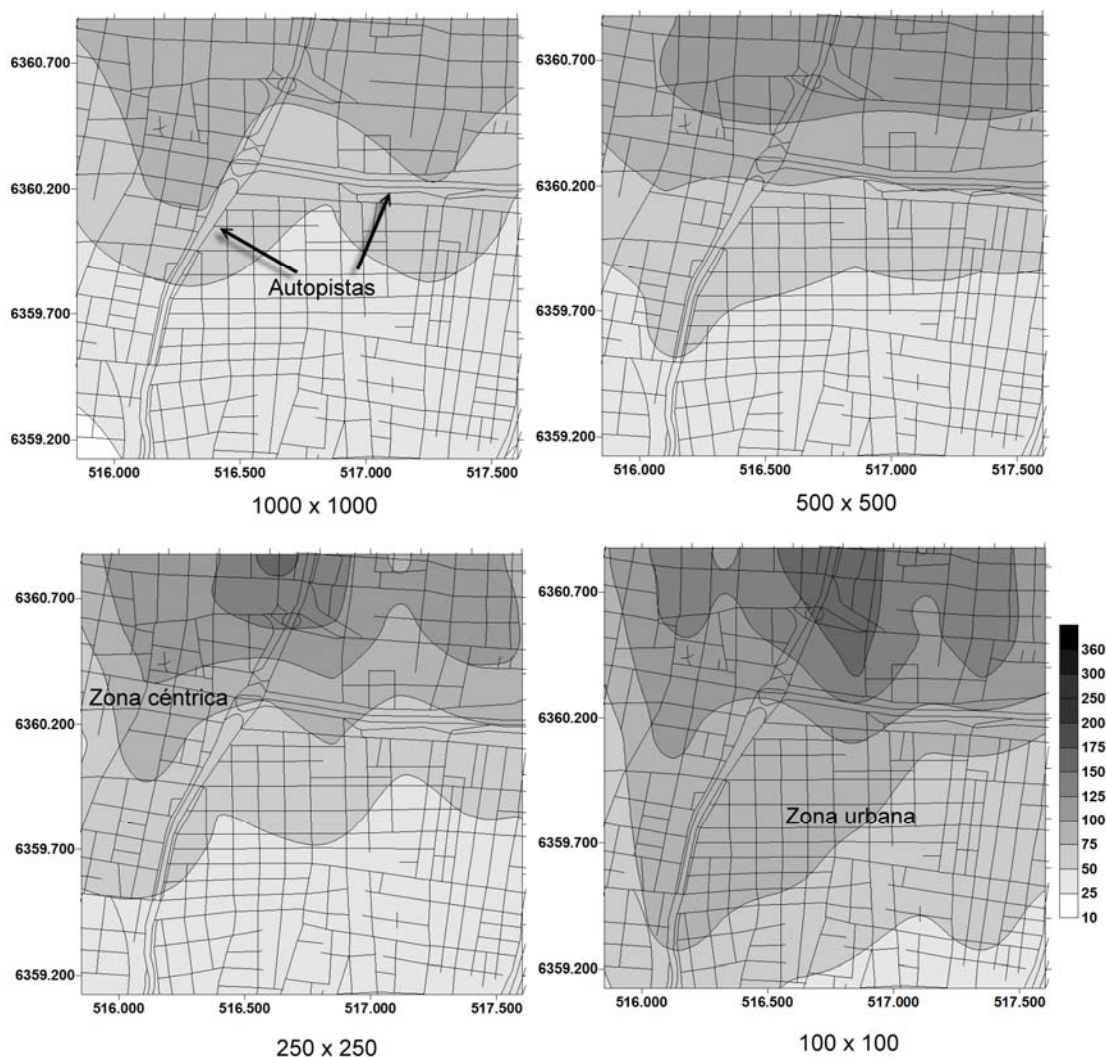


Figura 7: Concentración de NO_x en $\mu\text{g}/\text{m}^3$, promedios diarios estimados con CALPUFF para una zona netamente urbana, cruzada por dos rutas con intensa actividad vehicular.

5.4 Sector 3: Zona residencial, escaso tráfico

La Figura 8 muestra gráficos de isoconcentración de NO_x estimados con CALPUFF para una zona netamente residencial, acotada por dos tramos de calles principales. El porcentaje de tráfico es menor que en el área céntrica, por lo que las concentraciones resultantes son generalmente menores. En la resolución de $1000 \times 1000 \text{ m}^2$ la distribución de concentraciones es casi homogénea. Se destaca en el borde NE la presencia de una zona de mayor concentración debido a la existencia de una calle principal. Las emisiones provenientes del resto de la red vial se distribuyen uniformemente de acuerdo a lo esperado por la dispersión del viento, hacia el Norte del dominio de modelado. No se observan mayores diferencias espaciales con una resolución mayor ($500 \times 500 \text{ m}^2$), excepto por un efecto más marcado de la calle principal ubicado al NE del dominio de modelado. En la resolución de $250 \times 250 \text{ m}^2$ comienza a manifestarse el aporte de la segunda calle principal al NO, cuyas emisiones son comparables a la de la que se encuentra ubicada hacia el Este. En la resolución mayor ($100 \times 100 \text{ m}^2$), el dominio de modelado presenta concentraciones prácticamente uniformes, con máximos orientados alrededor de las principales arterias.

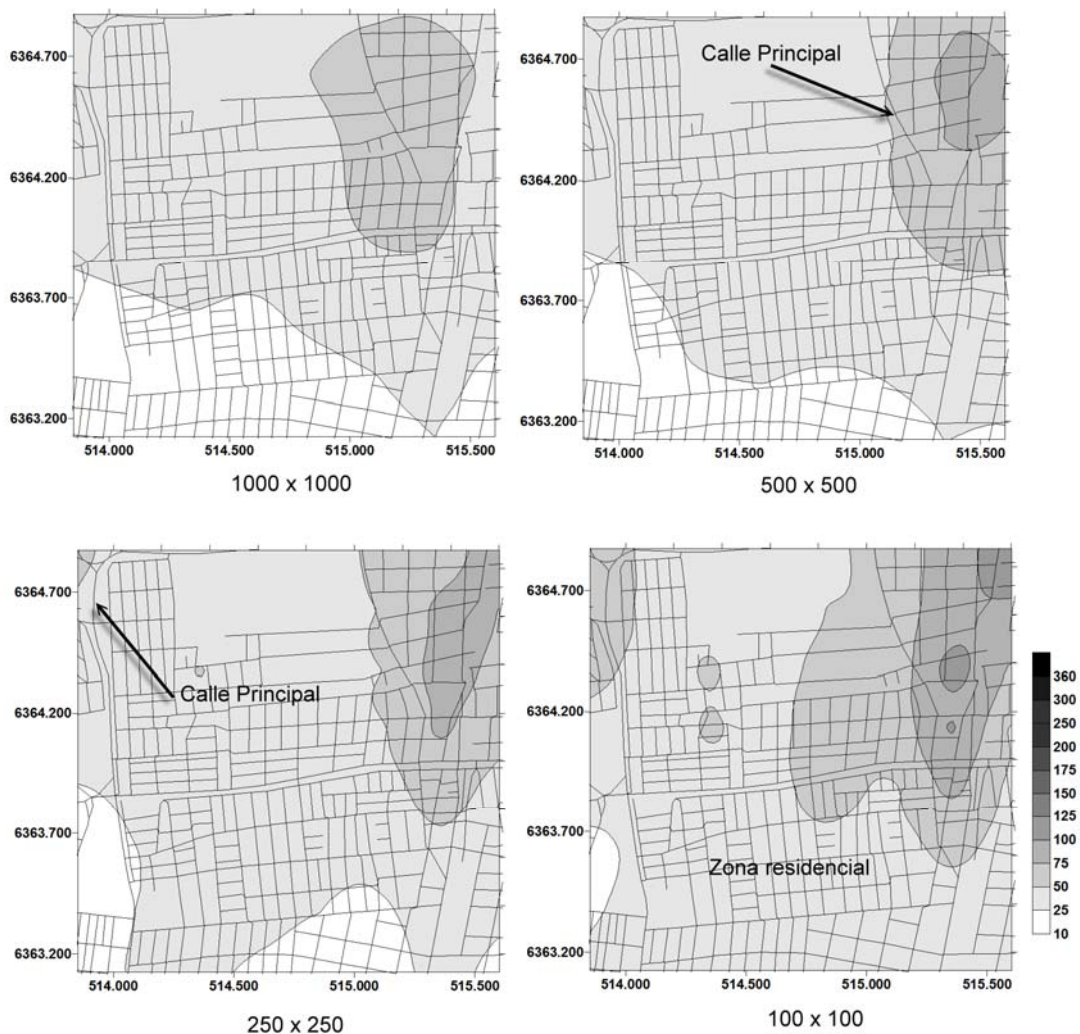


Figura 8: Concentración de NO_x en $\mu\text{g}/\text{m}^3$, promedios diarios estimados con CALPUFF para diferentes resoluciones de la grilla de emisión en una zona residencial, acotada por dos calles principales de actividad media.

5.5 Sector 4: Zona céntrica, elevada circulación vehicular

La Figura 9 se comparan gráficos de isoconcentración de NO_x para un área urbana céntrica, con gran volumen de tránsito, constituida por varias calles principales y secundarias. Ya al utilizar la menor resolución ($1000 \times 1000 \text{ m}^2$) comienza a hacerse visible el efecto de las calles principales en la modelación. Asimismo, se nota claramente la diferencia entre la zona residencial y la que es netamente céntrica, al localizarse sobre esta ultima los valores de mayor concentración del dominio de modelado. En contraste con los sectores que contienen un entramado de calles con autopistas, las concentraciones resultan más homogéneas. El efecto de la arteria principal perpendicular a la dirección predominante del viento se hace notable a partir de la resolución de $500 \times 500 \text{ m}^2$. Debido a que una mejor resolución tiende a asociar las concentraciones a las fuentes, las actividades de las calles principales se reflejan mejor en $250 \times 250 \text{ m}^2$ y con mayor detalle aún en $100 \times 100 \text{ m}^2$. Las mayores concentraciones se ubican en la zona de cruce de calles principales, como es esperable.

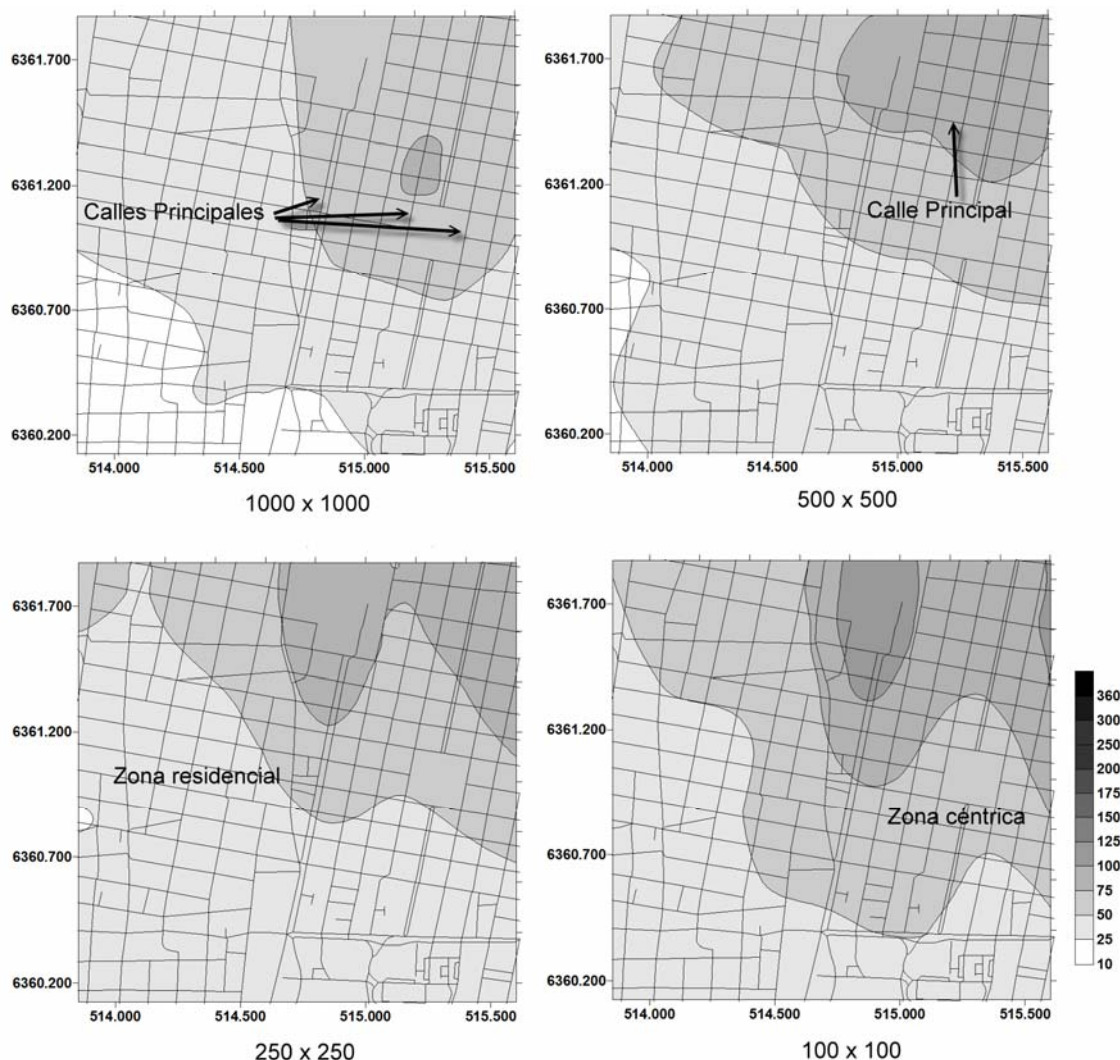


Figura 9: Concentración de NO_x en $\mu\text{g}/\text{m}^3$, promedios diarios estimados con CALPUFF para diferentes resoluciones de la grilla de emisión en una zona céntrica y residencial con entramado de calles principales y secundarias.

5.6 Evaluación del desempeño del modelo

Con el objeto de evaluar el efecto de la desagregación de las emisiones en resoluciones de grilla más pequeñas, se calcularon las frecuencias de las concentraciones estimadas con el modelo de dispersión para cuatro receptores discretos ubicados en distintas zonas de cada dominio de modelado.

La Figura 10 se muestra un gráfico de frecuencias para concentraciones estimadas con el modelo de dispersión en los puntos señalados ubicado en el Sector 1 para distintas resoluciones de la grilla de emisión. De la misma forma, se presentan esquemas de frecuencia para los puntos ubicados en el Sector 2, 3 y 4 (Figura 11, Figura 12 y Figura 13).

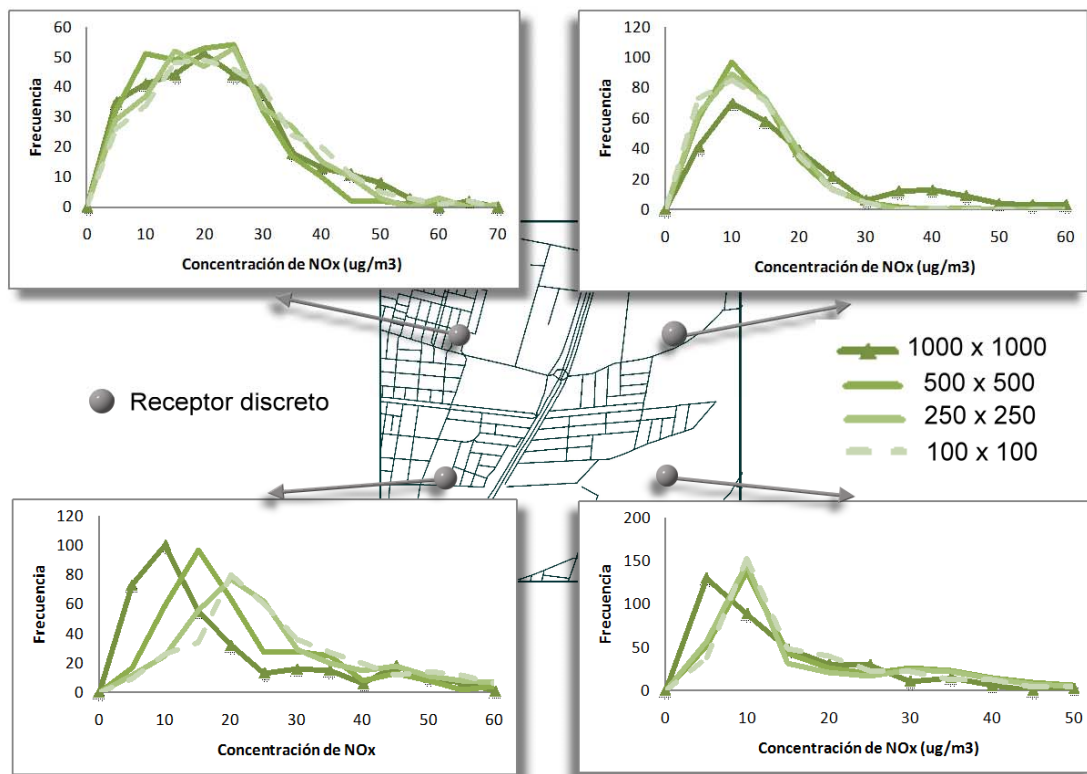


Figura 10: Frecuencia de concentración de NO_x simulada con CALPUFF para cuatro receptores discretos ubicados en el Sector 1, para distintas resoluciones de grilla de emisión.

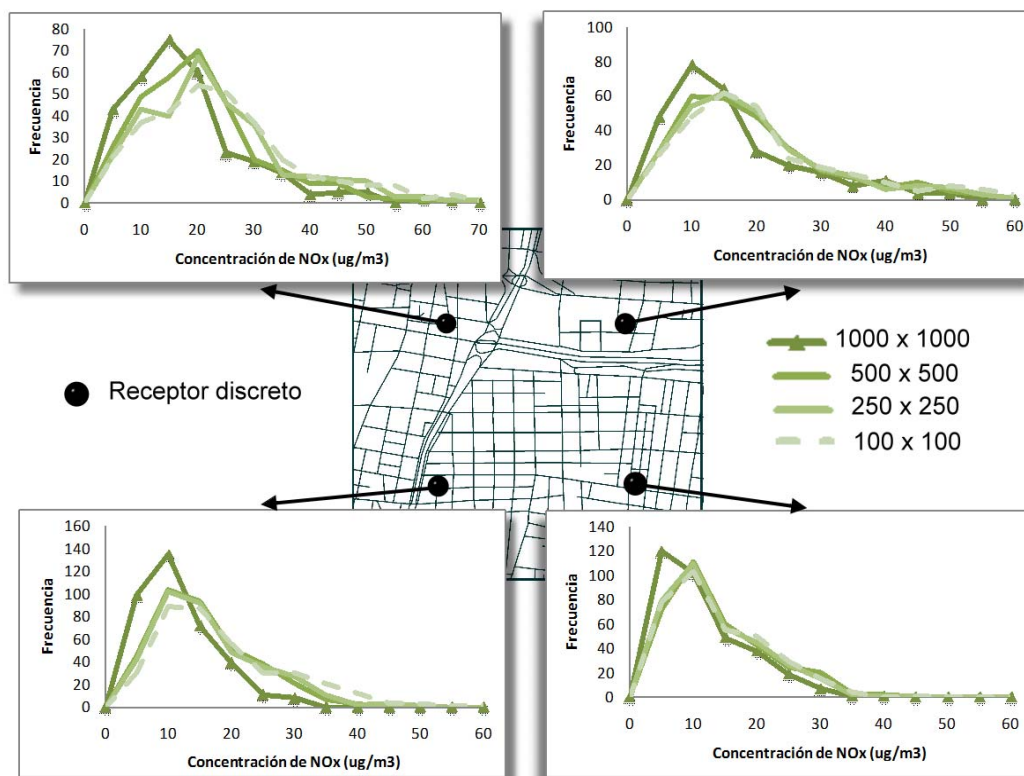


Figura 11: Frecuencia de concentración de NO_x simulada con CALPUFF para cuatro receptores ubicado en el Sector 2, para distintas resoluciones de grilla de emisión.

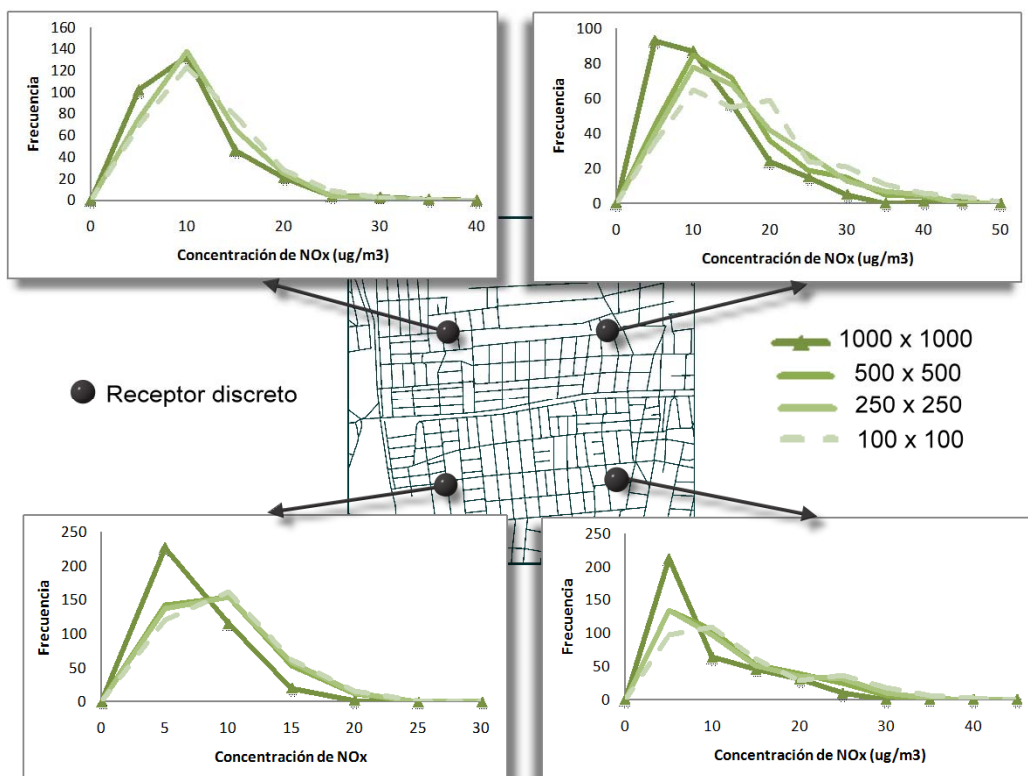


Figura 12: Frecuencia de concentración de NO_x simulada con CALPUFF para cuatro receptores discretos ubicados en el Sector 3, para distintas resoluciones de grilla de emisión.

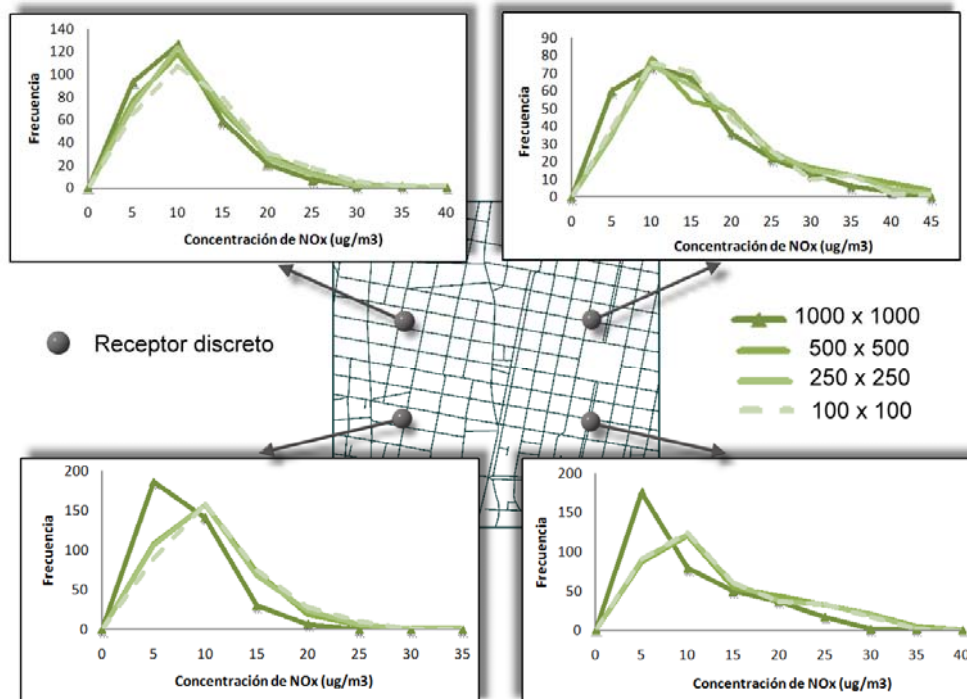


Figura 13: Frecuencia de concentración de NO_x simulada con CALPUFF para un punto de monitoreo ubicado en el Sector 4, para distintas resoluciones de grilla de emisión.

En general, las distribuciones de frecuencia en los distintos receptores considerados presentan un corrimiento hacia valores más elevados de concentración a medida que se incrementa la resolución de las grillas en la desagregación de las emisiones. Esta diferencia se hace más evidente cuando se pasa de una resolución de $1 \times 1 \text{ km}^2$ a $500 \times 500 \text{ m}^2$, pero ulteriores disminuciones del tamaño de las celdas solo parecen producir pequeñas variaciones en la distribución de frecuencias. Para verificar estas observaciones, se realizó un test estadístico comparando las distribuciones de concentración obtenidas para las diferentes grillas de emisión en 64 receptores, 16 por Sector, elegidos aleatoriamente. Se utilizó el procedimiento de Krustal-Wallis que es una alternativa no paramétrica del análisis de varianza de una cola. Este test prueba la hipótesis nula, H_0 , de que las medianas de todas las distribuciones son iguales. Para verificar H_0 se utiliza un valor crítico, α , de 0.05.

Se compararon en primer lugar las distribuciones para las 4 resoluciones de grilla de emisión. Luego se descartó la distribución obtenida con la grilla de $1 \times 1 \text{ km}^2$ y finalmente se compararon las distribuciones de $500 \times 500 \text{ m}^2$ y $250 \times 250 \text{ m}^2$. Los resultados se presentan en la [Tabla 2](#).

La [Tabla 2](#) confirma lo observado en las [Figuras 10 a 13](#), es decir, una clara diferencia de la distribución obtenida con la grilla de $1 \times 1 \text{ km}^2$ respecto al resto de las distribuciones. Se puede observar también que la distribución correspondiente a la grilla de $500 \times 500 \text{ m}^2$ se diferencia de la obtenida con la grilla de $100 \times 100 \text{ m}^2$ pero que es bastante similar a la de $250 \times 250 \text{ m}^2$. Esto estaría indicando que, un incremento en la resolución en la grilla de emisiones de $500 \times 500 \text{ m}^2$ a $250 \times 250 \text{ m}^2$ no redundaría en una mejor representación de la variabilidad de las concentraciones en los receptores.

Sector	Distribuciones comparadas		
	1000-500-250-100	500-250-100	500-250
Sector 1	0/16	3/16	7/16
Sector 2	1/16	9/16	11/16
Sector 3	4/16	8/16	14/16
Sector 4	1/16	7/16	10/16
Total	6/64	27/64	42/64

Tabla 2: Fracción de los receptores en que se verifica la H_0 (iguales medianas) para distintas distribuciones comparadas.

La variación de la distribución de frecuencias hacia mayores concentraciones es más notoria en receptores alejados de fuentes predominantes. El incremento de la resolución comienza a definir patrones de emisión más marcados alrededor de calles secundarias con el consecuente incremento de las concentraciones.

6 CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos para los cuatro sectores estudiados muestran claramente la influencia que tiene la resolución de la grilla de emisiones en la distribución espacial de las concentraciones modeladas. En todos los sectores se observa una dilución de la emisión de fuentes predominantes cuando se utiliza una grilla de $1000 \times 1000 \text{ m}^2$ y por lo tanto una mayor homogeneidad en la distribución espacial y menores valores concentración. A medida que se reduce el tamaño de la grilla de emisión, las concentraciones modeladas comienzan a describir patrones espaciales más heterogéneos con incrementos crecientes en las zonas cercanas a fuentes predominantes.

La habilidad de poder identificar medidas de disminución de contaminación como de poder establecer relaciones entre las fuentes y los receptores de material contaminante depende de la capacidad del modelo para poder predecir correctamente concentraciones de gases y partículas. La comparación de las distribuciones de frecuencia con el test de Krustal-Wallis muestra claramente que una mayor resolución de la grilla de emisión permite una mejor localización de la zona de emisiones y una mejor reproducción de la actividad vehicular. Debe destacarse, sin embargo, que un inventario de emisiones implica una compleja preparación de los datos de entrada al modelo de dispersión, incluyendo la preparación de las grillas, georeferenciación de las emisiones grilladas y estimación de parámetros de emisión. Asimismo, el tiempo computacional requerido por CALPUFF para el cálculo de las concentraciones es proporcional (entre otros parámetros) al número de fuentes incluidas en el modelo. Es necesario entonces hallar una solución de compromiso entre la precisión espacial de las concentraciones modeladas y los recursos requeridos para llevar a cabo la modelación.

De los resultados obtenidos en este trabajo, se infiere que una representación de las concentraciones en zonas urbanas homogéneas se logra con una resolución de $500 \times 500 \text{ m}^2$ ya que un aumento en la resolución a $250 \times 250 \text{ m}^2$ no redonda en una clara mejoría y los tiempos computacionales asociados a la resolución de $100 \times 100 \text{ m}^2$ son demasiado elevados.

Un elemento fundamental para discernir entre las múltiples opciones planteadas es una clara definición del problema a estudiar y su escala de influencia. No es lo mismo estudiar la exposición de la población a algún contaminante en una zona urbana que los niveles de fondo de algún compuesto o fenómenos atmosféricos de escala regional. En el primer caso será necesario utilizar una grilla de menor tamaño para que se puedan identificar "hot spots" y no se subestime la exposición. En los otros casos mencionados, una grilla de mayor tamaño será

suficiente para obtener una correcta representación de los fenómenos bajo estudio y una importante reducción en los tiempos de cálculo.

7 AGRADECIMIENTOS

Este estudio ha sido posible gracias a la colaboración de la Facultad Regional Mendoza Universidad Tecnológica Nacional, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica a través del PICT 2005 23-32686. Los autores desean agradecer además la contribución de la Dra. Hebe Cremades por suministrar los datos meteorológicos.

REFERENCIAS

Alessandro, M., Endlicher W., Schultz E., Staubbelastung und Staubquellen in Mendoza/Argentinien. In: *Annalen der Meteorologie* 34:155 f, 1997.

ARPEL, Medición de emisiones de vehículos en servicio en San Pablo, Santiago y Buenos Aires, Informe Ambiental ARPEL Número 25, 2005.

Baldasano J. M., Guereca L. P., Lopez E., Gasso S., Jimenez-Guerrero P., Development of a high-resolution (1 km x 1 km, 1 h) emission model for Spain: The High-Selective Resolution Modelling Emission System (HERMES), *Atmospheric Environment*, 42 (31): 7215-7233, 2008.

Barbeito M.E., Clausen M.R., Castro, F., 2007, Calidad del aire en Mendoza, II Encuentro de Investigadores y Docentes de Ingeniería EnIDI, Mendoza, Argentina, 16-18 de octubre 2007, Universidad Tecnológica Nacional, Universidad Nacional de Cuyo, N. Maldonado, F. Bochaca, Hebe Cremades (Eds.), pp 51-56.

Dai J., Rocke D.M., A GIS-based approach to spatial allocation of area source solvent emissions, *Environmental Modeling & Software*, 15:293-302, 2000.

D'Angiola, A., Dawidowsky, L., Gomez, D., Development of spatially disaggregated on-road transport emission inventories for the Metropolitan Area of Buenos Aires, Argentina, *International Global Atmospheric Chemistry Activities Newsletter*, 40:12-22, 2009.

Endlicher, W., Zahnen B., Schultz E., Alessandro M., Mikkan R., Polimeni M., Clima Urbano y Contaminación Atmosférica en Mendoza/Argentina. In: Fernández García, F., E. Galán Gallego u. R. Cañada Torrecilla (Coord.), *Clima y Ambiente Urbano en Ciudades Ibéricas e Iberoamericanas*. Madrid: 115-134, 1998.

Kühlwein J., Friedrich R., Uncertainties of modelling emissions from road transport, *Atmospheric Environment*, 34: 4603-4610, 2000.

Namdeo A., Mitchell G., Dixon R. TEMMS: an integrated package for modelling and mapping urban traffic emissions and air quality, *Environmental Modeling & Software*, 17:179-190, 2002.

Ntziachristos, L., Samaras, Z., COPERT III Computer programme to calculate emissions from road transport Methodology and emission factors (Version 2.1), Technical Report No 49, EEA, Copenhagen, 2000.

Ossés de Eicker M., Zah R., Triviño R., Hurni H., Spatial accuracy of a simplified disaggregation method for traffic emissions applied in seven mid-sized Chilean cities,

Atmospheric Environment 42: 1491–1502 , 2008.

Oxley T., Valiantis M., Elshkaki A., ApSimon H.M., Background, Road and Urban Transport modelling of Air quality Limit values (The BRUTAL model), *Environmental Modelling & Software*, 24 (9):1036-1050, 2009.

Puliafito E., Guevara M., Puliafito C., Modelling air pollution in an industrial area using GIS as an assessment tool, *Air Pollution 2001*, Wessex Institute of Technology, 12-14, 2001.

Puliafito E., Guevara M., Puliafito C., Characterization of urban air quality using GIS as management system. *Environmental Pollution*, 122:105-117, 2003.

Puliafito S., Allende D., Emission patterns of urban air pollution. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*. 42: 38-56, 2007.

Scire J.S., Strimaitis D.G., Yamartino R.J., A user's guide for the CALPUFF dispersion model (version 5.0). Earth Tech Inc., 2000.

Schlink U., Herbarth O., Richter M., Puliafito J.L., Revwagen M., Puliafito C., Behler J. C., Puliafito E., Ozone-Monitoring in Mendoza, Argentina. Initial Results. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 49, pp 82-87, 1999.

Tuia D., Ossés de Eicker M., Zah R., Osses M., Zarate E., Clappier A., Evaluation of a simplified top-down model for the spatial assessment of hot traffic emissions in mid-sized cities. *Atmospheric Environment*, 41: 3658–3671, 2007.

U. S. Environmental Protection Agency, A comparison of CALPUFF with ISC3. Office of Air Quality Planning and Standards. Research Triangle Park, NC 27711, 1998.

U. S. Environmental Protection Agency, Requirements for Preparation, Adoption, and Submittal of State Implementation Plans (Guideline on Air Quality Models); Proposed Rule. Federal Register. 65. 98. 31858-31859, 2000.

U. S. Environmental Protection Agency. Technical Issues Related to use of the CALPUFF Modeling System for Near-field Applications. Office of Air Quality Planning and Standards. Research Triangle Park, NC 27711, 2008.

Vasallo J., XXVII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria Ambiental, 3 to 8 December, Porto Alegre, Brasil, 2000.