

## EFFECTOS DEL VIENTO Y DE LAS EMISIONES DE ÓXIDOS DE NITRÓGENO DE LOS PARTIDOS LIMÍTROFES SOBRE LA CALIDAD DEL AIRE DE LA CIUDAD DE BUENOS AIRES

Nicolás A. Mazzeo\*, Laura E. Venegas

Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional Avellaneda, Departamento de Ingeniería Química. Av Ramón Franco 5050 (1874) Villa Domínico, Provincia de Buenos Aires, Argentina.

*\* Autor a quien la correspondencia debe ser dirigida.*

*Correo electrónico: nmazzeo@fra.utn.edu.ar*

Recibido el 7 de junio de 2011; aceptado el 30 de junio de 2011

### Resumen

Los contaminantes emitidos en el entorno de una ciudad pueden afectar su calidad del aire. En ese sentido, es importante analizar la influencia de la dirección del viento sobre la contaminación del aire urbano. La Ciudad de Buenos Aires limita con el Río de la Plata y con algunos partidos del Gran Buenos Aires. En este trabajo, se estimaron las concentraciones horarias de fondo de  $\text{NO}_2$  en aire en el Área Metropolitana de Buenos Aires, aplicando el modelo de dispersión atmosférica urbana DAUMOD. Las mayores concentraciones se presentaron en el micro-centro de la ciudad, cerca de las autopistas y en zonas con alta densidad vehicular. Con viento proveniente del Río de la Plata, las concentraciones de  $\text{NO}_2$  en la zona costera urbana son bajas, aumentando con la distancia a sotavento. Mayores concentraciones se presentaron con vientos procedentes del sector NNW-W. Para vientos del NW, aire "contaminado" por las emisiones de los vehículos que circulan en la autopista Palazzo es transportado hacia la ciudad. Las concentraciones estimadas a la "hora pico" (20:00h) mostraron pequeñas variaciones en el centro geográfico de la ciudad para diferentes direcciones del viento. Las mayores fluctuaciones de las concentraciones de  $\text{NO}_2$  se encontraron en la zona costera.

**Palabras clave:** contaminación atmosférica urbana, dispersión atmosférica urbana, óxidos de nitrógeno, Buenos Aires, viento.

### Abstract

Air pollutants emitted in the surrounding areas of a city may affect its air quality. In this way, it is important to study the influence of wind direction on the air quality of the urban area. The city of Buenos Aires is bounded by the de la Plata River and by some districts of the Greater Buenos Aires. In this paper, hourly values of ground level background concentrations of  $\text{NO}_2$  in the Metropolitan Area of Buenos Aires were estimated using the urban atmospheric dispersion model DAUMOD. Greater concentration values were obtained at downtown, near the highways and in areas with dense traffic flow. For winds blowing from the river,  $\text{NO}_2$  concentrations were low near the coast of the city and they increased with downwind distance. The highest  $\text{NO}_2$  concentrations

were obtained for NNW-W winds. For NW winds, air "polluted" by vehicle emissions at Palazzo Highway is transported by the wind towards the city. Hourly NO<sub>2</sub> concentrations estimated at "rush hour" (20:00h) in the evening showed little variations with wind direction at the geographic centre of the city. The greatest variation of NO<sub>2</sub> concentrations with wind direction was found on the coast.

**Keywords:** urban air quality, urban atmospheric dispersion, nitrogen oxides, Buenos Aires, wind.

## Introducción

Los seres humanos se exponen continuamente a diferentes sustancias químicas. Algunas de ellas contribuyen a la contaminación del aire en las ciudades más grandes del mundo, superando frecuentemente los estándares de calidad del aire. La principal contribución a los niveles de contaminación en las calles urbanas es atribuible a las emisiones de contaminantes provenientes de los vehículos que circulan en ellas. Por otra parte, el impacto de la contaminación de fondo (contaminación detectable por encima de los edificios) sobre la calidad del aire urbano es apreciablemente menor. Esta situación se modifica sustancialmente en el caso de considerar contaminantes secundarios (por ejemplo, dióxido de nitrógeno y ozono). Las concentraciones de dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>) en aire, aún en calles con alta densidad de tránsito automotor, dependen marcadamente de las concentraciones de fondo y de los niveles de ozono en aire.

Para evaluar la magnitud de la contaminación del aire en una zona urbana, es necesario conocer su distribución espacio-temporal. Debido a que no todas las áreas urbanas poseen redes de monitoreo de calidad del aire y a que mediante los monitores sólo se puede determinar la concentración de algunos contaminantes en aire en una cantidad limitada de lugares, con el objeto complementar los valores de la concentración de contaminantes en aire medida, se aplican modelos de dispersión atmosférica. Un modelo de dispersión atmosférica está compuesto por expresiones matemáticas que permiten relacionar las emisiones de sustancias a la atmósfera con la distribución espacial de la concentración de esos contaminantes en el aire ambiente. La finalidad de su aplicación es calcular la concentración de contaminantes en receptores ubicados en diferentes puntos, utilizando como datos de entrada información básica de las fuentes de emisión, de las condiciones atmosféricas y de la superficie del terreno. Las decisiones operacionales basadas en los valores calculados mediante modelos de dispersión atmosférica deben ser consideradas teniendo en cuenta las hipótesis involucradas y el rango de validez de aplicación de los mismos.

En general, los modelos de dispersión atmosférica pueden ser utilizados en las siguientes aplicaciones: a) estimación de la distribución espacio-temporal de las concentraciones de contaminantes en el aire; b) contribución al diseño de la altura ambientalmente óptima de una chimenea; c) diagramación y optimización de redes de monitoreo de calidad del aire en el entorno de fuentes puntuales (chimeneas) o en áreas urbanas; d) estudios de evaluación de impactos ambientales atmosféricos; e) estudios destinados a la ubicación de fuentes de emisión en relación con áreas sensibles; f) evaluación de riesgos ambientales originados por emisiones de sustancias tóxicas durante situaciones accidentales; g) planificación de contingencias debidas a emisiones accidentales de sustancias tóxicas a la atmósfera; h) estimación del aporte a la calidad del aire, de las emisiones de contaminantes procedentes de diferentes fuentes; i) determinación de la magnitud de la reducción de emisiones de contaminantes en un área; j) evaluación del impacto sobre la calidad del aire de las emisiones de contaminantes originados en incendios. Algunas de estas aplicaciones pueden ser utilizadas en la minimización del impacto sobre la calidad del aire que podría causar el funcionamiento de una nueva industria o la

expansión de una existente. Para ello, se aplican modelos de dispersión atmosférica con el objeto de evaluar el impacto sobre la calidad del aire de los contaminantes a emitir desde las fuentes de un determinado proyecto, antes de su construcción, en lugar de edificar, monitorear para evaluar el impacto y luego, si fuera necesario, establecer controles adicionales. Los modelos de dispersión atmosférica, también pueden integrarse a modelos ambientales, que se utilicen en la evaluación de las consecuencias ambientales que podría generar un proyecto o instalación de un emprendimiento industrial o urbano.

Los modelos de dispersión atmosférica, también, pueden ser utilizados para evaluar la contaminación atmosférica que, habiendo sido generada en su entorno, traspasa las fronteras de un área urbana e impacta en su calidad del aire. Asimismo, posibilitan estimar la influencia de las condiciones atmosféricas sobre los niveles de contaminación del aire en una región.

En una primera clasificación, los modelos de dispersión atmosférica, pueden dividirse en modelos de dispersión atmosférica aplicables a emisiones industriales (formulados para fuentes puntuales) y modelos de dispersión urbana (desarrollados para fuentes areales). Entre los modelos de dispersión atmosférica aplicables a emisiones industriales se pueden mencionar el UK-ADMS (Carruthers y colaboradores, 1994), el ISCST3 (U.S.EPA, 1995), el CALPUFF (Scire y colaboradores, 1999) y el AERMOD (U.S.EPA, 2004; Cimorelli y colaboradores, 2005). Existen diferentes tipos de modelos de dispersión atmosférica urbana destinados a estimar la contaminación de fondo (Gifford y Hanna, 1973; Ragland, 1973; Sharma, 1976; Benarie, 1980; Morris y Myers, 1990; Mazzeo y Venegas, 1991; Arya, 1999; Berkowicz, 2000; Karppinen y colaboradores, 2000; Hanna y colaboradores, 2002).

En este trabajo se evalúa la calidad del aire en el Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA) aplicando el modelo de dispersión atmosférica urbano DAUMOD (Mazzeo y Venegas, 1991) considerando las emisiones de óxidos de nitrógeno ( $\text{NO}_x$ ) procedentes de fuentes areales. También se estudia la influencia de la dirección del viento y de las emisiones de  $\text{NO}_x$  provenientes de las fuentes localizadas en las áreas heterogéneas que circundan la Ciudad Autónoma de Buenos Aires sobre la calidad del aire de la ciudad. Se analizan las distribuciones espaciales de la concentración de  $\text{NO}_2$  en el aire a nivel del suelo en la Ciudad de Buenos Aires en relación con diferentes direcciones del viento.

### **La Ciudad Autónoma de Buenos Aires**

La Ciudad Autónoma de Buenos Aires ( $34^{\circ}35'S$ ;  $58^{\circ}26'W$ ) es la capital de la República Argentina. Se encuentra localizada sobre la costa oeste del Río de la Plata. Tiene una extensión de  $203\text{km}^2$  y 2.891.082 habitantes (INDEC, 2010). La ciudad está rodeada por el Gran Buenos Aires, integrado por 24 partidos, con una superficie de  $3.627\text{ km}^2$  y una población de 9.910.282 habitantes (INDEC, 2010). El Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA), formada por la Ciudad Autónoma de Buenos Aires y el Gran Buenos Aires, es considerada la tercera megaciudad de Latinoamérica, luego de la ciudad de México (México) y San Pablo (Brasil).

El terreno en el que está localizado el AMBA es llano con variaciones de altura inferiores a 30m. El Río de la Plata es un estuario poco profundo que cubre aproximadamente  $35.000\text{ km}^2$ , con una longitud de 320km y un ancho variable entre 38km en la región superior y 230km en la inferior. Frente a la Ciudad de Buenos Aires el ancho del río es aproximadamente 42km.

El clima de la planicie del Río de la Plata es templado. Durante el verano, la atmósfera de la ciudad es cálida y húmeda, con una temperatura media de  $24^{\circ}\text{C}$ . En otoño y primavera las condiciones atmosféricas son muy variables. Durante los meses de invierno la atmósfera es templada y húmeda, con una temperatura media de  $12^{\circ}\text{C}$ . La temperatura media anual de la atmósfera de la ciudad es  $18^{\circ}\text{C}$  y se encuentra entre  $15^{\circ}\text{C}$ - $16^{\circ}\text{C}$  en el Gran Buenos Aires. La precipitación anual en el área se encuentra entre 900mm y 1.600mm, influenciada por los vientos

que transportan humedad desde el Océano Atlántico. Las lluvias son más intensas en marzo. Los vientos, generalmente, son de baja intensidad, siendo su velocidad media 4,4 m/s, con una frecuencia anual de 2,7 % de calmas. Los vientos fuertes son más frecuentes entre septiembre y marzo. Los vientos que transportan aire "limpio" desde el Río de la Plata hacia la ciudad tienen una frecuencia anual del 58,9 % (Figura 1). Se han presentado situaciones de persistencia de la dirección del viento que pueden durar más de 6 horas en todas las direcciones (Mazzeo y Venegas, 2004).

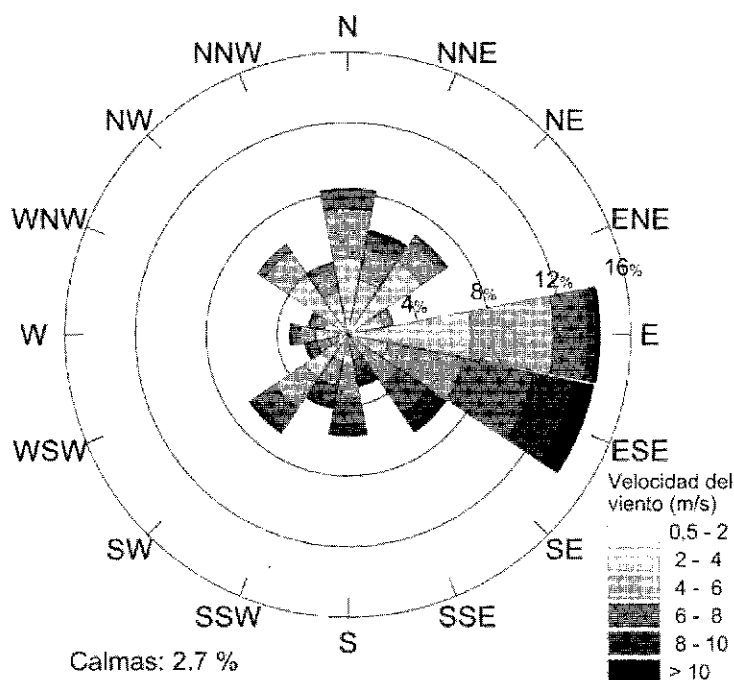


Figura 1. Rosa de viento en Aeroparque.

La calidad del aire en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires ha sido objeto de algunos estudios realizados en los últimos años aplicando distintas metodologías: el análisis de datos de concentración de contaminantes en aire medida durante algunas campañas realizadas en el área urbana (Bogo y colaboradores, 1999, 2001, 2003; Venegas y Mazzeo, 2000, 2003, 2010a; Mazzeo y Venegas, 2002, 2004; Mazzeo y colaboradores, 2005; Bocca y colaboradores, 2006; Arkouli y colaboradores, 2010) o la aplicación de modelos de dispersión atmosférica urbana (Venegas y Mazzeo, 2005, 2006a; Venegas y colaboradores, 2011). En el Gran Buenos Aires, las mediciones de calidad del aire realizadas son muy pocas (Fagundez y colaboradores, 2001; Agencia de Cooperación Internacional del Japón en Argentina y Secretaría de Desarrollo Sustentable y Política Ambiental, JICA-SAyDS, 2002).

### Breve descripción del modelo DAUMOD de dispersión atmosférica urbana

El modelo de dispersión atmosférica urbana DAUMOD permite estimar la concentración de fondo en aire de contaminantes emitidos desde fuentes areales, conociendo la distribución espacio-temporal de la intensidad de emisión de los contaminantes, las condiciones atmosféricas y las características de la superficie. El modelo DAUMOD ha sido desarrollado y aplicado en diferentes trabajos previos (Mazzeo y Venegas, 1991, 2008, 2010; Venegas y Mazzeo, 2002, 2005, 2006a, 2006b, 2010b; Mazzeo y colaboradores, 2010). A continuación, se presenta una breve descripción del mismo.

Este modelo está basado en la condición límite inferior de la ecuación semi-empírica de dispersión atmosférica e incorpora una expresión de la variación con la distancia de la altura del límite superior de la pluma de contaminantes. En el desarrollo del modelo DAUMOD (Mazzeo y Venegas, 1991), se consideró un volumen de aire semi-infinito limitado por los planos  $x=0$  y  $z=0$ , con el eje  $x$  en la dirección del viento y el eje  $z$  en la vertical. En condiciones estacionarias, suponiendo que la dispersión turbulenta en la dirección  $x$  es menor que la advección atmosférica en esa dirección y no considerando la dispersión turbulenta en la dirección transversal al viento, la concentración  $[C(x,z)]$  en aire de contaminantes emitidos desde una fuente areal ubicada en superficie, satisface la siguiente ecuación semi-empírica bidimensional de dispersión atmosférica (ver Arya, 1999):

$$u(z) \frac{\partial C(x, z)}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial z} \left[ K(z) \frac{\partial C(x, z)}{\partial z} \right] \quad (1)$$

donde  $u$  es la velocidad del viento y  $K$  es la componente vertical de la difusividad turbulenta atmosférica.

Si el efluente es emitido continuamente desde una fuente areal ubicada en superficie, la condición límite inferior se puede expresar mediante:

$$K(z) \frac{\partial C(x, z)}{\partial z} = -Q \quad \text{en } z=0 \quad (2)$$

donde  $Q$  es el flujo másico (expresado en masa por unidad de área y de tiempo) de contaminantes emitidos desde la fuente.

Otra suposición básica del modelo es que a una distancia ( $x$ ), el límite superior del modelo ( $h$ ) coincide con el límite superior de la pluma de contaminantes. De esta manera,

$$C(x, h(x)) = 0 \quad (3)$$

Por lo tanto, no existe transporte de masa de contaminantes a través del límite superior de la pluma, condición que puede ser expresada de la siguiente forma:

$$K(z) \frac{\partial C(x, z)}{\partial z} = 0 \quad \text{en } z = h \quad (4)$$

Las variaciones verticales de la velocidad del viento y de la componente vertical de la difusividad turbulenta en la capa de superficie atmosférica (también, denominada capa de flujos turbulentos verticales constantes de cantidad de movimiento, calor y vapor de agua, cuya altura es del orden del centenar de metros) pueden ser expresadas mediante las siguientes ecuaciones (ver Arya, 1999):

$$u(z) = \frac{u^*}{k} \left[ \ln \left( \frac{z}{z_0} \right) + \psi \left( \frac{z}{L} \right) \right] \quad (5)$$

$$K(z) = \frac{ku^*(z+z_0)}{\phi \left( \frac{z}{L} \right)} \quad (6)$$

donde  $u^*$  es la velocidad de fricción,  $z_0$  es la longitud de rugosidad,  $k$  es la constante de von Kármán ( $k=0,41$ ),  $L$  es la longitud de Monin-Obukhov y las funciones  $\psi$  y  $\phi$  están dadas por (Wieringa, 1980; Gryning y colaboradores, 1987):

$$\phi \left( \frac{z}{L} \right) = \begin{cases} 1 + 6,9 \frac{z}{L} & \text{para } \frac{z}{L} \geq 0 \\ \left( 1 - 22 \frac{z}{L} \right)^{-1/4} & \text{para } \frac{z}{L} < 0 \end{cases} \quad (7)$$

$$\psi \left( \frac{z}{L} \right) = \begin{cases} 6,9 \frac{z}{L} & \text{para } \frac{z}{L} \geq 0 \\ 1 - \phi^{-1} \left( \frac{z}{L} \right) & \text{para } \frac{z}{L} < 0 \end{cases} \quad (8)$$

donde  $z/L$  es un parámetro adimensional que permite determinar el grado de estabilidad atmosférica.

La variación con  $x$  y  $z$  de la concentración de contaminantes en aire puede ser expresada por la siguiente función polinomial:

$$C(x, z) = C(x, 0) \sum_{j=0}^6 A_j \left( \frac{z}{h} \right)^j \quad (9)$$

los coeficientes  $A_j$  dependen de las condiciones de estabilidad atmosférica (Mazzeo y Venegas, 1991; Venegas y Mazzeo, 2002). Los coeficientes  $A_j$  fueron evaluados ajustando formas funcionales polinómicas (expresión (9)) a los valores obtenidos a partir de la siguiente expresión exponencial general (Pasquill y Smith, 1983; Arya, 1999):

$$C(x, z) = C(x, 0) \exp \left[ -4,605 \left( \frac{z}{z_m} \right)^s \right] \quad (10)$$

donde  $S$  es un factor "de forma" que depende de las condiciones de estabilidad atmosférica y de la rugosidad de la superficie (Gryning y colaboradores, 1987) y  $z_m$  es la altura a la cual se verifica  $C(z_m) = 0,01 C(0)$ . La altura  $z_m$  es generalmente considerada el límite superior de la pluma de contaminantes. Por lo tanto, puede suponerse que  $h=z_m$ . Considerando diferentes condiciones de estabilidad atmosférica, se obtuvieron los coeficientes ( $A_0, A_1, \dots, A_6$ ) correspondientes a los polinomios de grado 6 (ecuación (9)). En todos los casos, las curvas dadas por la ecuación (10) han sido ajustadas a formas polinómicas (ecuación (9)) con coeficientes de determinación 1 (detalles de estos ajustes se presentan en Mazzeo y Venegas, 1991, 2010).

Sustituyendo las expresiones (6) y (9) en (2) e integrando se obtiene la siguiente ecuación:

$$C(x,0) = \frac{Q h(x)}{|A_1| k u^* z_0} \quad (11)$$

Para obtener la variación de  $h$  con  $x$ , se considera la siguiente ecuación de continuidad de la masa de contaminantes (Pasquill y Smith, 1983):

$$\int_0^x Q dx = \int_{z_0}^h u(z) C(x, z) dz \quad (12)$$

Introduciendo las ecuaciones (5) y (9), conjuntamente con la condición límite superior de la pluma de contaminantes, en la expresión (12), teniendo en cuenta que la emisión  $Q$  se mantiene uniforme en el área, e integrando se obtiene la siguiente ecuación:

$$\frac{x}{z_0} = \frac{1}{|A_1| k^2} \left( \frac{h}{z_0} \right)^2 F \left( \frac{z_0}{h}; \frac{h}{L} \right) \quad (13)$$

La forma de la función  $F(z_0/h; h/L)$  se presenta en Mazzeo y Venegas (1991). Los valores de  $(h/z_0)$  estimados a partir de la expresión (13) pueden ser ajustados (con coeficientes de determinación 1) a funciones potenciales de la forma (Mazzeo y Venegas, 1991):

$$\frac{h}{z_0} = a \left( \frac{x}{z_0} \right)^b \quad (14)$$

donde los coeficientes  $a$  y  $b$  son funciones del parámetro de estabilidad atmosférica  $z_0/L$  (Venegas y Mazzeo, 2002, 2006a, 2006b; Mazzeo y Venegas, 2010).

Reemplazando la expresión (14) en la (11), se obtiene:

$$C(x,0) = \frac{a Q}{|A_1| k u^*} \left( \frac{x}{z_0} \right)^b \quad (15)$$

La expresión (15) es aplicable a una fuente areal semi-infinita que emite continuamente contaminantes con flujo uniforme (Q). La expresión para evaluar C(x,0) para una fuente continua finita de intensidad Q, ubicada entre x=0 y x=x<sub>1</sub>, puede obtenerse restando de la ecuación (15) la que corresponde a la concentración de contaminantes aportada por otra fuente de emisión continua de contaminantes y semi-infinita cuyo flujo de emisión es Q, que se extiende para x> x<sub>1</sub>:

$$C(x,0) = \frac{a Q [x^b - (x - x_1)^b]}{|A_1| k z_0^b u^*} \quad (16)$$

En un área urbana, puede considerarse que existe una distribución horizontal de fuentes areales cuyo flujo másico de emisión Q(x) varía con la distancia (x) de acuerdo con un reticulado específico. Si el flujo másico de emisión de contaminantes es constante dentro de cada retículo y está dado por Q<sub>i</sub> con i=0, 1, 2,...N, la variación con la distancia x, de la concentración a nivel del suelo para x > x<sub>i</sub> (i =0, 1, 2,...N) puede obtenerse mediante:

$$C(x,0) = \frac{a \left[ Q_0 x^b + \sum_{i=1}^N (Q_i - Q_{i-1})(x - x_i)^b \right]}{\left( |A_1| k z_0^b u^* \right)} \quad (17)$$

Esta expresión es aplicable a la estimación de la concentración de contaminantes en aire a nivel del suelo.

Sustituyendo la ecuación (17) en la (9), se obtiene:

$$C(x, z) = \frac{a \left[ Q_0 x^b + \sum_{i=1}^N (Q_i - Q_{i-1})(x - x_i)^b \right]}{\left( |A_1| k z_0^b u^* \right)} \sum_{j=0}^6 A_j \left( \frac{z}{h} \right)^j \quad (18)$$

La ecuación (18) es la expresión general del modelo DAUMOD, que permite calcular la concentración de contaminantes en aire a distintas distancias x y a diferentes alturas z.

La concentración de fondo de contaminantes que pueden considerarse 'inertes' se estima mediante las expresiones (17) y (18), según corresponda. Las concentraciones de fondo de NO<sub>2</sub> en aire a nivel del suelo se obtienen a partir de las concentraciones de NO<sub>x</sub> estimadas por la ecuación (17) y la siguiente relación empírica entre la concentración de NO<sub>2</sub> y la de NO<sub>x</sub> para áreas urbanas (Derwent y Middleton, 1996; Dixon y colaboradores, 2001; CERC, 2003; Middleton y colaboradores, 2007):

$$[NO_2] = 2,166 \cdot [NO_x] (1,236 - 3,348 A + 1,933 A^2 - 0,326 A^3) \quad (19)$$

donde A = log<sub>10</sub> ([NO<sub>x</sub>]) y las concentraciones horarias [NO<sub>x</sub>] y [NO<sub>2</sub>] están expresadas en ppb.

En la aplicación del DAUMOD se requiere un viento constante y estacionario durante el período de cálculo de la concentración. Generalmente, este tiempo es una hora. Los cálculos se



efectúan a lo largo de los retículos sucesivos dispuestos en la dirección del viento desde un extremo al otro del área urbana. A partir de las aplicaciones de las ecuaciones (17) y (18), se ha observado que las concentraciones estimadas en cualquier receptor tienen su origen principalmente en las fuentes ubicadas en el retículo donde se encuentra el receptor. Este resultado se debe principalmente a que las distribuciones de las fuentes areales en las ciudades varían generalmente en forma gradual y suave, y las contribuciones de las fuentes areales localizadas en los retículos ubicados en la dirección contraria al viento disminuyen marcadamente con la distancia al receptor. Esta suposición es denominada la "hipótesis de la pluma estrecha", soporta el no considerar la dispersión turbulenta lateral y ha sido utilizada en otros modelos de dispersión atmosférica urbana (Gifford y Hanna, 1973; Arya, 1999).

El modelo DAUMOD fue evaluado comparando los valores calculados de la concentración de contaminantes en aire a nivel del suelo (expresión (17)), con datos de concentración medidos en Bremen (Alemania), Frankfurt (Alemania) y Nashville (EE.UU.) (Mazzeo y Venegas, 1991), y en Copenhague (Dinamarca) (Venegas y Mazzeo, 2002). La validación del DAUMOD en la Ciudad de Buenos Aires se presenta en Mazzeo y Venegas (2004) y Venegas y Mazzeo (2006a). Algunas aplicaciones de diferentes versiones del DAUMOD a las emisiones de la Ciudad de Buenos Aires han sido presentadas en diferentes trabajos (Mazzeo y Venegas, 2004, 2008, 2010; Mazzeo y colaboradores, 2010; Pineda Rojas y Venegas, 2008, 2009, 2010; Venegas y Mazzeo, 2005, 2006a, 2006b; Venegas y colaboradores, 2011).

Los resultados de la evaluación muestran que las estimaciones del DAUMOD de las concentraciones correspondientes a períodos cortos de promedio (horario y diario) son buenas y mejoran cuando el período de promedio es más extendido (meses y años).

### **Estimación de las concentraciones de NO<sub>2</sub> en aire en el AMBA**

Las concentraciones de fondo de NO<sub>2</sub> en aire a nivel del suelo en el Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA) se estimaron aplicando el modelo de dispersión atmosférica urbana (DAUMOD) a las emisiones de óxidos de nitrógeno provenientes de las fuentes areales localizadas en el AMBA.

#### **Emisiones de NO<sub>x</sub> a la atmósfera en el AMBA**

Los datos de emisiones de NO<sub>x</sub> a la atmósfera en el Área Metropolitana de Buenos Aires, provienen del inventario de emisiones de NO<sub>x</sub> desde fuentes areales ubicadas en el AMBA (Venegas y colaboradores, 2011). La resolución espacial de este inventario es 1km x 1km. Se evaluaron las emisiones de NO<sub>x</sub> debidas a las residencias, comercios y pequeñas industrias en cada retículo, considerado como fuente areal. La contribución de las emisiones vehiculares fue adicionada a esas emisiones y el total fue considerado como la emisión areal de cada retículo. La variación espacio-temporal de las emisiones está principalmente relacionada con la variación temporal del flujo de vehículos. En el Área Metropolitana de Buenos Aires se concentran aproximadamente el 43 % de los automóviles privados, el 60 % de los taxis, el 50 % de los colectivos urbanos e interurbanos y el 29 % del transporte de carga del país. Cinco parámetros vinculados al tránsito automotor fueron considerados: flujo, composición, velocidad de los vehículos, su antigüedad y distancia de viaje en cada grilla. Se tuvo en cuenta la siguiente composición de la flota vehicular en toda el área: a) autopistas: 89.7 % de automóviles de pasajeros y 10.3 % de colectivos y camiones, b) rutas, avenidas y calles principales: 95 % de automóviles de pasajeros y 5 % de colectivos y camiones, y c) calles: 99 % de automóviles de pasajeros y 1 % de colectivos y camiones. Los factores de emisión utilizados para fuentes móviles de emisión están basados en mediciones realizadas en Buenos Aires (Rideout y colaboradores, 2005) y en valores presentados por la Agencia Ambiental Europea (European Environment Agency, 2001). Típicamente, durante los días hábiles las horas de máximo flujo

vehicular ("horas pico") se encuentran comprendidas entre las 08:00 y 09:00 horas y entre las 19:00 y 21:00 horas. Otras fuentes de emisión incluidas en el inventario, son los aviones que aterrizan, se desplazan y despegan en el Aeroparque Jorge Newbery (ubicado en la Ciudad de Buenos Aires) y en el Aeropuerto Ministro Pistarini (localizado en el Partido de Ezeiza). Las emisiones generadas por esta actividad, fueron incorporadas en los retículos correspondientes, considerando la variación horaria del número de aterrizajes y despegues de aeronaves en cada aeropuerto. En la Figura 2 se presenta el aporte relativo porcentual de cada actividad (residencial, comercial, pequeñas industrias, aviones, vehículos) a la emisión anual de  $\text{NO}_x$  en el Área Metropolitana de Buenos Aires.

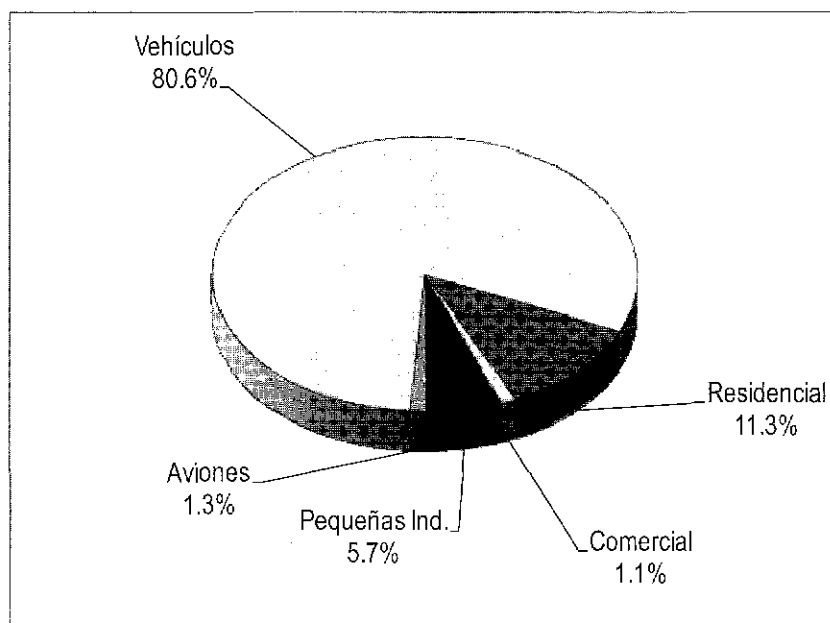
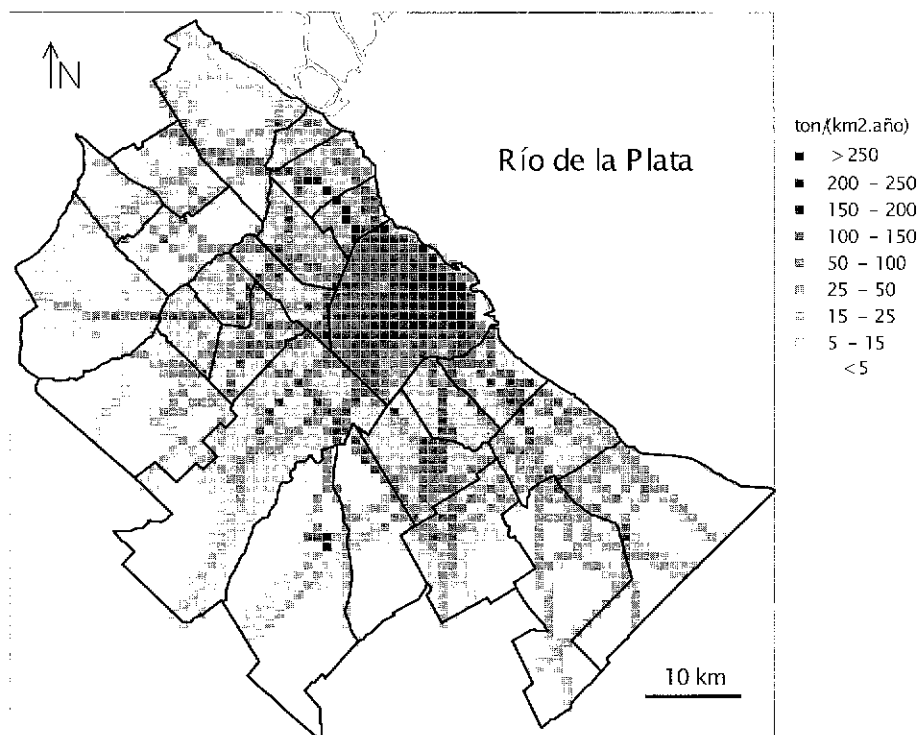


Figura 2. Aporte relativo porcentual de cada actividad (residencial, comercial, pequeñas industrias, aviones, vehículos) a la emisión anual de  $\text{NO}_x$  en el Área Metropolitana de Buenos Aires. (Vehículos: automóviles, taxis, buses y camiones)

A modo de ejemplo se incluye en la Figura 3 la distribución espacial de la intensidad de emisión anual de  $\text{NO}_x$  de las fuentes areales inventariadas en el AMBA utilizando un reticulado cuya resolución es 1km x 1km.



**Figura 3. Distribución espacial de la intensidad de emisión anual [tn/(km².año)] de NO<sub>x</sub> desde fuentes areales en el Área Metropolitana de Buenos Aires. Resolución espacial: 1km x 1km.**

#### Concentraciones de fondo estimadas de NO<sub>2</sub> en aire a nivel del suelo

Las concentraciones horarias de fondo de NO<sub>2</sub> en aire a nivel del suelo en el Área Metropolitana de Buenos Aires se estimaron aplicando el modelo DAUMOD, utilizando tres años de información meteorológica horaria registrada en las estaciones meteorológicas Aeroparque Aero y Ezeiza Aero del Servicio Meteorológico Nacional. Los mayores valores de la concentración de fondo de NO<sub>2</sub> en aire a nivel del suelo se obtuvieron en el micro-centro de la Ciudad de Buenos Aires y en las autopistas del Área Metropolitana de Buenos Aires. El máximo valor estimado de la concentración horaria de fondo de NO<sub>2</sub> fue 184 ppb en el micro-centro de la ciudad. Los valores estimados de la concentración horaria de fondo resultaron inferiores al estándar de calidad del aire cuyo valor es 200 ppb (Decreto 198/06 de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires y Resolución 242/97 de la Secretaría de Política Ambiental de la Provincia de Buenos Aires). Los mayores valores de la concentración horaria de fondo de NO<sub>2</sub> en aire a nivel del suelo se obtuvieron a las 20:00h, como resultado del alto flujo vehicular en esa “hora pico” vespertina y las condiciones de estabilidad atmosférica (atmósfera neutral o levemente estable). La distribución espacial de los valores medios de la concentración horaria de fondo de NO<sub>2</sub> para las 20:00h, obtenidos para los tres años de información utilizados, se presenta en la Figura 4.

La distribución espacial de la concentración media anual de concentraciones de fondo de NO<sub>2</sub> en aire en el Área Metropolitana de Buenos Aires se presenta en la Figura 5. Esta Figura muestra la marcada variación espacial de la concentración media anual en el área, verificándose valores relativamente altos cerca de las autopistas, en áreas con alta densidad de tránsito y en los alrededores de los aeropuertos. La máxima concentración media anual de fondo de NO<sub>2</sub> en la zona es 28 ppb en el micro-centro de la ciudad. Todos los valores estimados son inferiores a 53 ppb (estándar de calidad del aire establecido por el Decreto 198/06 de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires y Resolución 242/97 de la Secretaría de Política Ambiental de la Provincia de Buenos Aires).

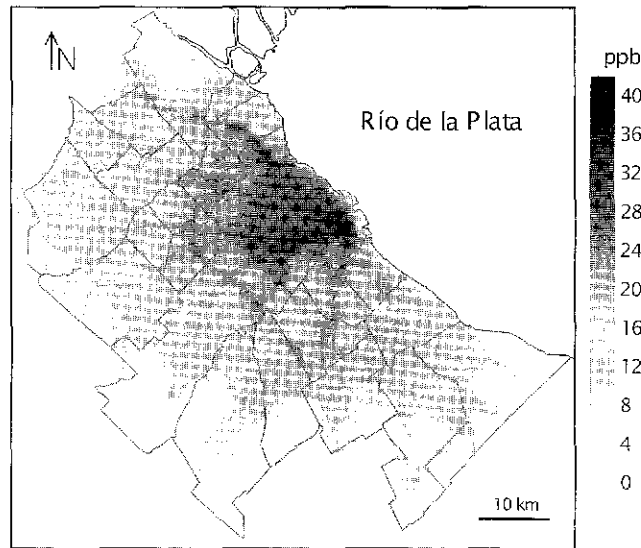


Figura 4. Valores horarios medios de la concentración de fondo de NO<sub>2</sub> en aire a nivel del suelo estimados para la "hora pico" vespertina (20:00h)

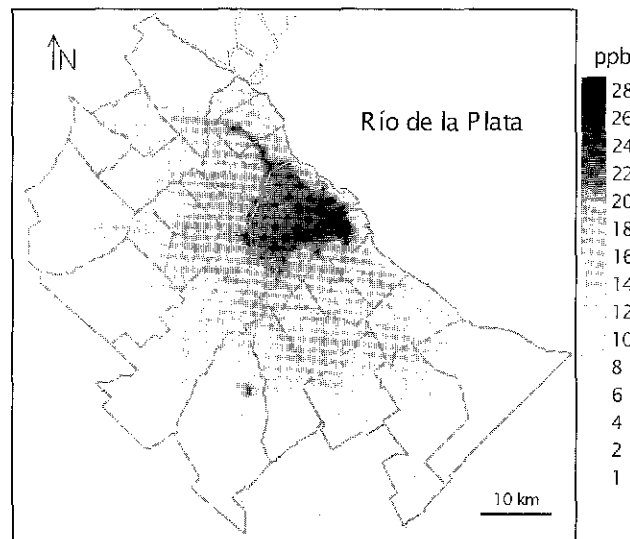


Figura 5. Distribución espacial de la concentración de fondo media anual de NO<sub>2</sub> en aire a nivel del suelo.

### Influencia del viento y de las emisiones de NO<sub>x</sub> en el Gran Buenos Aires sobre las concentraciones de NO<sub>2</sub> en aire, en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires

Para estudiar la influencia de la dirección del viento y de las emisiones de NO<sub>x</sub> en el entorno de la ciudad sobre la calidad del aire en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, se analizaron los valores horarios estimados para las 20:00h. Se seleccionó esta hora debido a que durante esta "hora pico" se presentaron los mayores valores de la concentración de fondo de NO<sub>2</sub> en la ciudad. Las concentraciones horarias de fondo de NO<sub>2</sub> estimadas por el DAUMOD para las 20:00h fueron mayores que 100 ppb en 48 km<sup>2</sup> de la ciudad. La distribución espacial del número de casos con valores horarios superiores a 100 ppb, obtenidos en los tres años, se presenta en la Figura 6. La mayor frecuencia de casos (N>12) ocurrió en 9 km<sup>2</sup> del macro-centro de la ciudad.



Figura 6. Distribución espacial del número casos de concentraciones horarias de NO<sub>2</sub> para las 20:00h, mayores que 100 ppb, en tres años.

El efecto del viento sobre la distribución espacial de las concentraciones horarias de fondo de NO<sub>2</sub> en aire en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires puede estudiarse mediante el análisis de los valores estimados por el modelo DAUMOD para 16 direcciones del viento (cada 22,5°), considerando las emisiones de NO<sub>x</sub> correspondientes a la "hora pico" vespertina (20:00h), condiciones de atmósfera neutral y velocidad del viento de 4m/s, que es la velocidad más probable para esa hora (Figura 7).

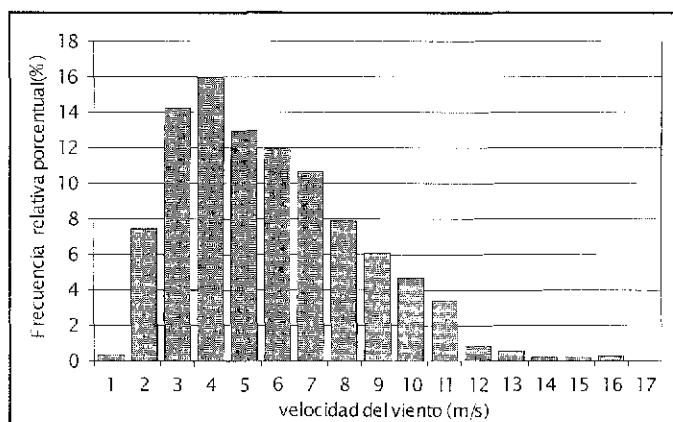


Figura 7. Distribución de frecuencia porcentual de velocidades del viento registradas en Aeroparque a las 20:00h

Las distribuciones espaciales de las concentraciones horarias de fondo de NO<sub>2</sub> en aire a nivel del suelo en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires correspondientes a las 20:00h, obtenidas para diferentes direcciones del viento se presentan en la Figura 8. Los resultados muestran que, cuando el viento proviene desde el Río de la Plata (N, NNE, NE, ENE, E, ESE, SE), los niveles de la concentración en diferentes lugares de la ciudad no siempre disminuyen. Cuando se presentan vientos provenientes del NNE, NE, ENE, E y ESE, los valores de las concentraciones obtenidas en zonas costeras son bajos y se incrementan suavemente con la distancia en la dirección del viento. En los casos en que el viento provenga de los sectores SE y SSE, los valores de la concentración en la ciudad son más elevados que en los casos anteriores.

Los mayores valores de concentración en la ciudad se presentan con vientos procedentes del W, WNW, NW y NNW. El viento del NW transporta, principalmente, aire contaminado por los contaminantes emitidos por los vehículos que circulan por la Autopista Palazzo, cuyo flujo medio de tránsito supera los 250.000 vehículos diarios.

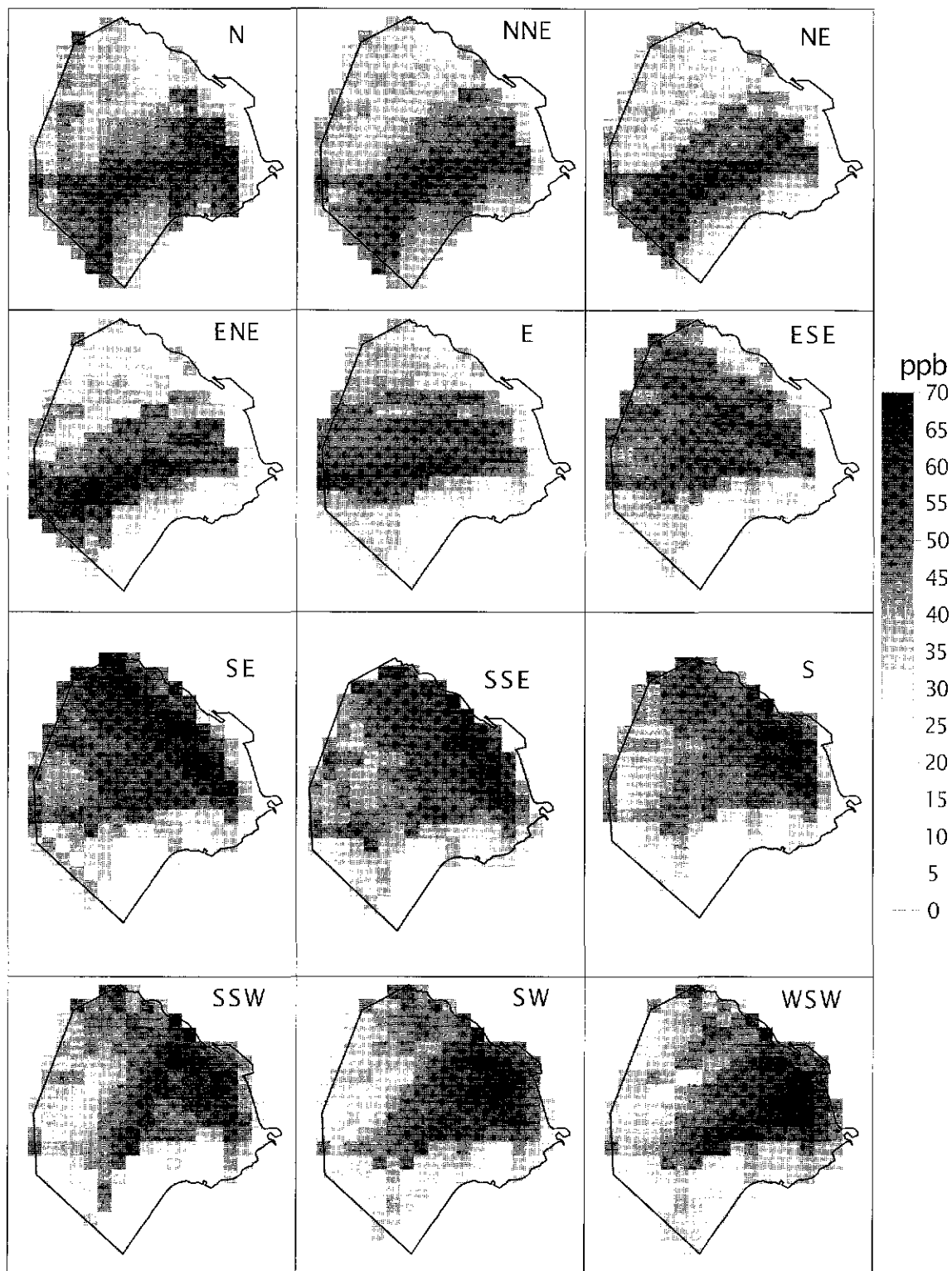
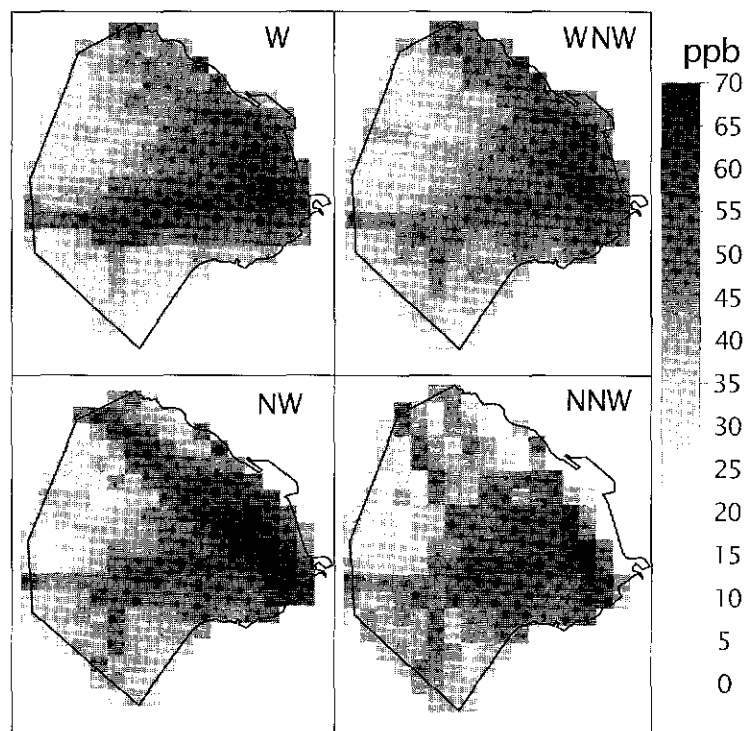
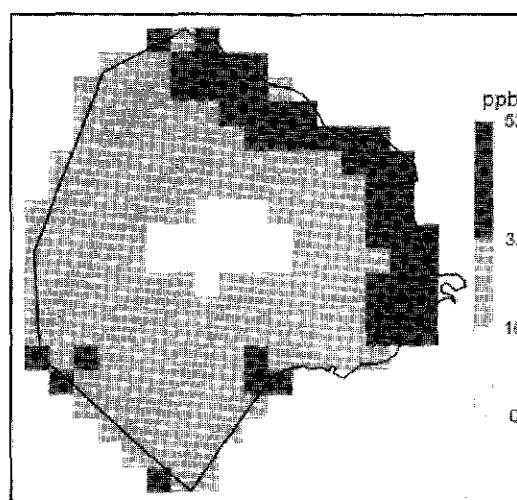


Figura 8. Concentraciones horarias de NO<sub>2</sub> estimadas para la "hora pico" vespertina (20:00h), condiciones de neutralidad atmosférica, velocidad del viento de 4m/s y la dirección del viento indicada en cada caso.



**Figura 8 (continuación).** Concentraciones horarias de NO<sub>2</sub> estimadas para la “hora pico” vespertina (20:00h), condiciones de neutralidad atmosférica, velocidad del viento de 4m/s y la dirección del viento indicada en cada caso.

Como se observa en la Figura 8, valores relativamente altos de concentración pueden presentarse en la zona céntrica de la ciudad para todas las direcciones del viento. En la Figura 9 se presenta la distribución espacial correspondiente a las 20:00h de la amplitud ( $C_{m\acute{a}x} - C_{m\acute{i}n}$ ) de los valores estimados de la concentración horaria de NO<sub>2</sub> en la ciudad. Esta Figura proporciona un esquema de la distribución espacial de la variabilidad de la concentración de fondo de NO<sub>2</sub> en aire a nivel del suelo en el área urbana influida por diferentes direcciones del viento.



**Figura 9.** Valores de la amplitud ( $C_{m\acute{a}x} - C_{m\acute{i}n}$ ) (ppb) de concentraciones horaria de NO<sub>2</sub> para las 20:00h, estimada considerando 16 direcciones del viento.

Las mayores amplitudes ( $> 32$  ppb) se presentan, principalmente, en la zona costera ( $41 \text{ km}^2$ ) y las menores ( $< 16$  ppb) en el centro geográfico de la ciudad ( $16 \text{ km}^2$ ). En el resto del área de la ciudad, las amplitudes de los valores de la concentración en las condiciones consideradas, se encuentran entre 16-32 ppb. El efecto de las relativamente altas concentraciones en la zona costera cuando el viento proviene del sector W-WNW contrasta con los valores menores que ocurren en los casos en que el viento procede del Río de la Plata (sector N-SE), verificándose altos valores de la amplitud. La mayor amplitud de los valores horarios de la concentración de  $\text{NO}_2$  resultó 53 ppb. Estos resultados permiten resaltar el marcado efecto que la dirección del viento (en conjunto con la heterogeneidad de la distribución espacial de las emisiones en el AMBA) tiene sobre la concentración de  $\text{NO}_2$  en la zona costera. Por otra parte, la variación de la dirección del viento tiene poca influencia en los valores de la concentración obtenidos en la zona central de la ciudad. En la zona central urbana los vientos procedentes de diferentes direcciones transportan  $\text{NO}_2$  emitido en el entorno de esta zona de relativamente bajas amplitudes.

Resultados que confirman lo obtenido mediante la aplicación del modelo DAUMOD pueden observarse en los valores registrados en las estaciones de monitoreo de la Agencia de Protección Ambiental del Gobierno de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires localizadas en La Boca (Avenida Brasil al 100) (Figura 10) y frente al Parque Centenario (Figura 11). Un análisis de estos valores se encuentra en Venegas y Mazzeo (2010a). La estación La Boca está ubicada en una zona costera y la estación Parque Centenario se encuentra en la zona central de la ciudad. En las Figuras 12 y 13 se presentan las rosas de contaminación media para el dióxido de nitrógeno observada y calculada por el modelo, correspondientes a estas dos estaciones, respectivamente.

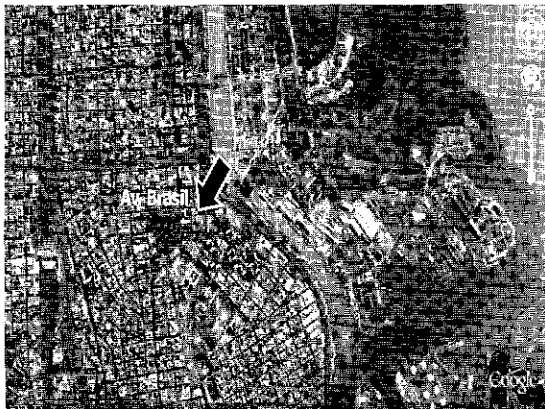


Figura 10. Ubicación de la estación de monitoreo La Boca (foto: Google Earth)



Figura 11. Estación de monitoreo Parque Centenario (foto: Google Earth)



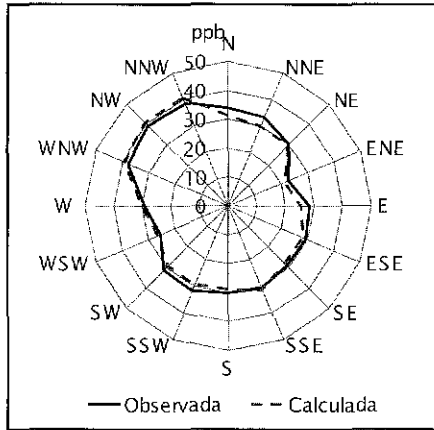


Figura 12. Rosa de contaminación media de NO<sub>2</sub>. Estación La Boca.

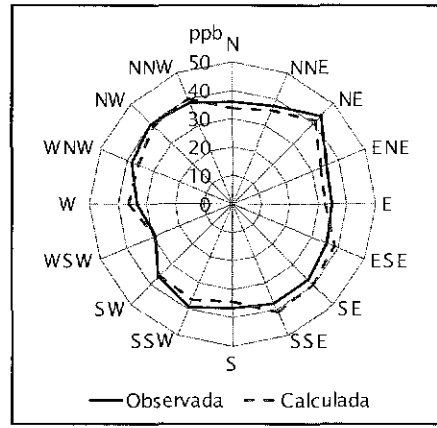


Figura 13. Rosa de contaminación media de NO<sub>2</sub>. Estación Parque Centenario.

En las Figuras 14 y 15 se incluyen los valores del t-Student obtenidos de la comparación entre las concentraciones medias calculada y estimada para cada dirección del viento, presentadas en las Figuras 12 y 13. En general, las rosas de viento calculadas por el modelo para ambos lugares no son significativamente diferentes de las observadas. En la Estación La Boca la concentración media estimada para la dirección norte puede considerarse diferente (al nivel de significancia del 5 %) de la observada y en la Estación Parque Centenario, el valor estimado y el observado para la dirección oeste son diferentes (al nivel de significancia del 5 %). Los valores medios calculados y observados para las otras direcciones del viento son estadísticamente iguales ya que esta semejanza no puede rechazarse (ni siquiera al nivel de significancia del 5 %).

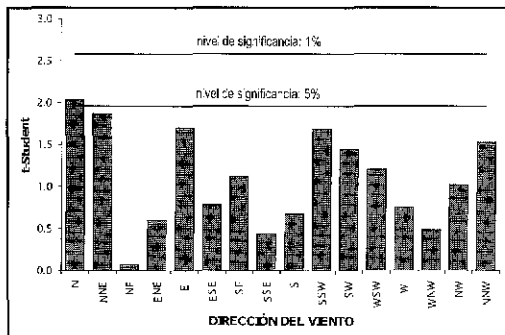


Figura 14. Valores de t-Student de la comparación entre los valores de las rosas de contaminación media de NO<sub>2</sub>. Estación La Boca.

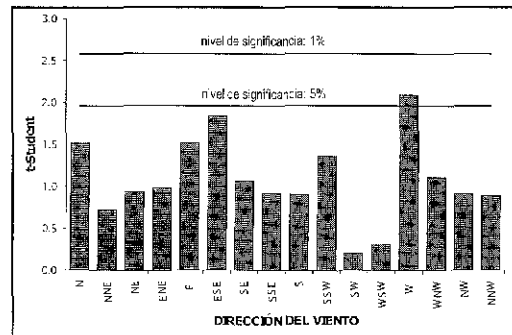


Figura 15. Valores de t-Student de la comparación entre los valores de las rosas de contaminación media de NO<sub>2</sub>. Estación Parque Centenario.

En la rosa de contaminación media obtenida utilizando las mediciones realizadas en la estación de monitoreo La Boca (Figura 12), se analizaron los valores medios de concentración de NO<sub>2</sub> correspondientes a los siguientes sectores NNE→ENE→SE (vientos desde el Río de la Plata) y SE→WSW→NNE (vientos procedentes del área urbana). El promedio de las concentraciones, para vientos procedentes del sector NNE→ENE→SE fue 29,2 ppb y para el sector SE→WSW→NNE fue 33,0 ppb. El valor medio de la concentración de NO<sub>2</sub> cuando el viento proviene del río (NNE→ENE→SE) resultó significativamente (al nivel de significancia del 1 %) menor que el que corresponde al sector de vientos provenientes de la ciudad

(SE→WSW→NNE). Estos resultados concuerdan cualitativamente con la relativamente alta amplitud de las concentraciones estimadas mediante del modelo DAUMOD (Figura 9).

Por otra parte, en el caso de los valores registrados en la estación Parque Centenario (Figura 13) ubicada en la zona central de la ciudad, inicialmente se dividió la circunferencia según la recta de dirección SSE-NNW en dos semicircunferencias que definen los sectores NNW→ENE→SSE y SSE→WSW→NNW. La concentración media de NO<sub>2</sub> en aire para los casos en que el viento provino del sector NNW→ENE→SSE fue 36,9 ppb y para vientos provenientes del sector SSE→WSW→NNW fue 35,9 ppb. Estos valores medios no son significativamente diferentes (al nivel de significancia del 1 %). Luego, se realizó una segunda división según la recta de dirección WSW-ENE con semicircunferencias que definen dos sectores ENE→SSE→WSW y WSW→NNW→ENE. La concentración media de NO<sub>2</sub> en aire para los casos en que el viento provino del sector ENE→SSE→WSW fue 36,3 ppb y para vientos provenientes del sector WSW→NNW→ENE fue 36,2 ppb. Estos valores medios tampoco resultaron significativamente diferentes (al nivel de significancia del 1 %). Estas comparaciones indicarían que, en esta estación de monitoreo las concentraciones de NO<sub>2</sub> en aire se encontrarían afectadas por aportes similares procedentes de las diferentes zonas circundantes, coincidentemente con las escasas amplitudes de las concentraciones estimadas por el DAUMOD para esta zona (Figura 9).

## Conclusiones

Se estimaron los valores horarios de la concentración de NO<sub>2</sub> en el Área Metropolitana de Buenos Aires, aplicando el modelo de dispersión atmosférica urbana DAUMOD a las emisiones de NO<sub>x</sub> en el Área Metropolitana de Buenos Aires, utilizando tres años de información meteorológica horaria. Los niveles más altos de la concentración horaria de NO<sub>2</sub> se presentaron en el micro-centro de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires y en los alrededores de las principales arterias de tránsito (autopistas y zonas de alta densidad vehicular). La mayor concentración de NO<sub>2</sub> resultó 184 ppb y se presentó en la "hora pico" vespertina (20:00h). Los valores estimados para esta hora superaron los 100 ppb en el 24 % del área de la ciudad.

La influencia de la dirección del viento y del NO<sub>x</sub> proveniente de las fuentes de emisión (vehículos, actividad residencial, actividad comercial, pequeñas industrias, aeropuerto internacional) de los partidos del Gran Buenos Aires sobre la calidad del aire en la Ciudad de Buenos Aires, se estudió mediante el análisis de la variación de la distribución espacial de las concentraciones de NO<sub>2</sub> en aire a nivel del suelo a las 20:00h, para diferentes direcciones del viento. Para vientos provenientes del NNE, NE, ENE, E y ESE, las concentraciones de NO<sub>2</sub> en aire a nivel del suelo en la zona costera son bajas y aumentan suavemente con la distancia en la dirección del viento. Por otra parte, valores más altos de concentración se presentaron con vientos procedentes del sector W-NNW. Aire "contaminado" es transportado hacia la ciudad desde la autopista Palazzo ubicada al NW de la ciudad.

En el centro geográfico de la ciudad, las concentraciones horarias de NO<sub>2</sub> en aire a nivel del suelo durante la "hora pico" vespertina mostraron variaciones pequeñas para diferentes direcciones del viento. Las mayores variaciones de estas concentraciones se encuentran en la zona costera, donde el rango de los valores estimados de las concentraciones horarias de NO<sub>2</sub> supera los 32 ppb, pudiendo llegar a 53 ppb. Esto es el resultado del contraste entre el aire "limpio" procedente del Río de la Plata y el aire "contaminado" con las emisiones generadas por la ciudad. Los resultados del análisis de las rosas de contaminación media obtenidas para las estaciones de monitoreo ubicadas en las zonas costera y central de la ciudad, coinciden cualitativamente con la distribución espacial de las amplitudes de las concentraciones estimadas por el modelo DAUMOD.

## **Agradecimientos**

Los autores agradecen el apoyo del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Proyecto CONICET PIP-0304 y al Servicio Meteorológico Nacional por la información meteorológica utilizada.

## Referencias

- ARKOULI, M.; ULKE, A. G.; ENDLICHER, W.; BAUMBACH, G.; SCHULTZ, E.; VOGT, U.; MÜLLER, M.; DAWIDOWSKI, L.; FAGGI, A.; WOLF-BENNING, U.; SCHEFFKNECHT, G. (2010). *Distribution and temporal behaviour of particulate matter over the urban area of Buenos Aires*. Atmospheric Pollution Research 1, 1-8.
- ARYA, S. P. (1999). *Air Pollution Meteorology*. Oxford University Press. New York.
- BENARIE, M. M. (1980). *Urban Air Pollution Modelling*, The MacMillan Press, Ltd.
- BERKOWICZ, R. (2000). *A simple model for urban background pollution*. Environmental Monitoring and Assessment 65, 259-267.
- BOCCA, B.; CAIMI, S.; SMICHOWSKI, P.; GÓMEZ, D.; CAIROLI, S. (2006) *Monitoring Pt and Rh in urban aerosols from Buenos Aires, Argentina*. The Science of the Total Environment 358, 255-264.
- BOGO, H.; NEGRI, R. M.; SAN ROMÁN, E. (1999). *Continuous measurement of gaseous pollutants in Buenos Aires City*. Atmospheric Environment 33, 2587-2598.
- BOGO, H.; GÓMEZ, D. R.; REICH, S. L.; NEGRI, R. M.; SAN ROMÁN, E. (2001). *Traffic pollution in downtown of Buenos Aires City*. Atmospheric Environment 35, 1717-1727.
- BOGO, H.; OTERO, M.; CASTRO, P.; OZAFRÁN, M. J., KREINER, A.; CALVO, E. J.; NEGRI, R. M. (2003). *Study of atmospheric particulate matter in Buenos Aires City*. Atmospheric Environment 37, 1135-1147.
- CARRUTHERS, D. J.; HOLROYD, R. J.; HUNT, J. C. R., WENG, W. S; ROBINS, A. G.; ASHLEY, D. D.; THOMPSON, D. J.; SMITH, F. B. (1994). *UK-ADMS: a new approach to modelling dispersion in the earth's boundary layer*. Journal of Wind Engineering 52, 139-153.
- CERC, (2003). *ADMS-Urban. An Urban Air Quality Management System. User Guide. Version 2.0*. Cambridge Environmental Research Consultants Ltd., Cambridge.
- CIMORELLI, A. J.; PERRY, S. G.; VENKATRAM, A.; WEIL, J. C.; PAINE, R. J.; WILSON, R. B.; LEE, R. F.; PETERS, W. D.; BRODE, R. W. (2005). *AERMOD: A dispersion model for industrial source applications Part I: General model formulation and boundary layer characterization*. Journal of Applied Meteorology 44, 682-693.
- DERWENT, R. G; MIDDLETON, D. R. (1996). *An empirical function for the ratio NO<sub>2</sub>:NO<sub>x</sub>*. Clean Air 26, 57-62.
- DIXON, J.; MIDDLETON, D. R.; DERWENT, R. G. (2001). *Sensitivity of nitrogen dioxide concentrations to oxides of nitrogen controls in the United Kingdom*. Atmospheric Environment 35, 3715-3728.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2001). *Joint EMEP/CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook*. Third Edition, Copenhagen.

FAGUNDEZ, L. A.; FERNÁNDEZ, V. L.; MARINO, T. H.; MARTÍN, I.; PERSANO, D. A.; RIVAROLA Y BENÍTEZ M.; SADAŃIOWSKI I.V.; CODNIA J.; ZALTS A. (2001). *Preliminary air pollution monitoring in San Miguel, Buenos Aires*. Environmental Monitoring and Assessment 71, 61-70.

GIFFORD, F. A.; HANNA, S. R. (1973). *Modelling urban air pollution*. Atmospheric Environment, 7, 131-136.

GRYNING, S. E.; FOOTSLONG, A. A. M.; IRWIN, J. S.; SIVERTSEN, B. (1987). *Applied dispersion modelling based on meteorological scaling parameters*. Atmospheric Environment 21, 79-89.

Hanna, S.; Britter, R.; Franzese, P. (2002). *Simple screening models for urban dispersion*. Proceedings of the 8th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Sofia, Bulgaria, October 2002.

INDEC. (2010). *Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2010: total del país, resultados provisionales*. 1a Edición. Buenos Aires. Instituto Nacional de Estadística y Censos.

JICA-SAYDS (2002). *Estudio o línea de base de concentración de gases contaminantes en atmósfera en el área de Dock Sud en Argentina*. Agencia de Cooperación Internacional del Japón en Argentina-Sec. de Desarrollo Sustentable y Política Ambiental. Informe Final.

KARPPINEN, A.; KUKKONEN, J.; ELOLÄHDE, T.; KONTTINEN, M.; KOSKENTALO, T.; RANTAKRANS, E. (2000). *A modelling system for predicting urban air pollution: model description and applications in the Helsinki metropolitan area*. Atmospheric Environment 34, 3723-3733

MAZZEO, N. A.; VENEGAS, L. E. (1991). *Air pollution model for an urban area*. Atmospheric Research 26, 165-179.

MAZZEO, N. A.; VENEGAS, L. E. (2002). *Estimation of cumulative frequency distribution for carbon monoxide concentration from wind-speed data in Buenos Aires (Argentina)*. Water, Air and Soil Pollution: Focus 2, 419-432.

MAZZEO, N. A.; VENEGAS, L. E. (2004). *Some aspects of air pollution in Buenos Aires City (Argentina)*. International Journal of Environment & Pollution 22(4), 365-378.

MAZZEO, N. A.; VENEGAS, L. E. (2008). *Design of an air quality surveillance system for Buenos Aires city integrated by a NO<sub>x</sub> monitoring network and atmospheric dispersion models*. Environmental Modelling & Assessment 13, 349-356.

MAZZEO, N. A.; VENEGAS, L. E. (2010). Chapter 2: *Development and application of a methodology for designing a multi-objective and multi-pollutant air quality monitoring network for urban areas*. En: *Air Quality*. A. Kumar (Ed.), (23-47), Sciyo, Rijeka, Croatia. www.sciyo.com

MAZZEO, N. A., VENEGAS, L. E.; CHOREN, H. (2005). *Analysis of NO, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> and NO<sub>x</sub> concentrations measured at a green area of Buenos Aires City during wintertime*. Atmospheric Environment 39, 3055-3068.

MIDDLETON, D. R.; SOKHI, R. S.; FISHER, B. E. A. (2007). *Simple curves for estimating nitrogen dioxide in industrial plumes*. En: Sokhi, R.S. and Neophytou, M. (eds), 6<sup>th</sup> Int. Conference on Urban Air Quality, Univ. of Hertfordshire, UK.

MORRIS, R. E.; MYERS, T. C. (1990). *User's Guide to the Urban Airshed Model*, Vol. I-V. U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC.

PASQUILL, F.; SMITH, F. B. (1983). *Atmospheric Diffusion*. John Wiley & Sons, New York.

PINEDA ROJAS, A. L.; VENEGAS, L. E. (2008). *Dry and wet deposition of nitrogen emitted in Buenos Aires city to waters of de la Plata River*. Water, Air and Soil Pollution, 193, 175-188.

PINEDA ROJAS, A. L.; VENEGAS, L. E. (2009). *Atmospheric deposition of nitrogen emitted in the Metropolitan Area of Buenos Aires to coastal waters of de La Plata River*. Atmospheric Environment 43, 1339-1348.

PINEDA ROJAS, A. L.; VENEGAS, L. E. (2010). *Interannual variability of estimated monthly nitrogen deposition to coastal waters due to variations of atmospheric variables model input*. Atmospheric Research 96, 88-102.

RAGLAND, K. W. (1973). *Multiple box model for dispersion of air pollutants from area sources*. Atmospheric Environment 7, 1007-1032.

RIDEOUT, G.; GOURLEY, D; WALKER, J. (2005). *Measurement of in service vehicle emissions in Sao Paulo, Santiago and Buenos Aires*. ARPEL Environmental Report #25. Ottawa. ESAA. Canada.

SCIRE, J. S., STRIMAITIS, D. G.; YAMARTINO, R. J. (1999). *A User's Guide for the CALPUFF Dispersion Model*. Tech. Rep. Earth Tech. Inc., Concord, MA, 521pp.

SHARMA, V. (1976). *An area-source model for urban air pollution applications*. Atmospheric Environment 10, 1027-1032.

U.S.EPA. (1995). *User's Guide for the Industrial Source Complex (ISC3) Dispersion Models*. Volume II. Description of Model Algorithms. EPA-454/B-95-003b.

U.S.EPA. (2004). *User's Guide for the AMS/EPA Regulatory Model-AERMOD*, EPA-454/B-03-001. United States Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC.

VENEGAS, L. E.; MAZZEO, N. A. (2000). *Carbon monoxide concentrations in a street canyon at Buenos Aires City (Argentina)*. Environmental Monitoring & Assessment 65, 417-424.

VENEGAS, L. E.; MAZZEO, N. A. (2002). *An evaluation of DAUMOD model in estimating urban background concentrations*. Water, Air & Soil Pollution: Focus 2, 433-443.

VENEGAS, L. E.; MAZZEO, N. A. (2003). *Air quality in an area of Buenos Aires City (Argentina)*. Proceedings of the III Congresso Interamericano de Qualidade do Ar, Canoas, Brasil, July 2003.

VENEGAS, L. E.; MAZZEO, N. A. (2005). *Application of atmospheric dispersion models to evaluate population exposure to NO<sub>2</sub> concentration in Buenos Aires*. International Journal of Environment and Pollution 25, 224-238

- VENEGAS, L. E.; MAZZEO, N. A. (2006a). *Modelling of urban background pollution in Buenos Aires City (Argentina)*. *Environmental Modelling & Software* 21, 577-586.
- VENEGAS, L. E.; MAZZEO, N. A. (2006b). *Air Quality Monitoring Network Design to Control PM<sub>10</sub> in Buenos Aires*. *International Journal of Latin American Applied Research* 36, 241-247.
- VENEGAS, L. E.; MAZZEO, N. A. (2010a). *Air quality at different sites in the city of Buenos Aires*. Proceedings of the A&WMA International Specialty Conference. Leapfrogging Opportunities for Air Quality Improvement, Xi'an, China, May 2010, 175-180.
- VENEGAS, L. E.; MAZZEO, N. A. (2010b). "An ambient air quality monitoring network for Buenos Aires city". *International Journal of Environment and Pollution*, 40, 184-194.
- VENEGAS, L. E.; MAZZEO, N. A.; PINEDA ROJAS, A. L. (2011). *Evaluation of an emission inventory and air pollution in the Metropolitan Area of Buenos Aires*. En: *Air Quality Book I*. In Tech Pub. (en prensa).
- WIERINGA, J. A. (1980). *Revaluation of the Kansas mast influence on measurements of stress*