



## **ESTUDIO DE CALIDAD DEL AIRE EN CANTERAS A CIELO ABIERTO EN GENERAL ROCA, ARGENTINA**

*Paula Andrea Paez<sup>1</sup>*  
*Marisa Gloria Cogliati<sup>2</sup>*  
*Raúl Alberto Giacosa<sup>3</sup>*

(Manuscrito recibido el 25 de abril de 2017, en versión final 06 de 10 de 2017)

### **Para citar este documento**

Paez, P.A., Cogliati, M.G., Giacosa, R.A.. (2017). Estudio de calidad del aire en canteras a cielo abierto en General Roca, Argentina. *Boletín geográfico*, 39, 53-71.

### **Resumen**

El presente trabajo tiene como objetivo proponer una metodología de estudio para evaluar calidad de aire en una actividad minera a partir del estudio de confiabilidad y análisis de los datos meteorológicos, topográficos y de emisiones, que se ingresan al modelo de dispersión. La metodología se aplicó a las emisiones de material particulado con tamaño menor a 10  $\mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{10}$ ) generadas a partir de la explotación en canteras de yeso, cercanas a General Roca (Argentina); para luego evaluar su dispersión y su posible afectación a la salud humana y/o al ambiente. Se analizó las variaciones estacionales de la dispersión y se utilizó el modelo gaussiano de dispersión AERMOD. Del estudio se concluye que la dispersión de  $\text{PM}_{10}$  en las condiciones atmosféricas y de emisión para el período considerado no presentó concentraciones en áreas urbanas cercanas a las zonas de canteras que excedan el límite legal. Del análisis de las variaciones estacionales de la dispersión se observó cambios en la extensión de la pluma y en la concentración máxima horaria, especialmente en el otoño e invierno. Los resultados de la modelación (valores de concentración máxima horaria) se compararon con datos de concentración de

---

<sup>1</sup> Universidad Nacional de Río Negro, Ingeniería en Biotecnología e Ingeniería en Alimentos, Sede Alto Valle y Valle Medio, email: [ppaez@unrn.edu.ar](mailto:ppaez@unrn.edu.ar)

<sup>2</sup> Universidad Nacional del Comahue, Facultad de Ciencias del Ambiente,  
Email: [marisa.cogliati@fahu.uncoma.edu.ar](mailto:marisa.cogliati@fahu.uncoma.edu.ar)

<sup>3</sup> Universidad Nacional de Río Negro, Licenciatura en Geología, Sede Alto Valle y Valle Medio.

aerosoles, obtenidos mediante sensores remotos; resultando un ajuste con coeficiente de determinación  $R^2 \sim 0,7$ . La metodología de trabajo propuesta se puede incorporar como herramienta de control en organismos gubernamentales, para la evaluación y gestión de la calidad del aire de modo de prevención de escenarios no satisfactorios.

**Palabras clave:** Minería a cielo abierto, AERMOD, calidad de aire, material particulado

## **AIR QUALITY STUDY IN OPEN-PIT QUARRIES IN GENERAL ROCA, ARGENTINA**

### **Abstract**

This research have the objective propose a study methodology to evaluate air quality in a mining activity based on the confiability and analysis of meteorological, topographic and emission data, which are entered into the dispersion model. The methodology was applied to the emissions the particulate material with a size smaller than  $10 \mu\text{m}$  (PM10) generated from the operation of open pit quarries, near General Roca town (Argentina); and then evaluates their dispersion and possible impact on human health and / or the environment. The seasonal variations of the dispersion were analyzed and the Gaussian dispersion model used is AERMOD. The results showed that PM10 dispersion in different atmospheric conditions and emissions in 2010, don't influence urban areas near quarries and don't that exceed the legal limit. From the analysis of the seasonal variations of the dispersion changes were observed in the extension of the plume and in the maximum hourly concentration, especially in the autumn and winter seasons. The results of the modeling (maximum hourly concentration values) were compared with aerosol concentration data, obtained by remote sensors; Resulting in a determination coefficient ( $R^2 \sim 0.7$ ). The proposed work methodology can be incorporated as a control tool in government agencies for the evaluation and management of air quality so as to prevent unsatisfactory scenarios.

**Keywords:** Open-pit mining, AERMOD, Air quality, particulate matter

### **Introducción**

La extracción y tratamiento de minerales de las minas de superficie y canteras producen emisiones significativas como resultado de actividades, tales como voladura, transporte por carreteras sin pavimentar, carga primaria, trituración y almacenamiento. Emisiones de polvo fugitivo no controladas pueden producir impactos sobre el medio ambiente, la salud humana, la seguridad y productividad de una mina; cuestiones que afectan tanto al personal que trabaja en el sitio como a la comunidad en general (Silvester, Lowdnes, Hargreaves, 2009).

En Argentina, en los últimos años se ha incrementado la explotación minera a cielo abierto, la cual produce emisiones atmosféricas significativas por las actividades de extracción y tratamiento (Silvester y otros 2009), generando reclamos de municipios y habitantes de los centros urbanos afectados. Ejemplo de ellos son los emprendimientos mineros de Andalgalá, Huatrin, Saujil (Provincia de Catamarca); Abra Pampa de Jujuy, Alumbreira de San Juan, Chos Malal, Esquel, Calcatreu (Jacobacci, Río Negro) (Herrero J. 2007).

Para el estudio de la contaminación atmosférica se hace necesario disponer de estimaciones confiables de las concentraciones del contaminante en los receptores, sin embargo, a raíz de los costos asociados y dificultades técnicas de diversa índole, las mediciones de campo suelen ser inviables o escasas (Abril y Diez 2012). Por este motivo, se utiliza cada vez más la tecnología de simulación para dar alertas de potenciales problemas de emisiones, además de proporcionar una base para las aplicaciones de planificaciones futuras (Silvester y otros 2009).

El modelo de simulación utilizado en el trabajo, es la versión AERMOD View del modelo de dispersión Gaussiano de contaminantes. El mismo calcula la dispersión basada en la estructura de turbulencia de la capa límite planetaria, incluyendo el análisis de terrenos simples o complejos y fuentes elevadas. Es aplicable tanto a áreas rurales como urbanas, y permite la incorporación de múltiples fuentes, tanto puntuales, como de área o volumen (Allende y Puliafito 2009).

La dispersión de los contaminantes atmosféricos para canteras y minas a cielo abierto utilizando el simulador AERMOD fue evaluada por diversos autores.

Tartakovsky y otros (2013), calcularon las emisiones de partículas en una cantera ubicada en un terreno montañoso utilizando dos modelos de dispersión atmosférica: AERMOD y California Puff Model (CALPUFF). Determinaron la sensibilidad de la modelación; comparando los resultados de los modelos entre sí, y con mediciones de material particulado suspendido (Total Suspended Particulates (TSP)), encontrando correlaciones medias entre 0.76 y 0.80.

Neshuku (2012) evaluó el rendimiento de los modelos de dispersión AERMOD y Atmospheric Dispersion Modelling System (ADMS) para  $PM_{10}$  generado por una mina a cielo abierto de uranio en Namibia. Los resultados mostraron que el ajuste entre los datos fue superior en ADMS.

Huertas y otros (2011), estudiaron la dispersión de TSP y  $PM_{10}$  en minas en producción, en el período 2008 – 2009, utilizando los modelos Industrial Source Complex (ISC3) y AERMOD. Los resultados se compararon con observaciones en una red de monitoreo de calidad del aire, obteniendo coeficientes de determinación superiores a 0.73.

En Argentina el estudio de la problemática de la contaminación atmosférica se centra en el modelado de la dispersión y monitoreo de los contaminantes en áreas industriales o urbanas, y en el estudio de los contaminantes generados por las emisiones vehiculares y su dispersión (Puliafito y otros 2009, Abril y Diez 2012, González y Cogliati 2016).

Abril y Diez (2012) estimaron el impacto de distintas fuentes de emisión de material particulado  $PM_{10}$  en dos plantas productoras de cemento en zonas próximas a la ciudad de Córdoba utilizando el modelo ISC3 del US EPA.

Puliafito y otros (2009) presentaron un estudio en el Polo Petroquímico de Bahía Blanca. Los resultados indicaron que la calidad del aire en la zona de estudio fue afectada en ciertas oportunidades por emisiones de óxidos de nitrógeno y PM.

González y Cogliati (2016) estudiaron las emisiones vehiculares en una zona de producción frutícola en un área entre las ciudades de Neuquén y Centenario.

El presente trabajo tiene como objetivo estimar las emisiones de material particulado  $PM_{10}$  generadas a partir de la actividad minera en canteras de yeso, cercanas a General Roca; para luego evaluar su dispersión y su posible afectación a la salud humana, al desarrollo de otras actividades industriales y/o al ambiente del norte de la ciudad. Del estudio se concluye que la dispersión de  $PM_{10}$  en las condiciones atmosféricas y de emisión para el período considerado no presentó concentraciones en áreas urbanas cercanas a las zonas de canteras que excedan el límite legal.

### **Área de estudio**

El área de estudio incluye dos canteras que efectúan la explotación de yeso; ubicadas en la provincia de Río Negro, Argentina y los centros urbanos cercanos a las mismas. La cantera Don Eugenio (CDE), se ubica en  $38^{\circ} 53' S$  y  $67^{\circ} 41' W$  y la cantera Lucía (CL) ubicada a los  $38^{\circ}50' S$  y  $67^{\circ}44' W$ . La Figura 1 muestra la ubicación geográfica de las canteras CL y CDE, la distancia entre las fuentes de emisión (canteras) y los principales centros urbanos aledaños a las mismas.

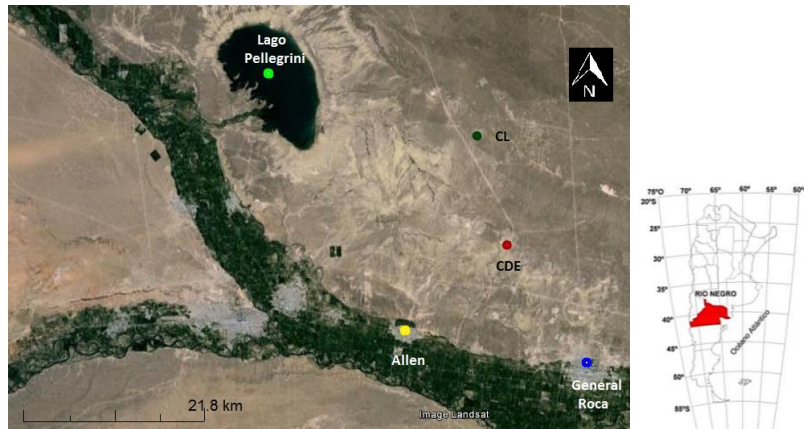
Angelelli y otros (1976) dieron cuenta del destacado lugar que ocupaba la región Patagonia - Comahue con relación a la explotación nacional de sulfato de calcio bihidratado, con un 35.0 % de aporte a la producción nacional, desde la provincia de Río Negro.

La zona Norte de la Patagonia, está caracterizada por un único elemento meteorológico, el viento (Prohaska, 1976). La temperatura máxima media mensual de los meses más cálidos, en las zonas ubicadas al norte del río Negro supera los  $30.0^{\circ}C$ . La temperatura mínima anual es entre  $-10.0^{\circ} C$  y  $-15.0^{\circ}C$ . La diferencia entre las temperaturas máximas del mes más cálido y mínima del mes más frío es mayor a  $30.0^{\circ} C$  (Prohaska 1976), dando características climáticas de un sistema árido y ventoso que propician la suspensión de partículas en el aire.

### **Metodología y datos**

Los modelos de dispersión permiten interpretar y predecir las concentraciones de contaminantes causadas por las emisiones y evaluar el impacto de las plumas bajo diferentes condiciones meteorológicas: factores relacionados con la temperatura, velocidad del viento, estabilidad atmosférica y topografía (Reed, 2005).

El modelo Gaussiano fue desarrollado a partir de investigaciones de Turner (1970) y Pasquill (1974) para emisiones continuas y sin variación en el tiempo. El modelo supone conservación de la masa de contaminante durante el transporte, condiciones meteorológicas constantes, distribución gaussiana vertical y lateral de la concentración en la pluma (Beychok 1979, Abril y Diez 2012).



**Figura 1** – a) Ubicación geográfica de la Provincia de Río Negro. b) Localización geográfica de canteras CL y CDE y principales áreas urbanas cercanas: General Roca – Allen, Río Negro, Argentina

AERMOD es un modelo de dispersión que asume un comportamiento Gaussiano de la concentración de los contaminantes, en estado estacionario, considerando diferentes situaciones respecto al estudio de la capa límite para los cálculos de concentración (Caputo, Giménez & Schlamp, 2003):

1) En la capa límite estable (Stable Boundary Layer (SBL)), AERMOD, estima la concentración como una distribución gaussiana tanto en la vertical como en la horizontal (Weil 1988, Cimorelli et al., 2005).

2) En la capa límite convectiva (Convective Boundary Layer (CBL)), AERMOD considera la distribución horizontal como gaussiana, y la distribución vertical se describe con una función de densidad de probabilidad bi-Gaussiana. Este comportamiento de las distribuciones de concentración en el CBL fue planteado por Willis & Deardorff (1981) y Briggs (1993).

4) AERMOD calcula la concentración para las pluma que penetran en una capa estable elevada con reingreso a la capa límite (Cimorelli et al., 2005) Para las fuentes directas como indirectas (Weil, Corio & Brower 1997).

El modelo de dispersión consta de un programa principal (AERMOD) y dos módulos pre-procesadores (AERMET y AERMAP). El módulo AERMET calcula los parámetros meteorológicos de la capa límite necesarios para aplicar en las ecuaciones (1) a (4) (Cimorelli y otros 2004). A partir de la información topográfica

del terreno y datos de uso del suelo, el módulo AERMAP calcula la altura de efectiva de descarga del terreno  $h_c$  (m) en los receptores propuestos. De las emisiones estimadas para la actividad minera, se pondera la dispersión calculando las concentraciones máximas en el tiempo y su distribución espacial.

La información utilizada en este estudio consistió en datos horarios provenientes de la estación meteorológica del Aeropuerto de la ciudad de Neuquén, (ID 87715 Neuquén Aero, SAZN), obtenidos del Servicio Meteorológico Nacional en el período comprendido entre el 01/01/2010 00:00 HL (Hora Local) y el 31/12/2010 a las 23:59 HL. La estación meteorológica seleccionada dispone de datos de radiosondeos, y si bien se encuentra ubicada a 50 km del emprendimiento, es la única disponible en el área. La información horaria de datos de cobertura y altura de techo de nubes se obtuvo del sitio web OGIMET<sup>4</sup> para el mismo período de tiempo.

Se seleccionó el año 2010 ya que contaba con la serie horaria más completa con disponibilidad de datos mayor al 95.0% y con ausencia de datos atípicos (Huertas, Camacho & Huertas, 2012) Debido a la escasez de datos de radiosondeos la altura de mezcla y la altura de capa de mezcla convectiva, se estimó mediante AERMOD View.

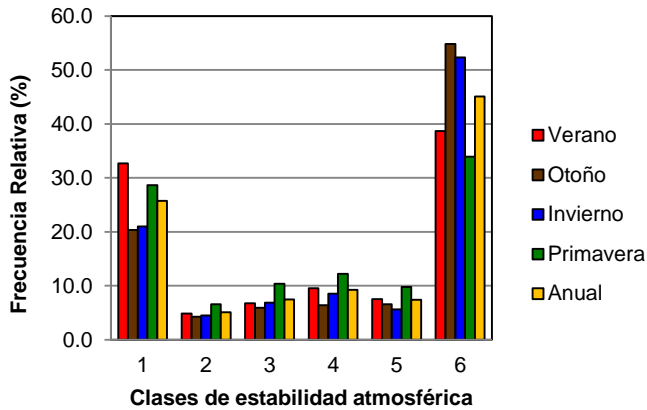
La estabilidad atmosférica se calculó utilizando el módulo AERMET a través del parámetro longitud de Monin-Obuvhov (L)).

En el año 2010 en el período nocturno (de las 22:00 HL a las 08:00 HL) presentó una condición atmosférica ESTABLE, mientras que para el período diurno (de las 09:00 HL a las 21:00 HL) se presentó una condición atmosférica inestable. La distribución de frecuencias medias anuales de estabilidad atmosférica se asoció a clases de Turner (1970), (ver Figura 2). En verano se presentó el máximo de casos de inestabilidad con 32.7%; la mayor frecuencia de casos neutros (12.2%) se observó en primavera y la mayor cantidad de casos estable o ligeramente estable en otoño e invierno, con 61.4% y 58.0% respectivamente (Figura 2). Para caracterizar la condición atmosférica se utilizó el Potencial de contaminación atmosférico (Venegas & Mazzeo 1999, Gassmann & Mazzeo 2000) que relaciona el espesor de la capa límite atmosférica (PBL) y el viento transporte (Gassmann & Mazzeo 2000).

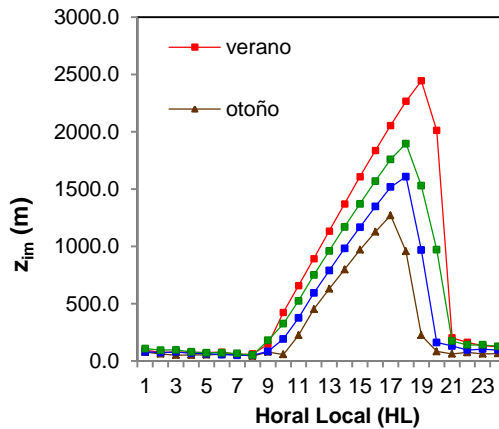
En la Figura 3 se muestran los valores medios horarios del parámetro altura de mezcla,  $z_{im}$  calculada por el programa AERMET para las estaciones del año. Las estaciones más frías (invierno, otoño) presentaron los valores de alturas de mezcla menor a 1500 m en promedio. Así mismo Gassmann y Mazzeo (2000) estimaron el viento transporte medio en la capa límite para Neuquén (SAZN) entre 1972 y 1982; con los menores valores en invierno y otoño (8.8 m/s y 6.9 m/s respectivamente). Para el análisis topográfico se utilizaron los datos orográficos Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) del USGS (United States Geological Survey), con una resolución espacial de 90 m, ( $\pm 20$  m horizontal y  $\pm 16$  m vertical) (Palese, Gardiol, & Lassig, 2009). El modelo de elevación digital (DEM) (Figura 4) fue procesado mediante el módulo AERMAP.

---

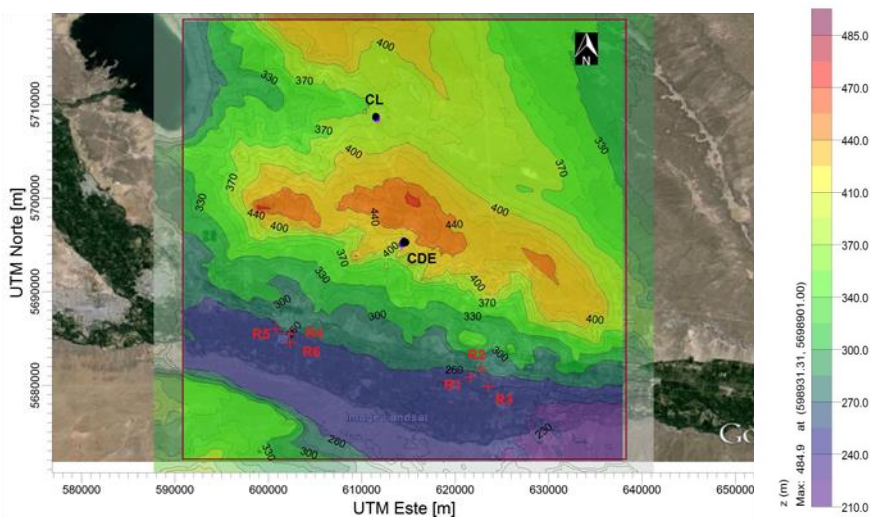
<sup>4</sup> <http://www.ogimet.com/synops.phtml>



**Figura 2**– Distribución de frecuencia relativa estacional y anual (%) de estabilidad atmosférica para 2010. Clases de estabilidad,: 1 Extremadamente inestable – 2: Moderadamente inestable – 3: Ligeramente inestable – 4 Neutra – 5 Ligeramente estable -6 Moderadamente estable (Turner, 1970).



**Figura 3** – Distribución estacional de la altura de la capa de mezcla ( $z_{im}$  (m)) entre las 00 h y 24 h HL del año 2010 en Neuquén (SAZN).



**Figura 4** –Topografía del área de estudio ( $z$  (m)), y receptores puntuales) (R1, Jardín N°6, R2 Esc. N° 357, R3 Hospital Francisco López Lima, R4 Esc. N° 299, R5 Esc. N° 335, R6 Hospital Dr. Ernesto Accame) y dominio de modelación, ubicación de las canteras CL y CDE, superpuesta imagen satelital GOOGLE EARTH.

### *Emissiones*

Las emisiones de material particulado ( $PM_{10}$ ), se calcularon por compilación de factores de emisiones de contaminantes del aire (USEPA 1995) y mediante el Inventario de Contaminantes desarrollado por el Gobierno de Australia Nacional (Australian Government, 2011).



**Figura 5** – Principales Operaciones de la actividad minera en las canteras CDE y CL: a) Manejo de suelo, b) Perforación y voladura, c) Manejo y transporte de materiales sobre caminos no consolidados, d) Molienda Primaria e) Clasificación, f) Despacho en caminos consolidados, g) Erosión eólica en áreas expuestas.



Se tuvo en cuenta, además, que el ciclo de explotación del mineral yeso involucra diferentes operaciones, la Figura 5 indica las principales actividades mineras en las canteras CDE y CL.

Del estudio se concluye que en la etapa de extracción, las fuentes de emisión de mayor incidencia son las voladuras (0.5 g/s y 5.0 g/s en CL y CDE respectivamente) y las fuentes fugitivas provenientes de la re-suspensión de PM<sub>10</sub> debido al transporte del material por caminos interiores de ambas canteras, presentando emisiones de 0.5 g/s y 2.1 g/s en CL y CDE respectivamente.

En la etapa del proceso molienda primaria y acopio de material de las canteras CDE y CL la fuente principal de emisión es la re-suspensión del polvo en el hueco de la cantera (fuentes fugitivas) estimándose en 1.6 g/s y 2.4 g/s para las canteras CL y CDE respectivamente. Otra de las emisiones con mayor contribución fue la generada en el transporte por caminos consolidados para el traslado del mineral; presentando emisiones de 10.7 g/s y 9.9 g/s en CL y CDE respectivamente.

Los efectos potenciales de las operaciones fueron evaluados por tres tipos de receptores: receptores ubicados en los límites y nodos de grilla para las canteras CDE y CL (cada 50 m) y receptores puntuales ubicados en Figura 4.

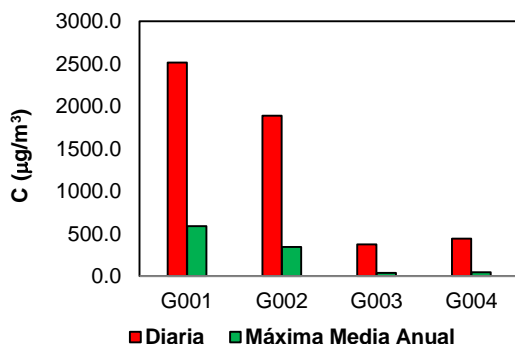
Las fuentes se agruparon e identificaron de la siguiente manera:

- ✓ Primer grupo de fuentes de emisión, Camino CDE: G0004
- ✓ Segundo grupo de fuentes de emisión, Camino CL: G0003
- ✓ Tercer grupo de fuentes de emisión, CDE: G0002
- ✓ Cuarto grupo de fuentes de emisión, CL: G0001

## **Resultados y Discusión**

Para evaluar el impacto del procesamiento del mineral en áreas urbanas, y la incidencia de los datos meteorológicos en la calidad del aire, se calcularon las concentraciones anuales y las concentraciones estacionales y se analizaron sus diferencias.

Los resultados de la Concentración máxima diaria para un período de un año presentaron valores superiores al límite legal establecido por la normativa nacional de 150.0 µg/m<sup>3</sup> en áreas cercanas (1 km) a las canteras CL y CDE y a los caminos de tránsito (Figura 6). Las concentraciones medias anuales superaron el límite de la norma anual: (valor medio) 150.0 µg/m<sup>3</sup> en áreas cercanas a las canteras (1 km) CL y CDE (Figura 6).



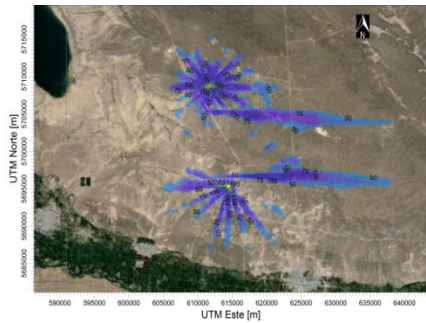
**Figura 6** – Concentración Máxima de  $PM_{10}$  ( $C$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )) para un período de 24 hs y concentración media anual para los distintos grupos de fuentes de emisión.

Las Figuras 7 y 8 presentan la distribución espacial de concentraciones máximas de  $PM_{10}$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) diarias y de la concentración media anual de  $PM_{10}$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) de todas las fuentes. Los niveles de concentración más elevadas para períodos de 24 hs, en 2010, se registraron en perímetros internos del área y en áreas con radio menor a un kilómetro de las canteras CDE y CL. La dispersión de  $PM_{10}$  no superó en ningún caso los niveles guías sugeridos por las norma nacional e internacional (Organización mundial de la Salud, OMS)(150.0 y 50.0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , respectivamente) sobre receptores puntuales en áreas urbanas; ya sea para las concentraciones máximas diarias, o para las anuales (Figura 7 y Figura 8).

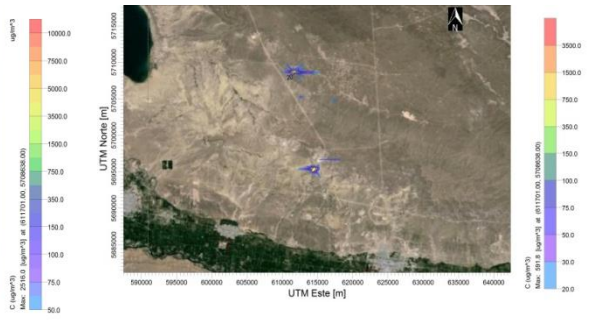
Se evaluó además el aporte de cada uno de los grupos de fuentes de emisión (Figura 9). La Figura 9 c presenta la distribución de concentraciones máximas diarias en CDE, con una dispersión de la emisión máxima hacia el SW de la cantera. Esta distribución se puede asociar al relieve del terreno con mayores elevaciones en el sector norte.

#### *Variación estacional de la concentración de $PM_{10}$*

Las variaciones estacionales de la concentración máxima horaria y diaria de  $PM_{10}$  y de la concentración media anual se detallan en la Figura 10. Las mayores concentraciones máximas diarias (378.6 y 441.4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  para el G004; 370.7 y 374.4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  para el G003; 1701.5 y 1889.7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  para el G002; 2126.5 y 2516.2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  para el G001; Figura 10 b) y las mayores concentraciones medias anuales (57.5 y 72.7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  para el G004; 407.7 y 485.0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  para el G002; 695.5 y 827.2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

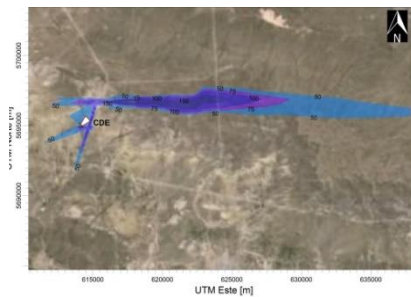


**Figura 7.** Concentración máxima diaria de  $PM_{10}$ , ( $C$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )) para las fuentes de emisión, y receptores puntuales  $R_1$ ,  $R_2$ ,  $R_3$ ,  $R_4$ ,  $R_5$  y  $R_6$ .

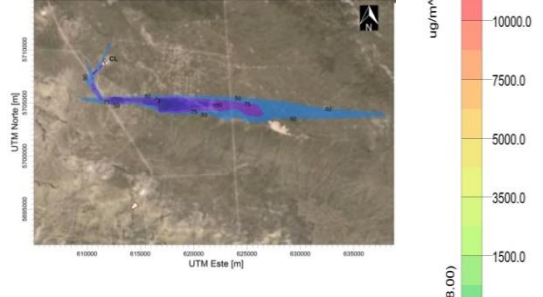


**Figura 8.** Concentración máxima media anual de  $PM_{10}$ , ( $C$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )), para todos los grupos de fuentes de emisión.

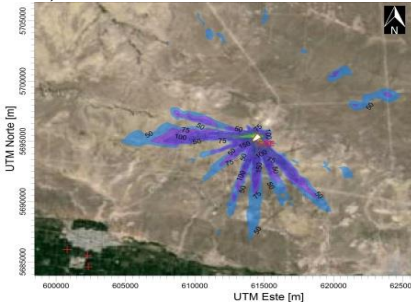
**a) G0004**



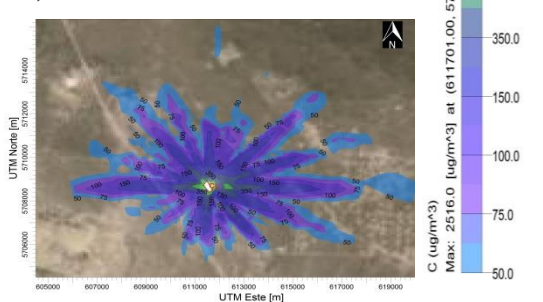
**b) G0003**



**c) G0002**



**d) G0001**

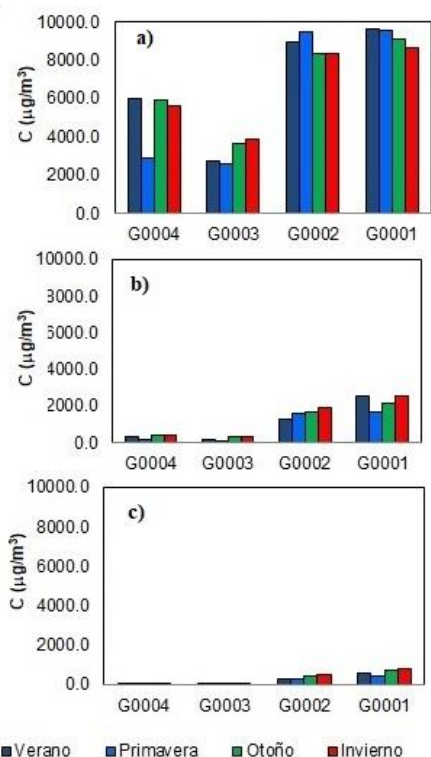


**Figura 9** - Distribución de la Concentración máxima de  $PM_{10}$ , ( $C$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )) en un período de 24 hs, para las fuentes de emisión: a) G0001, b) G0002, c) G0003 y d) G0004.

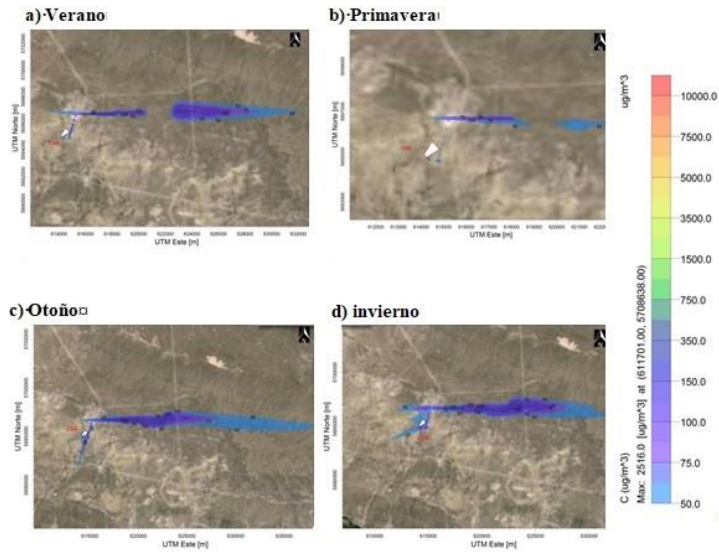
para el G001; Figura 10 c) se presentaron en otoño y en invierno en todos los casos, mientras que la mayor concentración máxima horaria (Camino CDE, CDE y CL) se presentó en verano y primavera con  $6000.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para el G004,  $9488 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para el G002 y  $9654.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para el G0001 (Figura 10 a).

La concentración máxima horaria, superó entre cinco y diez veces los valores de concentración máxima diaria, (G0003 en otoño: Concentración máxima diaria,  $370.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y Concentración máxima horaria  $3650.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Estos valores se registraron cuando la condición atmosférica fue ESTABLE o NEUTRA durante la noche en casos sin precipitación.

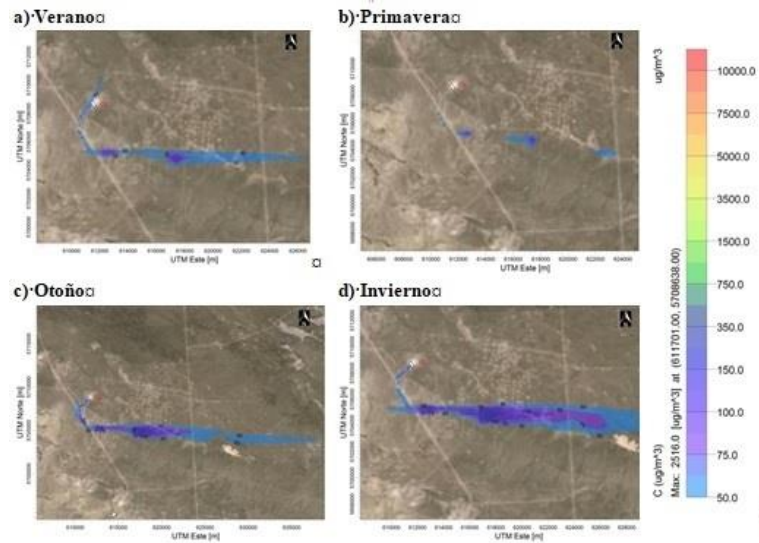
Las mayores concentraciones máximas diarias y concentraciones medias anuales se registraron en otoño e invierno (Figura 10 b y 10 c) y, en invierno y otoño se observó una mayor dispersión de las emisiones (Figura 11 a Figura 14), con un radio de dispersión de 5 km de las canteras CL y CDE, mientras que en verano y primavera el radio de dispersión alcanzó 3 km (Figura 11 y Figura 14). Esto podría asociarse a la menor altura de capa de mezcla y al menor viento transporte medio que se registra en invierno y otoño.



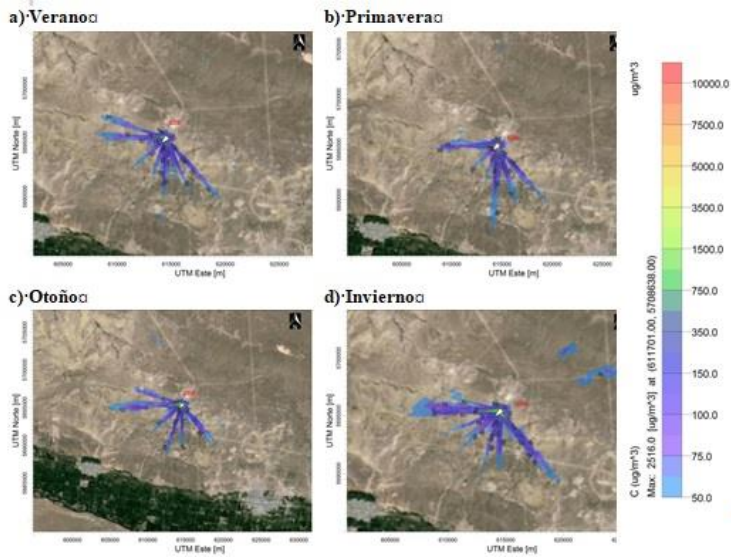
**Figura 10** - Concentración de PM<sub>10</sub> (C (µg/m<sup>3</sup>)) para (a) 1 h, (b) 24 hs y (c) concentración media anual; para los grupos de fuentes de emisión y estaciones del año.



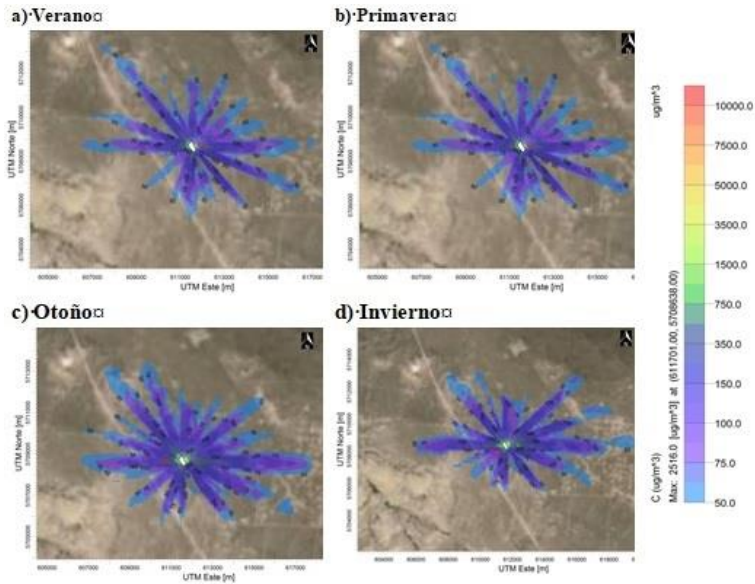
**Figura 11-** Distribución de la Concentración máxima  $C$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) de PM10 para G0004, y 24 horas, en: a) verano, b) primavera, c) invierno, d) otoño.



**Figura 12-** Distribución de la Concentración máxima  $C$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) de PM10 para G0003, y 24 horas, en: a) verano, b) primavera, c) invierno, d) otoño.



**Figura 13-** Distribución de la Concentración máxima  $C$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) de  $\text{PM}_{10}$  para G0002, y 24 horas, en: a) verano, b) primavera, c) invierno, d) otoño.



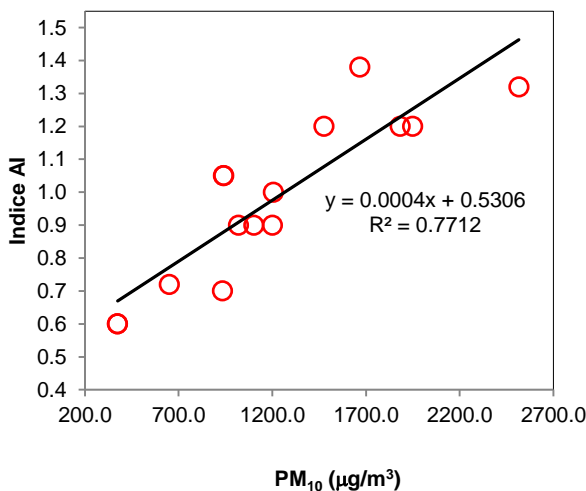
**Figura 14-** Distribución de la Concentración máxima  $C$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) de  $\text{PM}_{10}$  para G0001, y 24 horas, en: a) verano, b) primavera, c) invierno, d) otoño.

Los resultados de la modelación para las máximas concentraciones diarias para el total de las fuentes de emisión (G001, G002, G003 y G004) halladas, se compararon con los datos de aerosoles obtenidos mediante el sensor remoto OMI (Ozono Instrument Monitoring), a bordo del satélite EOS-Aura de la NASA para estimar similitudes entre la concentración de PM, y datos obtenidos en una gran escala espacial y temporal (Chu y otros 2002, Wang y Christopher 2003, Koelemeijer, Homan & Matthijsen, 2006, Vidot, Santer & Ramon, 2007).

El sensor OMI estima los contaminantes atmosféricos y su transporte a través de la atmósfera (Ahmad, Torres, Bhartia, Leptoukh & Kempler, 2006) y el algoritmo de recuperación de ozono calcula el Índice AI (Absorbing Aerosol Index), que permite obtener una medida cualitativa de la presencia de aerosoles de absorción de UV tales como polvo mineral y el humo (Ahmad, Torres, Bhartia, Leptoukh & Kempler, 2006).

Del estudio de regresión lineal de los datos (Figura 15) se concluyó que el valor de ajuste entre los datos de Concentración Máxima Diaria de PM<sub>10</sub> (para las fuentes de emisión G001, G002, G003 y G004) y el Índice AI fue de  $r^2=0.77$ .

Los valores obtenidos fueron consistentes con resultados de otros autores ( $r^2=0.35$  (Deroubaix y otros 2013) a  $r^2=0.89$  (Torres y otros 2002), siendo este análisis a modo exploratorio debido a la diferencia de escala espacial del sensor, tanto y que se seleccionaron los datos con coincidencia temporal entre la pasada del sensor y el tiempo de máxima concentración.



**Figura 15** –Concentración Máxima Diaria de PM<sub>10</sub> para los distintos grupos de fuentes de emisión e Índice AI obtenidos del satélite OMI Aura del año 2010 y ajuste lineal.

## Conclusiones

En este trabajo se presentan estimaciones emisiones de material particulado en dos canteras a cielo abierto. Los valores de emisión más elevados fueron provenientes de la re-suspensión de polvo en el hueco de la cantera estimándose en 1.63 g/s en CL y 2.36 g/s en CDE y el transporte por caminos consolidados para el traslado del mineral para su comercialización (10.7 g/s y 9.9 g/s en CL y CDE respectivamente).

Para el año 2010 analizado, se obtuvieron concentraciones máximas diarias que superaron los niveles guías establecidos por normativa nacional (150  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ : Ley Nacional N° 24585) para la concentración máxima diaria de  $\text{PM}_{10}$ , en un área de 1 km alrededor de los diferentes grupos de emisión, y estuvieron asociados a condiciones atmosféricas estables o neutras, más frecuentes en horario nocturno.

La variación estacional de las concentraciones de  $\text{PM}_{10}$  en la zona de estudio presentó, mayores concentraciones máximas diarias en invierno y otoño y mayores concentraciones medias anuales, para los diferentes grupos de fuentes de emisión con variaciones de hasta un 64.0% entre la estación de mayor incidencia y la de menor incidencia (441.4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  para el invierno y 162.4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  para primavera en G0004 para concentración máxima en 24 hs).

Las variaciones estacionales observadas se pueden atribuir a que en las estaciones más frías (invierno, otoño) la capa de mezcla diurnas es más baja, (menor a 1500 m en promedio); lo que originaría una menor ventilación de la atmósfera frente a la presencia de un contaminante, en estos meses. La incidencia de las condiciones meteorológicas se pone de manifiesto en cambios de la extensión de la pluma de dispersión de los contaminantes y mayores registros de concentración del contaminante  $\text{PM}_{10}$ . El radio de dispersión del contaminante  $\text{PM}_{10}$  (concentración máxima para un período de 24 horas) alcanzó los 5 km de las canteras CL y CDE en éstos meses, mientras que en las estaciones de verano y primavera el radio de dispersión alcanzó los 3 km.

El impacto de las emisiones de ambas canteras presentó un área de influencia local; exhibiendo una dispersión radial y concéntrica con una concentración máxima diaria de 1500.0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en un radio de 1 km de CDE, una concentración máxima diaria de 150.0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en un radio de 4 km de CDE, y una concentración máxima diaria de 50.0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  para un radio de 9 km del centro de ambas canteras. Las concentraciones máximas diarias y concentraciones medias anuales no superaron en ningún caso los niveles guías sugeridos por la norma nacional e internacional (150.0 y 50.0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , y 50.0 y 20.0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , respectivamente) en los receptores puntuales considerados sensibles (escuelas, jardines y hospitales) ubicados alrededor de 15 km de CDE. Si bien los valores límites no se superaron en los receptores sensibles, la concentración de  $\text{PM}_{10}$  no puede ser ignorada en el ámbito de la seguridad e higiene laboral ya que se obtuvieron concentraciones máximas diarias superiores a 300.0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en un radio de 1 km de las canteras.



La comparación de los resultados de la modelación con información satelital, a través del algoritmo Índice AI (obtenidos del sensor remoto OMI – Aura), presenta un coeficiente de determinación de  $r^2= 0.77$ . Esto indicaría que los resultados de concentración de PM obtenidos del modelo de dispersión, se conciden con los obtenidos con sensores remotos en el área de estudio.

El trabajo indicó que las actividades de las canteras CDE, CL consideradas en forma conjunta, tanto en el área de trabajo como en las líneas de transporte en un área industrial de la zona General Roca – Allen, no presentaron influencias en las áreas urbanas aledañas que superaran los límites establecidos por las legislaciones nacionales e internacionales durante el año 2010, pero excedieron esos valores en un radio de un km de la explotación con afectación de las zonas laborales.

Sin embargo, se sugiere incorporar esta herramienta de control en organismos gubernamentales, para la evaluación y gestión de la calidad del aire de modo de efectuar la prevención de escenarios no satisfactorios, evitar riesgos ambientales y minimizar la exposición a altas concentraciones y/o contaminantes perjudiciales.

## **Bibliografía**

- Abril G., Diez S. (2012). Modelado de la dispersión de material particulado PM<sub>10</sub> mediante la estimación de las tasas de emisión considerando la influencia de la meteorología local. *Memorias, XI Congreso Argentino de Meteorología*. Mendoza. <http://www.congremet.prmarg.org/upload/abril-gabriela.pdf>
- Australian Government (2011).. Emission Estimation Technique Manual for Mining. Department of Sustainability, Environment, Water, Population and Communities. *National Pollutant Inventory Australian Government. Manual*, Canberra, Australia,
- Ahmad S.P., Torres O., Bhartia P.K., Leptoukh G., Kempler S.J. (2006). Aerosol index from TOMS and OMI measurements. *Proceedings of the 86th AMS Annual Meeting, Greenbelt*. <https://ams.confex.com/ams/pdfpapers/104496.pdf>
- Allende D.G., Puliafito E. (2009). Comparación de modelos de dispersión en el modelado de emisiones gaseosas industriales del gran Mendoza. *Contaminación atmosférica en Argentina: contribuciones de la II Reunión Anual PROIMCA* 103 - 113. UTN., Mendoza, Argentina,
- Beychok, M. (1979). *Fundamentals of stack gas dispersion*. Irvine, CA.
- Briggs, G. (1993). Plume Dispersion in the Convective Boundary Layer. Part II: Analyses of CONDORS Field Experiment Data. *Journal Of Applied Meteorology*, 32(8), 1388-1425. [http://dx.doi.org/10.1175/1520-0450\(1993\)032<1388:pditcb>2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1175/1520-0450(1993)032<1388:pditcb>2.0.co;2)
- Caputo, M., Giménez, M., & Schlamp, M. (2003). Intercomparison of atmospheric dispersion models. *Atmospheric Environment*, 37(18), 2435-2449. [http://dx.doi.org/10.1016/s1352-2310\(03\)00201-2](http://dx.doi.org/10.1016/s1352-2310(03)00201-2)
- Chu, D.A., Kaufman, Y.J., Ichoku, C., Remer, L.A., Tanré, D. and Holben, B.N. (2002). Validation of MODIS aerosol optical depth retrieval over land. *Geophysical Research Letters*. 29 (12), 1 - 4.

- Cimorelli, A., Perry, S., Venkatram, A., Weil, J., Paine, R., & Wilson, R. et al. (2005). AERMOD: A Dispersion Model for Industrial Source Applications. Part I: General Model Formulation and Boundary Layer Characterization. *Journal Of Applied Meteorology*, 44(5), 682-693. <http://dx.doi.org/10.1175/jam2227.1>
- Dobbins R.A. (1979). *Atmospheric Motion and Air Pollution*. New York: John Wiley & Sons.
- Gassman M. y Mazzeo N. (2000). Air Pollution Potential: Regional Study in Argentina. *Environmental Management*. 25 (4), 375–382.
- González D.E y Coglaiti M.G. (2016). Study of vehicle between Neuquén and Centenario, Argentina. *Atmósfera* 29 (3): 267 – 277.
- Herrero J.C. (2007). Calidad del Aire Ambiental. Proyecto geoambiental del complejo volcánico Farallón Negro. Convenio SEGEMAR (EMPREMIN) – YMAD. Catamarca – Argentina. Proyecto. Argentina, 384 pp.
- Huertas, J., Camacho, D., & Huertas, M. (2012). Standardized emissions inventory methodology for open-pit mining areas. *Environmental Science And Pollution Research*, 19(7), 2784-2794. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-012-0778-3>
- Koelemeijer, R., Homan, C., & Matthijsen, J. (2006). Comparison of spatial and temporal variations of aerosol optical thickness and particulate matter over Europe. *Atmospheric Environment*, 40(27), 5304-5315. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.04.044>
- Neshuku M. N. (2012). Comparación de la actuación de dos modelos de dispersión atmosférica (AERMOD y ADMS) para fuentes de minería a cielo abierto de la contaminación del aire. Tesis. Universidad de Pretoria. Pretoria, Sudáfrica.
- Palese C., Gardio I J.M., Lassig J.L. (2009). Mapas de velocidad media del viento en el centro–este de Neuquén. *Meteorológica*. 34 (1), 17 – 27.
- Puliafito E., Rey Saravia F., Pereyra M., Pagani M. (2009). Calidad del aire en el Polo Petroquímico de Bahía Blanca. *Contaminación atmosférica en Argentina: II Reunión Anual PROIMCA*. Universidad Tecnológica Nacional. Mendoza, Argentina, 114 – 122.
- Prohaska F.J. (1976). The climate of Argentina, Paraguay and Uruguay. *World Survey of Climatology*. (W. Schwerdtfeger, Ed.). Elsevier. 12, 57-69.
- Reed W.R. (2005). IC/9478. *Significant Dust Dispersion Models for Mining Operations*. Department of Health and Human Services (DHHS),. Informe. Pittsburgh, EUA,.
- Silvester S.A., Lowdnes I.S., Hargreaves D.M. (2009). A computational study of particulate emissions from an open pit quarry under neutral atmospheric conditions. *Atmospheric Environment*. 43 (40), 6415 – 6424.
- Torres O., Bhartia P.K., Herman J.R., Sinyuk A., Gimoux P., Holben B. (2002). A long-term record of aerosol optical depth from TOMS Observations and Comparison to AERONET Measurements. *Journal of the Atmosphere Sciences*. 59, 398 – 413.
- Turner D.B. (1970). *Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates*. Environmental Protection Agency. EUA.

- USEPA (1995). 450-AP42-5ED.Compilation of Air Pollutant Emission Factors, Volume I: Stationary Point and Area Sources. *Environmental Protection Agency*. <https://www3.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch11/index.html> Recuperado Noviembre 2015.
- Venegas L.E., Mazzeo N.A. (1999). Atmospheric stagnation, recirculation and ventilation potential of several sites in Argentina. *Atmospheric Research*. 52, 43–57.
- Vidot, J., Santer, R., & Ramon, D. (2007). Atmospheric particulate matter (PM) estimation from SeaWiFS imagery. *Remote Sensing Of Environment*, 111(1), 1-10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2007.03.009>
- Wang, J. and Christopher, S.A. (2003). Intercomparison between satellite-derived aerosol optical thickness and PM2.5 mass: Implications for air quality studies. *Geophysical Research Letters*. 30 (21), 2095 - 2099.
- Weil J.C. (1988b). Plume rise. Lectures in Air Pollution Modeling. (A. Venkatram and J.C. Wyngaard, Ed). *American Meteorological Society*. 119 –162 pp.
- Weil, J., Corio, L., & Brower, R. (1997). A PDF Dispersion Model for Buoyant Plumes in the Convective Boundary Layer. *Journal Of Applied Meteorology*, 36(8), 982-1003. [http://dx.doi.org/10.1175/1520-0450\(1997\)036<0982:apdmfb>2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1175/1520-0450(1997)036<0982:apdmfb>2.0.co;2)
- Willis, G., & Deardorff, J. (1981). A laboratory study of dispersion from a source in the middle of the convectively mixed layer. *Atmospheric Environment* (1967), 15(2), 109-117. [http://dx.doi.org/10.1016/0004-6981\(81\)90001-9](http://dx.doi.org/10.1016/0004-6981(81)90001-9).