

Modelación de emisiones de partículas debidas al transporte de mineral en minas a cielo abierto

Modelling of particulate emissions resulting from ore transportation in opencast mines

Dr. Allan Pierra Conde, M.Sc. Iván Casals Blet y Lic. Libán Montes de Oca González
Instituto Superior Minero-Metalúrgico de Moa, Holguín, Cuba.
e-mail: apierre@ismm.edu.cu, icasals@ismm.edu.cu y lmontes@ismm.edu.cu

Resumen

En el presente trabajo se desarrolla una metodología para la modelación de las emisiones de partículas debidas al transporte de mineral en las minas a cielo abierto que tiene como base los estudios empíricos de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA, en inglés). Para la modelación de la dispersión se asume un modelo gaussiano considerando el camino como una fuente de emisión lineal infinita. Se hace una corrección a la ecuación de la concentración para adecuarlas al caso de partículas. La metodología es aplicada a un estudio de caso en yacimientos de lateritas.

Palabras clave: Modelación de emisiones de partículas, transporte de mineral, minas a cielo abierto.

Abstract

In the present work a methodology for modelling particulate emissions resulting from ore transportation in opencast mines is developed. It is based on empirical studies of the U.S. Environmental Protection Agency (EPA). For dispersion modelling a Gaussian model is assumed considering the way or process as an unlimited source of linear emission. A correction to the concentration equation is made in order to adapt it to the case of particulates. The methodology is applied to a study case in laterite deposits.

Key words: Modelling of particulate emissions, ore transportation and opencast mines.

Introducción

El medio ambiente atmosférico en las áreas de minería a cielo abierto está sometido a una fuerte carga contaminante producida por la remoción de partículas debido a las diferentes operaciones propias de este tipo de minado. Esto puede ocasionar un serio impacto ambiental, especialmente cuando se trata de partículas de un diámetro inferior a 10 μm , lo que permite que ellas puedan ser inhaladas y provocar importantes daños a la salud al introducirse en las vías respiratorias. La magnitud de estos efectos en la salud dependerá de la composición química del material particulado de que se trate. La sola generación de polvo puede provocar importantes impactos ambientales al facilitar la erosión, dificultar el crecimiento de la vegetación, etcétera.

La actividad que genera más cantidad de partículas a la atmósfera es el transporte, el cual se realiza mediante equipos pesados (camiones) que trasladan el mineral hacia el punto de recepción a través de caminos no pavimentados.

Los caminos mineros, como obra de ingeniería civil, presentan características universales de construcción. En los yacimientos existen caminos principales y secundarios. Los principales son los que se construyen para dar acceso a los diferentes bloques de explotación; por lo general son permanentes o de más tiempo de uso. Los secundarios parten de los caminos principales a los diferentes frentes de minería y no llevan capa de rodamiento, pues se construyen sobre el mineral y se pierden con la minería.

El desprendimiento general de polvo en una mina [Mijailov, 1985], sin utilizar medidas para aplacarlo, es aproximadamente de 5-16 t de polvo por día. En las cuencas de minerales de hierro la concentración de partículas en la atmósfera varía de 0,2 a 24,1 mg/m^3 . El polvo está compuesto de 80-96,6 % de partículas de dimensiones menores de 5 μm , y 41,7-65 % de sus partículas son menores de 2 μm .

En los estudios de impacto ambiental de los proyectos de minería a cielo abierto es un

imperativo la modelación de las emisiones producidas por el transporte a través de los caminos no pavimentados, que se utilizan para trasladar el mineral desde los frentes de minería hasta el punto de recepción en la planta procesadora; para ello son necesarios dos pasos: el primero será la estimación del factor de emisión del camino al pasar los vehículos, y el segundo la estimación de la concentración de partículas en la atmósfera mediante un modelo de dispersión gaussiano.

Materiales y métodos

Estimación de los factores de emisión en caminos no pavimentados

Los caminos mineros ocupan el primer lugar con 70-90 % de todo el polvo que se desprende en una mina [Mijailov, 1985]. La cantidad de polvo que se desprende depende de las condiciones de la vía, de la velocidad de los camiones y de las condiciones climáticas.

Estudios desarrollados por la USEPA [2005] han sido ampliamente utilizados como la fuente más confiable de estimación de factores de emisión de los principales contaminantes del aire para diversas actividades industriales. En el presente estudio se analizaron los factores de emisión de las principales actividades ligadas a la extracción de mineral.

El principal contaminante emitido por el tránsito de vehículos en caminos no pavimentados es el material particulado. Las partículas que se colocan en suspensión en el aire después de cada pasaje del vehículo y en función de su granulometría, humedad y ocurrencia de vientos son transportadas a distancias variables. La siguiente expresión se aplica a la emisión de material particulado en caminos no pavimentados [Sánchez, 2002].

$$E = K \cdot 1,7 \cdot \left(\frac{s}{12}\right) \cdot \left(\frac{S}{48}\right) \cdot \left(\frac{W}{2,7}\right)^{0,7} \cdot \left(\frac{w}{4}\right)^{0,5} \cdot \left(\frac{365-p}{365}\right) \quad (1)$$

(kg/km recorrido)

Donde:

K: Multiplicador de tamaño de partícula (no dimensional).

s: Tenor de limo ($\varnothing < 75 \mu\text{m}$) del material de la superficie de la pista (%).

S: Velocidad media del vehículo (km/h).

W: Peso medio del vehículo (t).

w: Número medio de neumáticos.

p: Número de días al año con precipitación pluviométrica por encima de un milímetro.

El multiplicador de tamaño aerodinámico *K* está dado en la tabla 1.

Tabla 1. Factores para el cálculo de tamaño aerodinámico según el tamaño de las partículas

$\varnothing < 2,5 \mu\text{m}$	$2,5 < \varnothing < 5 \mu\text{m}$	$5 < \varnothing < 10 \mu\text{m}$	$10 < \varnothing < 15 \mu\text{m}$	$15 < \varnothing < 30 \mu\text{m}$
0,095	0,20	0,36	0,50	0,80

El tenor de limo puede medirse utilizando el análisis granulométrico del material de la pista. En la tabla 2 se muestran valores típicos en diferentes tipos de minas.

Tabla 2. Valores típicos del tenor de limo en caminos mineros correspondientes a diferentes tipos de yacimientos

Tipos de actividades	Tenor de limo (%)
Canteras	14,1
Extracción de arenas	4,8
Minas de carbón:	8,4
a) Vías de transporte	17
b) Área de explotación	
Pista revestida con macadán	9,6

Modelación de la dispersión de los contaminantes del aire

Para modelar la situación problemática que nos ocupa, se parte de tres importantes

adecuaciones de la ecuación de Shutton utilizada para las emisiones gaseosas de las chimeneas [Zannetti, 1990].

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y^2}{\sigma_y^2}\right)\right] \left\{ \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z-h}{\sigma_z}\right)^2\right] + \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z+h}{\sigma_z}\right)^2\right] \right\} \quad (2)$$

Donde:

$C(x, y, z)$: Concentración en el punto de coordenadas (x, y, z) .

Q : Tasa constante de emisión ($\mu\text{g/s}$).

σ_y : Coeficiente de dispersión horizontal (m).

σ_z : Coeficiente de dispersión vertical (m).

u : Velocidad constante del viento (m/s).

h : Altura efectiva (m).

Los coeficientes de dispersión σ_y y σ_z dependen de la distancia a la fuente emisora y al grado de estabilidad de la atmósfera, que a su vez es función de la velocidad del viento y la irradiación solar recibida. Según Pasquill y Guindford [Buttler, 1981] se establece un sistema para la clasificación de las diferentes clases de estabilidad de la atmósfera utilizando letras para designar distintas categorías de estabilidad.

La primera adecuación consiste en eliminar el término que tiene en cuenta la reflexión en el terreno de la pluma gaseosa, ya que para las partículas el terreno actúa como un sumidero [Buttler, 1981].

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u} \exp\left\{\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y^2}{\sigma_y^2}\right)\right] \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z-h}{\sigma_z}\right)^2\right]\right\} \quad (3)$$

La segunda adecuación considera el efecto de la gravedad sobre las partículas mediante la introducción de un factor de corrección que tiene en cuenta la velocidad de sedimentación (terminal), la cual se puede calcular a partir de la Ley de Stokes [Wark y Warner, 1985].

$$V_t = \frac{gd_p\rho_p}{18\mu_a} \quad (4)$$

Donde:

g : Aceleración de la gravedad.

d_p : Diámetro de la partícula.

μ_a : Viscosidad dinámica del aire atmosférico.

ρ_p : Densidad de la partícula.

La distancia recorrida en caída libre por una partícula estará dada por V_t , donde t es el tiempo que le toma a la corriente principal del contaminante alcanzar una distancia x en la dirección del viento. El tiempo t se expresa también por x/u .

Teniendo en cuenta de esta manera el efecto gravitatorio, la concentración de las partículas en general estará dada por la fórmula (5).

$$C(x, y, z) = \frac{Q_p}{2\pi\sigma_y\sigma_z u} \exp\left\{\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y^2}{\sigma_y^2}\right)\right] \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z-(h-V_t x/u)}{\sigma_z}\right)^2\right]\right\} \quad (5)$$

Donde:

Q_p : Tasa de emisión de las partículas referida a un tamaño específico con velocidades de sedimentación V_t .

La tercera adecuación consiste en modelar la dispersión de las partículas emitidas por el paso vehicular, considerando el camino minero como una fuente lineal continua de emisión infinita a una altura $h = 0$ [Calder, 1973, y Drivas y Shair, 1974].

Cuando la dirección del viento es normal a la línea de emisión, la concentración a nivel de suelo en la dirección del viento estará dada por la fórmula (6).

$$C(x,0,0) = \frac{q_p}{2\pi\sigma_x u} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{-V_x x/u}{\sigma_x}\right)^2\right] \quad (6)$$

Donde:

q_p : Fuerza de la línea, expresada en [g] [s]⁻¹ [m].

La desviación normal σ_y estará ausente de la ecuación, ya que la difusión con el viento cruzado desde diversas porciones del contaminante emitido deberán ser autocompensantes. Nótese también que y no aparece en la ecuación, puesto que la concentración debe ser uniforme en la dirección y a una distancia determinada. Cuando la dirección del viento no sea perpendicular a la fuente lineal sugiere que la ecuación se divida por $\sin \Phi$, donde Φ es el ángulo entre la fuente lineal y la dirección del viento (esta corrección no se debe usar cuando Φ sea menor de 45°).

Determinación del tenor de limo del material de la pista

En el área de un yacimiento se llevó a cabo un muestreo del material de la superficie de la pista del camino principal para ser sometido al análisis granulométrico, en el que se ubicaron seis puntos de muestreo representativos.

Las muestras del material de la superficie de la pista fueron homogeneizadas y cuarteadas (garantizando que estuvieran representadas todas las fracciones granulométricas en la misma proporción en la muestra) y se hicieron n veces hasta que se obtuvo un volumen de la muestra adecuado; después se pesó la muestra. Posteriormente se sometió a un tamizado húmedo a través de un tamiz de diámetro 0,0075 mm de luz (<200 mallas, ASTM). Esta pulpa se decantó cuidadosamente, se evaporó por calentamiento y se determinó gravimétricamente el porcentaje del tenor de limo. En la tabla 3 se muestran los resultados obtenidos.

Tabla 3. Resultados del análisis granulométrico del material de la pista

No. de muestra	Peso inicial (g)	Peso final (g)	Tenor de limo (%)
1	26,5	12,46	47,03
2	30,5	8,5	27,8
3	27,6	13,6	49,27
4	28,6	10,6	37,0
5	29,7	8,25	27,8
6	25,6	9,0	35,1
Promedio			37,3

Al comparar el valor de 37,3 % de tenor de limo con los valores reportados para otras actividades extractivas típicas (ver Tabla 2), se observa que el valor del tenor de limo supera en más del doble los otros valores, lo cual dada la dependencia directa del factor de emisión con el tenor de limo (s) será un elemento de peso en la contaminación por polvo dentro de los yacimientos de lateritas.

Cálculo de los factores de emisión

El cálculo del factor de emisión debido al tiro de mineral y escombros en el yacimiento se realizó tomando como base de cálculo los datos técnicos de los equipos y operaciones previstas. Las velocidades calculadas según los datos técnicos de los equipos y características del relieve del camino arrojaron valores de 35 km/h con el vehículo vacío y 30 km/h con el vehículo lleno.

Tabla 4. Factores de emisión obtenidos

|--|--|--|--|--|--|--|--|

Equipo	Actividad	K	s, %	S, km/h	W, t	w	p, días	E, kg/km
Volvo A 35C	Vacío	0,36	37,3	35	25	6	40	7,58
	Lleno	0,36	37,3	30	55	6	40	10,74
Euclid R 60	Vacío	0,36	37,3	35	38,7	6	40	9,73
	Lleno	0,36	37,3	30	82	6	40	14,21

Sobre la base de estos datos y considerando solamente la fracción respirable ($< 10 \mu\text{m}$) en la tabla 1, se realizó el cálculo aplicando (1) y se obtuvo un factor de emisión promedio de 8,41 kg/km recorrido cuando los camiones estaban vacíos y de 12,17 kg/km recorrido para la actividad de tiro de mineral. Teniendo en cuenta estos valores, la estimación del factor de emisión para los vehículos cuando van vacíos es menor que cuando van llenos, tanto de mineral como de escombros. En estos resultados se nota que el elemento que más influye en la variación del factor de emisión son el peso y la velocidad del vehículo.

Cálculo de la dispersión

Para la estimación de la dispersión del polvo en el aire se utilizó un modelo gaussiano considerando los caminos como una fuente lineal emisora continua. El valor promedio del factor de emisión para los equipos que extraen mineral de un frente de minería es $10,57 \text{ kg}\cdot\text{km}^{-1} \cdot \text{vehículo}^{-1}$. Considerando un promedio de tres camiones en el frente, con una frecuencia de 4 viajes/h, el cálculo arroja una fuerza de emisión de la línea unitaria de $68,4 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$.

Los cálculos se realizaron con un programa en Microsoft Excel 7.0 confeccionado a tal efecto.

Resultados y discusión

En las figuras de la 1 a la 3 se muestran los gráficos de la concentración de polvo en suspensión ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), en función de la distancia al emisor, en la dirección de la componente del viento perpendicular al camino y teniendo en cuenta las diferentes clases de estabilidad de la atmósfera según la clasificación de Pasquill-Guildford.

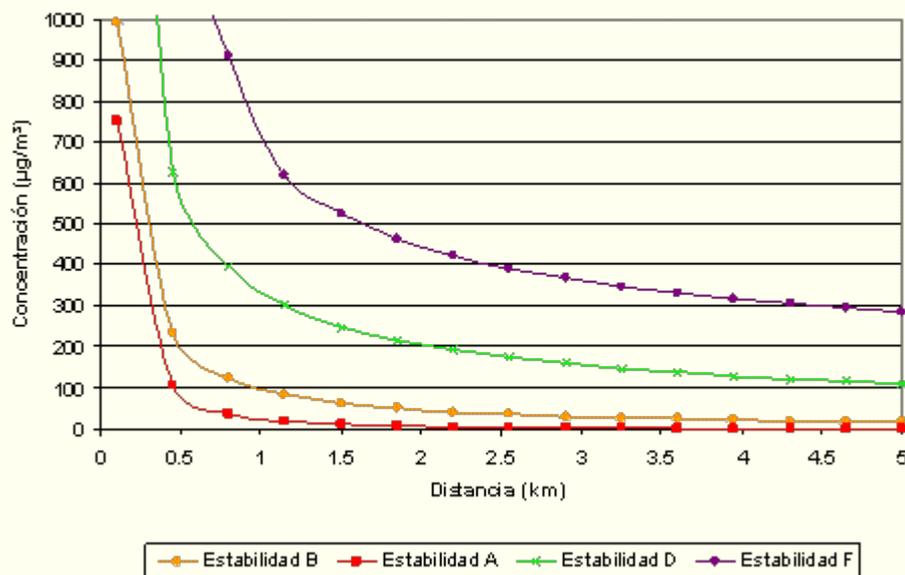


Fig. 1. Concentración de polvo en suspensión (velocidad del viento de 1 m/s).

En la figura 1 se muestra la situación más crítica correspondiente a la velocidad del viento de 1 m/s. Para las clases de estabilidad E y D se sobrepasa el valor de la CMA de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aún para distancias de más de 5 km, mientras que para las clases de estabilidad B y C se sobrepasa el valor de la CMA solo hasta distancias inferiores a un kilómetro.

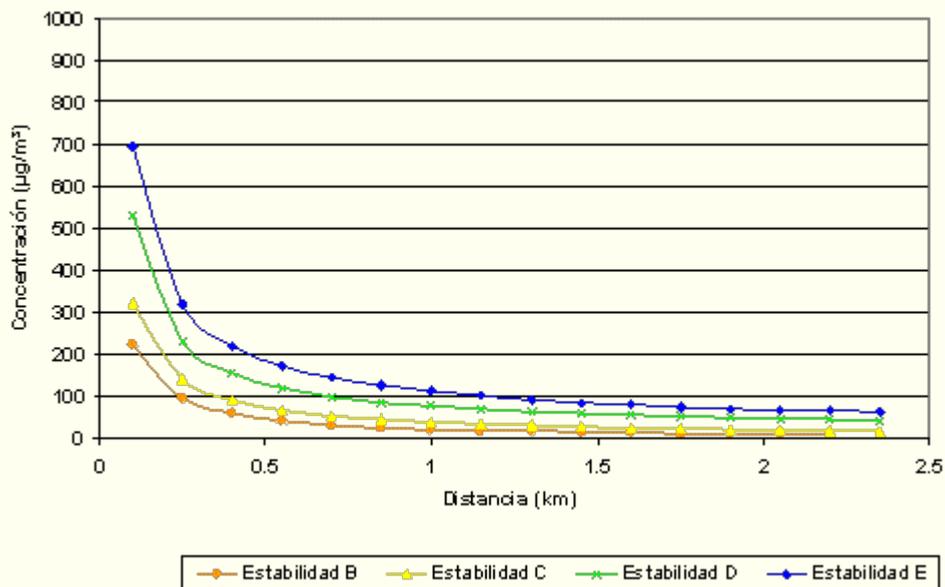


Fig. 2. Concentración de polvo en suspensión (velocidad del viento de 4,5 m/s).

En la figura 2 se muestra la situación de dispersión para la velocidad del viento de mayor probabilidad de ocurrencia en la región de estudio, observándose que para todas las categorías de estabilidad la concentración es inferior a la CMA a partir de 1 200 m.

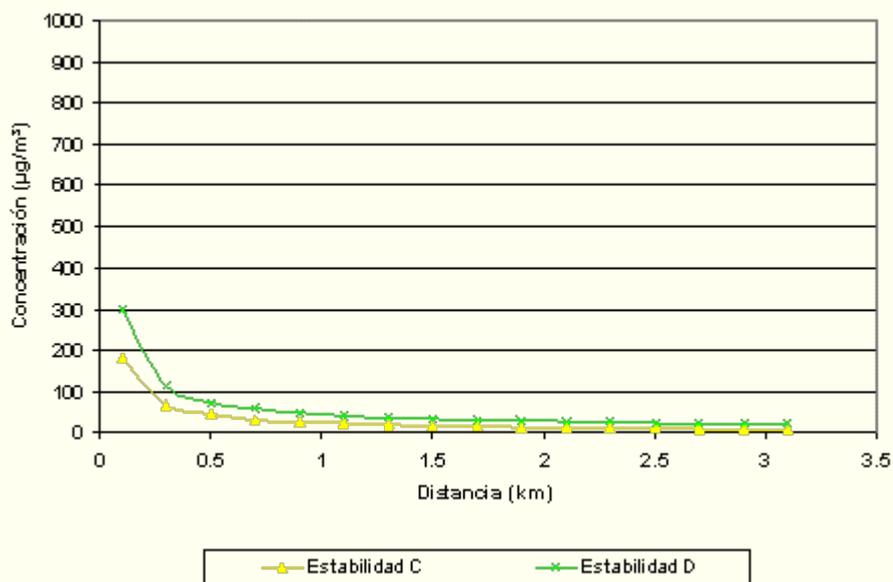


Fig. 3. Concentración de polvo en suspensión (velocidad del viento de 8 m/s).

En la figura 3 se muestra cómo para el valor de velocidad del viento máxima promedio en la zona de 8 m/s se produce una mejor difusión en las áreas aledañas al yacimiento. Ya a partir de los 400 m se obtienen valores por debajo de la CMA.

Conclusiones

- La fórmula empírica para la estimación de la emisión de partículas debido al paso de los vehículos por caminos no pavimentados resulta adecuada para aplicarla a los caminos mineros en yacimientos de lateritas niquelífera.
- Los parámetros que más influyen en el factor de emisión son el peso y la velocidad del vehículo.
- Resulta adecuada la modelación de las emisiones debidas al transporte de mineral, adoptando el modelo gaussiano con dos adecuaciones consistentes en considerar el camino como una fuente lineal de emisión e introducir un factor de corrección en la fórmula para tener en cuenta la velocidad de sedimentación de las partículas.

Bibliografía

- BUTTLER, J. D. *Air Pollution Chemistry*. London: Academic Press, 1981. 408 pp.
 CALDER, K. L. «On Estimating Air Pollution Concentrations from a Highway in a Oblique Wind».

Atmos. Environ. 7, 1973. pp. 863-868.

DRIVAS, P. J. Y F. H. SHAIR. «Dispersion of Instantaneous Cross-Wind Line Source of Tracer Released from a Urban Highway». *Atmos. Environ.* 8, 1974. pp. 475-485.

MIJAILOV, V. A. *Aerología minera*. Moscú: Nedra, 1985. 272 pp. (en ruso).

SÁNCHEZ, L. E. «Control de la contaminación del aire». I Curso Internacional de Aspectos Geológicos de Protección Ambiental. UNESCO-UNICAMP, 2002.

USEPA. Support Center for Regulatory Air Models [en línea].

<http://www.epa.gov./scram0001/> [última consulta: enero de 2005].

WARK, K. Y C. F. WARNER. *Contaminación del aire, origen y control*. 2da. edición. México: Ed. Limusa, 1985. 865 pp.

ZANNETTI, P. *Air Pollution Modelling*. New York: Van Nostrand Reinhold, 1990. 442 pp.