

Evaluación del CALPUFF para Estimar Concentraciones Ambientales de PM₁₀ de una Cantera en Terrenos Complejos

Heli A. Arregoces*, Yoma I. Mendoza y Roberto E. Rojano

Grupo de Investigación GISA, Facultad de Ingeniería, Universidad de La Guajira. Km 5 vía a Maicao. Riohacha, Colombia. (e-mail: harregoces@uniguajira.edu.co; ymendoza@uniguajira.edu.co; rrojano@uniguajira.edu.co)

* Autor a quien debe ser dirigida la correspondencia

Recibido Ene. 4, 2018; Aceptado Mar. 26, 2018; Versión final May. 2, 2018, Publicado Oct. 2018

Resumen

Se evalúa el rendimiento del modelo CALPUFF para estimar concentraciones ambientales de PM₁₀ ocasionada por las emisiones de una cantera ubicada en un terreno montañoso en el norte de Colombia. Se simuló las dispersiones del contaminante para un dominio de 22 km x 18 km con resolución aproximada de 100 metros para incluir las características geofísicas del área de estudio. Las predicciones de las concentraciones promedio de PM₁₀ desde las fuentes hasta los receptores fueron 17.50 µg/m³ (a < 1km), 4.06 µg/m³ (a < 2km), 2.16 µg/m³ (a < 3km) y 0.82 µg/m³ (a < 6km). Aunque subestimó las concentraciones en receptores, el modelo mostró un rendimiento satisfactorio y con criterios de aceptación enmarcados dentro de los indicadores estadísticos utilizados para evaluación de modelos ambientales. A diferencia de otros estudios donde se evaluó la utilidad del CALPUFF en terrenos similares, el modelo mostro una capacidad aceptable para estimar las concentraciones PM₁₀ en terrenos complejos debido a la utilización de datos de estaciones meteorológicas cercanas a las fuentes, exactitud en el inventario de emisiones en función de espacio-tiempo, ubicación de receptores para validación y mayor resolución de la zona de dominio del modelado que no fueron contempladas en investigaciones anteriores.

Palabras clave: CALPUFF, cantera, terreno complejo, PM₁₀

Evaluation of CALPUFF for Estimate PM₁₀ Ambient Concentrations from a Quarry in Complex Terrain

Abstract

This study evaluates the performance of the CALPUFF model to estimate PM₁₀ environmental concentrations caused by emissions from a quarry located in mountainous terrain in northern Colombia. The pollutant dispersions were simulated for a 22 km x 18 km domain with an approximate resolution of 100 meters. Predictions of the average concentrations of PM₁₀ from the sources to the receptors were 17.50 µg/m³ (<1km), 4.06 µg/m³ (<2km), 2.16 µg/m³ (<3km) and 0.82 µg/m³ (<6km). Although the model underestimated the concentration, it showed a satisfactory performance and acceptance criteria framed within the statistical indicators used to evaluate environmental models. The model showed an acceptable capacity to estimate PM₁₀ concentrations in complex terrain due to the use of data from meteorological stations near sources, accuracy in the emissions inventory as a function of space-time, location of receptors for model validation and higher resolution of the domain area of the modeling that were not contemplated in previous studies.

Keywords: CALPUFF, quarry, complex terrain, PM₁₀

INTRODUCCIÓN

Los procesos de extracción de materiales en canteras cambian drásticamente la naturaleza física y biológica de la zona de operación, puede causar afectaciones a comunidades cercanas y considerable contribución de partículas en el aire. Las canteras son fuentes antropogénicas que se caracterizan por sus tasas de emisiones de polvo a la atmósfera (Tartakovsky et al., 2016). La determinación de sus impactos en las concentraciones de material particulado fuera de los límites de extracción directa y en áreas residenciales cercanas está determinada por diferentes factores como ubicación y tiempo real de los equipos en espacio-tiempo, meteorología de la zona, característica del material extraído y condiciones topográficas del terreno. La falta de información precisa y altos costos asociados a monitoreos continuos dificultan determinar la calidad del aire ambiental y sus impactos a grandes distancias. En zonas donde las concentraciones ambientales presentan grandes variaciones espaciales y temporales debido a la compleja topografía, meteorología y usos de la tierra, los modelos de calidad del aire son una primera alternativa para evaluar estrategias de reducción de las emisiones (Ghannam and El-Fadel, 2013).

CALPUFF es un modelo de dispersión que simula los efectos de las condiciones meteorológicas variables en el tiempo y en el espacio sobre el transporte del contaminante (Barclay y Scire, 2011). Los modelos en estado no estacionarios, como el CALPUFF, han demostrado ser más adecuados para la reconstrucción de la dosis y el transporte a larga distancia registrando varianzas más pequeñas en las estimaciones de las concentraciones y correlaciones más altas con los valores observados dentro de un factor de dos a distancia de 8 km y 16 km (Rood, 2014). De igual forma, proporcionan predicciones razonablemente precisas de los patrones de deposición a largo plazo del campo asociado a las emisiones de fuentes puntuales en terreno con variabilidad en el relieve y condiciones meteorológica fluctuantes durante el día (MacIntosh et al., 2010).

Son pocos los estudios en los que se ha utilizado el CALPUFF para determinar el impacto de las emisiones de material particulado en canteras (tabla 1). Mientras que algunas investigaciones muestran concordancia entre las concentraciones estimadas y observadas, otras muestran un rendimiento bajo del modelo para estimar concentraciones. En particular, las estimaciones relativamente bajas de CALPUFF informadas por Tartakovsky et al. (2016) y Tartakovsky et al. (2013) se atribuyeron a distancia relativamente grandes (~11 km) entre la cantera y las estaciones meteorológicas, información incierta sobre la ubicación de los puntos receptores, representación de los patrones de dispersión en el modelo de las áreas fuentes e inclusión de la deposición seca en las corridas. Por otro lado, Ghannam y El-Fadel (2013) y Karam y Tabbara (2011) informan estimaciones de concentraciones aceptables para complejos industriales que incluyen extracción de material en cantera.

Los modelos de dispersión atmosférica son una herramienta útil, ya que incorporan teorías conceptuales sobre dinámica atmosférica y pueden predecir, con cierto grado de confianza, patrones de dispersión, obteniendo así información rápida y confiable, del comportamiento y niveles de las concentraciones de contaminantes durante un cierto período de tiempo en una la atmósfera local (Holmes y Morawska, 2006).

Tabla 1: Investigaciones en utilización y rendimiento del modelo de dispersión CALPUFF aplicados para determinar el impacto de emisiones en canteras

<i>Investigación</i>	<i>Área de estudio</i>	<i>Contaminante</i>	<i>Observaciones</i>
(Tartakovsky et al., 2016)	llanura costera, Israel	PST-PM ₁₀	Rendimiento bajo. Aunque se utilizaron campo de viento modelado por WRF, el rendimiento está determinado por la representación del modelo de las áreas fuentes y las tasas de deposición seca.
(Abdul-Wahab et al., 2015)	Ontario, Canadá	PST	No se determinó el rendimiento del modelo. La investigación evaluó el impacto potencial de la expansión de una cantera.
(Tartakovsky et al., 2013)	Norte de Israel	PST	Estimaciones de dispersión poco confiables. Se atribuye a la distancia relativamente grande (~11 km) entre la cantera y las estaciones meteorológicas.
(Ghannam y El-Fadel, 2013)	Mediterráneo Oriental, Líbano	PM ₁₀	Modelación de las emisiones de un complejo Industrial que incluye 3 canteras que representa el 19% de las emisiones inventariadas. Estimaciones aceptables para capturar las fluctuaciones temporales en la distribución de concentración.
(Karam y Tabbara, 2011)	Norte de Líbano	PM ₁₀	Modelación de las emisiones de un complejo Industrial que incluye 2 canteras. Estimaciones aceptables.

Debido a esto, esta investigación se orientó a evaluar el rendimiento del modelo CALPUFF para estimar la dispersión y los niveles de PM₁₀ de una cantera localizada en un área montañosa en la región norte de Colombia. Como alternativa de estudios anteriores donde el modelo CALPUFF presentó un bajo rendimiento, se utilizaron datos meteorológicos de una estación ubicada a menos de 6 km desde las fuentes, los receptores fueron ubicados en áreas directas de la zona influencia intentando reducir el aporte de otras fuentes diferentes a las del estudio, se modelaron periodos cortos monitoreando las actividades de los equipos en espacio y tiempo. Esta investigación ofrece una perspectiva sobre la variabilidad de utilizar modelos de dispersión en terrenos complejos para fines de cumplimiento normativo y gestión de calidad del aire en las industrias extractivas.

METODOLOGIA

La cantera M-Cielo está situada en un área de terrenos elevados del flanco occidental de la Serranía del Perijá ubicada al norte de Colombia. La cantera se caracteriza por tener una producción anual de 75000 toneladas de piedras triturada con 7 horas de trabajo diariamente durante 6 días a la semana. El pueblo más cercano a la cantera tiene por nombre Cuestecita y se encuentra situado en dirección Este a menos de 4 km de distancia. Al norte del complejo se extiende una bajiplanicie hasta el mar caribe (Fig. 1).

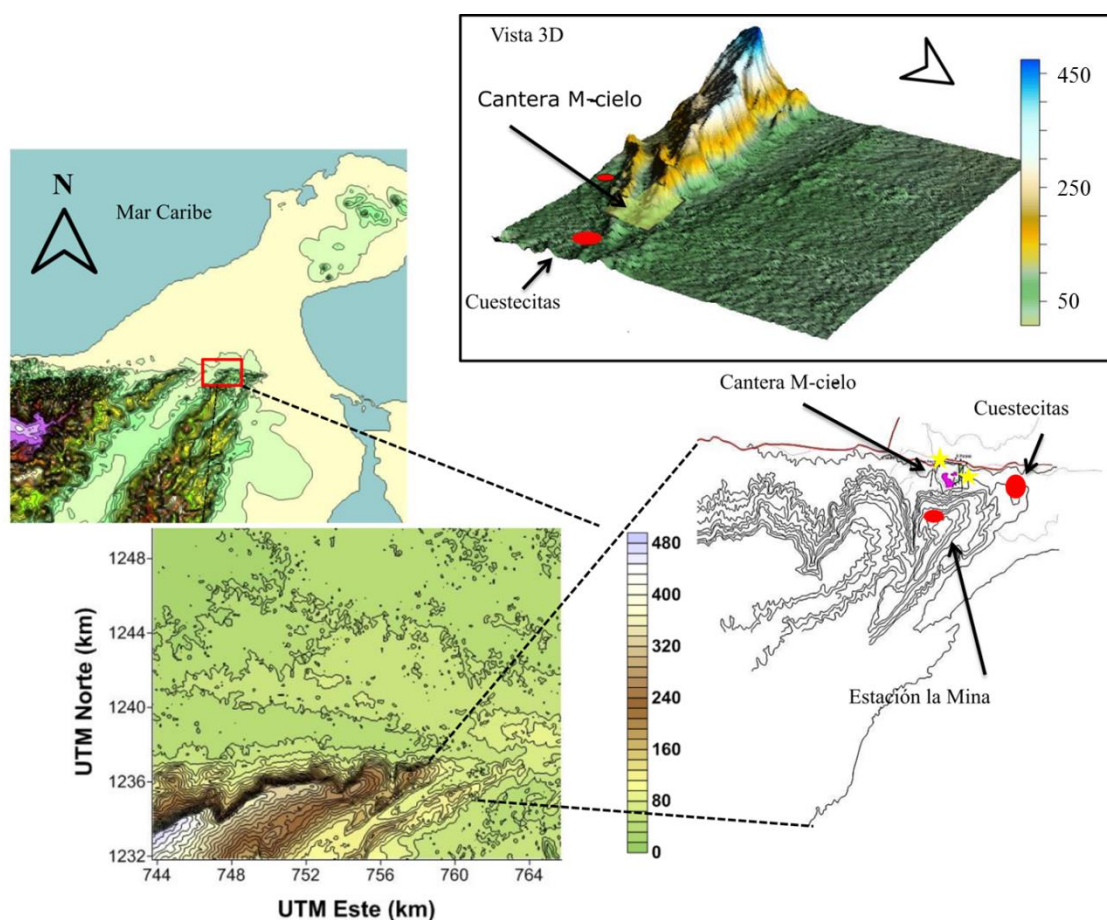


Fig. 1: Ubicación de la cantera M-cielo, plano topográfico de la zona y vista 3D. El pueblo Cuestecitas (círculo rojo), Receptores (estrellas amarilla) y la estación meteorológica La Mina (ovalado rojo).

El dominio de modelación fue de 22 km x 18 km con resolución de 100 metros para 10 capas verticales (capa superior 500 m) que incluye la zona directa de la cantera, zona residenciales cercanas y característica topográfica relevantes del terreno (Fig. 1). Para ejecutar el modelo de dispersión se utilizó datos de terreno de elevación digital ASTER que tiene una resolución de 1 arco-segundo (~30m) proporcionando las fluctuaciones topográficas que pueden afectar los diferentes fenómenos atmosféricos y el transporte de contaminantes (<http://earthexplorer.usgs.gov/>). Los datos digitales ASTER son altamente precisos y evita la propagación de la incertidumbre en las simulaciones de los escenarios.

El tiempo de modelación fue de 5 días correspondiente al mes de Junio de 2016. Se obtuvieron datos meteorológicos horarios de una estación ubicada a 5.18 km al suroeste de la cantera. Cuanto menor sea la distancia entre las fuentes-receptores y las estaciones meteorológicas menor será la posibilidad de que las

barreras topográficas puedan afectar los campos de vientos e inferir con los cálculos de dispersión. Los registros de las variables meteorológicas en la estación son de temperatura ambiental, precipitación, dirección y velocidad del viento. Por otro lado, los datos en superficie para la presión barométrica, humedad relativa y nubosidad fueron obtenidos a través del modelo pronóstico MM5.

Se determinaron las emisiones utilizando los factores de emisión establecidos en compendio AP-42 de la EPA para las operaciones de la planta de trituración, acarreo de materiales, carga y descarga de volquetas, operación con buldócer y erosión eólica (USEPA, 1995). Todas las fuentes de emisión implicadas en las operaciones directas de la cantera no se consideraron constantes, se determinó su funcionamiento espacio temporal. Además, las emisiones por erosión eólica fueron simuladas acorde a las velocidades de los vientos.

El modelo

El CALPUFF es un modelo gaussiano, no estacionario, que contiene algoritmos para simular los efectos del terreno sobre los procesos de dispersión y remoción de los contaminantes (Scire et al., 2000). Las características del modelo permiten tratar en el tiempo las fuentes puntuales y de área en dominios de modelado desde decenas de metros variando a cientos de kilómetros con estimaciones de concentraciones ambientales para tiempos que varían de una hora a un año promedio. Por sus características, el CALPUFF se ha utilizado para determinar el impacto de fuentes puntuales y lineales en complejos industriales, cuantificación monetaria de los efectos de la contaminación atmosférica en la salud y ha sido útil su aplicación para establecer políticas frente a escenarios futuros debido al cambio climático (Ravina et al., 2018; Sarigiannis et al., 2017; Shiva Nagendra et al., 2016). El modelo ha sido recomendado por su resolución a nivel local en áreas donde las fluctuaciones y elevaciones del terreno causa efecto a la dispersión de los contaminantes (Ghannam y El-Fadel, 2013; MacIntosh et al., 2010). Los parámetros básicos del modelo BIAS y TERRAD fueron modificados acorde a las características topográfica de la zona y la ubicación de la estación meteorológica. El parámetro BIAS asigna pesos a los datos meteorológicos en superficie y al perfil vertical. A las 3 primeras capas se le dio el 100% de peso a los datos de superficie (BIAS=1) por estar la estación en cercanía a la cantera. Además, en estas capas la influencia del terreno sobre las variables atmosférica es directa. El parámetro TERRAD define el radio de influencia de las características del terreno, este valor se da en Km y es una función de la escala dominante del terreno. El valor utilizado fue 7 km, acorde con un análisis de la longitud escalar del terreno circundante descrito por Barclay et al. (2011).

El modelo fue calibrado a través de monitoreo realizados en 2 receptores ubicados en el área de influencia directa de la cantera. Las mediciones se realizaron utilizando 2 muestreadores de bajo volumen, de acuerdo con el método IO-2.2, ubicados en la zona de la planta trituradora y el área de oficinas. Los monitoreos se realizaron durante 5 días de operaciones normales de la planta de triturado, acarreo de materiales y operaciones buldócer en la cantera. No se realizaron operaciones de voladuras. Computacionalmente, se realizaron las simulaciones con el método de función de muestra slug, dispersión usando las curvas Pasquill Gifford (PG) y un coeficientes de dispersión rural ISC (para terrenos complejos). Con este enfoque, el modelado de las emisiones es representado como un soplo alargado no circular en la dirección del viento durante su liberación en la fuente. Puede ser visualizado como varias bocanadas circulares superpuestas que representan una emisión continua de puff.

Los receptores para la calibración del modelo fueron ubicados en cercanía a las fuentes significativas de la cantera. En campos cercanos de dispersión, el enfoque slug puede describir cambios rápidos de las partículas en cercanía a la fuente representado el sistema del modelado para aplicaciones de flujo complejo de corto alcance. El modelo CALPUFF se caracteriza por estimar concentraciones en terrenos complejos donde la pluma de emisión puede variar acorde a la topografía del área. Las concentraciones en receptores (CR) son estimada acorde a:

$$CR = \frac{Q}{t_2 - t_1} \frac{F_y(t_R) F_z(t_R)}{4\pi u \sigma_{z^*z_e} \sigma_{y^*y_e}} \left\{ \operatorname{erf} \left[\frac{t_2 - t_R}{\sqrt{2} \sigma_{y^*y_e} / u} \right] - \operatorname{erf} \left[\frac{t_1 - t_R}{\sqrt{2} \sigma_{y^*y_e} / u} \right] \right\} \quad (1)$$

Para el periodo t_1 a t_2 , donde Q es la masa total del material en la bocanada (g), $F_z(t_R)$ y $F_y(t_R)$ son las funciones de las distribuciones vertical y horizontal de la pluma en función del tiempo de viaje desde la fuente hasta el receptor, u es la velocidad media (m/s) de la elevación del centro de la pluma, $\sigma_{z^*z_e}$ y $\sigma_{y^*y_e}$ son los parámetros de dispersión efectiva (m).

Los estadísticos utilizados para evaluar el rendimiento y representatividad del modelo para estimar concentraciones fueron: Sesgo, Error Cuadrático Medio Normalizado (ECMN), Sesgo Fraccional (SF) y Coeficiente de Correlación (r). Para determinar la fiabilidad del modelo se utilizó los criterios expuestos en Kumar et al.(2006) y Ahuja (1996). El sesgo, ECMN, SF y r fueron calculados usando las siguientes ecuaciones:

$$Sesgo = \frac{\sum_1^N (Model - Obs)}{N} \quad (2)$$

$$ECMN = \frac{\sum_1^N (Model - Obs)^2}{(Model \times Obs)} \quad (3)$$

$$SF = 2 \left[\frac{\sum (Obs - Model)}{\sum (Obs + Model)} \right] \quad (4)$$

$$r = \frac{(\overline{Obs - Obs})(\overline{Model - Model})}{\sigma_O \sigma_P} \quad (5)$$

Donde, Obs y $Model$ representan los valores de las concentraciones de PM₁₀ medidas y estimadas, respectivamente; σ_O y σ_P denotan la desviación estándar de los valores observados y predichos, respectivamente, y N es el número de valores analizados.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la cantera existen 7 áreas fuentes de emisiones de PM₁₀ significativas (planta de triturado, zona de descargue, zona de cargue, área de pilas, área de voladura, vías y áreas expuestas). La tasa de emisiones en cada área es muy variada y está influenciada por diversos factores, no se presentaron voladuras durante el periodo de modelación (Tabla 2). En la Tabla 2 la fuente de vías está en g/s. (a) No se presentaron voladuras. (b) se estimaron acorde al número de perturbaciones y potencial de erosión. Acorde lo estimado según Arregocés et al (2016) Todas las operaciones de cantera pueden descargar en la atmosfera aproximadamente 10.1 g/s, esta tasa de emisión total relacionada con la producción anual es ligeramente superior a los informados por otros estudios (Ghannam y El-Fadel, 2013; Tartakovsky et al., 2013). Se estima que las áreas que más descargan PM₁₀ a la atmosfera son el descargue de material y las vías internas en la cantera. Las mayores emisiones se realizan durante horas solares en operaciones normales de la cantera, en horas nocturnas las emisiones están limitadas a pilas de almacenamiento y áreas expuestas a erosión. Para emisiones de PM₁₀ por procesos naturales, erosión en pilas y áreas expuestas, las velocidades del viento debe superar la velocidad umbral de fricción (Mueller et al., 2015).

Tabla 2: Tasa de Emisiones de PM₁₀ en la cantera M-cielo para el periodo de modelación.

Fuentes de Emisiones	Tasa de Emisiones	Tiempo Emisión/día
Planta de Triturado	4.30 x 10 ⁻⁶	7 h
Zona de descargue	1.88 x 10 ⁻⁶	9 h
Zona de cargue	1.29 x 10 ⁻⁷	8 h
Pilas de almacenamiento	B	b
Área de voladura	A	-
Vías	1.36 x 10 ⁻²	10 h
Área expuestas	B	b

Las emisiones por procesos naturales son insignificantes comparadas con las actividades de operaciones de la cantera. Las emisiones en pilas de almacenamiento tienen un intervalo de 0.04-2.84 g/s en hora

diurnas, sus valores estas determinados por el número de perturbaciones, textura del material y velocidad del viento. Diariamente las mayores emisiones en pilas por procesos naturales se dieron desde las 11-13 UTC-0500. El monitoreo horario de la ubicación y tasa de proceso de los equipos es importante para estimar emisiones razonables. Su influencia en la variabilidad de la determinación de los niveles diarios en receptores ambientales oscila 10-35% en las concentraciones. Tartakovsky et al. (2013) informa que las emisiones detalladas de las canteras generalmente no está disponible y carecen de precisión espacio-tiempo, aumentando la incertidumbre de las concentraciones calculadas debido a variabilidad de los campos de vientos horarios y sus efectos sobre las emisiones.

La meteorología de la zona tiene un efecto significativo en la dispersión y transporte del contaminante. Las rosas de viento no mostraron patrones de dirección de viento estacionales en la región para todas las horas del día. La frecuencia de la dirección del viento a 10 metros sobre el nivel del suelo en la cantera M-cielo se muestra en la Fig. 2. El histograma de la velocidad del viento durante el periodo de modelación fue 4.38 ± 2.89 m/s, el 40.3% de los datos de velocidad del viento fue menor a 4 m/s y las frecuencias más altas de los datos de las velocidades se encuentra en el rango de 4.5-7.5 m/s, aproximadamente el 42%. Durante las horas diurnas se presenta altas variabilidades de la dirección entre NE-SE. Es rara la dirección de viento (SSO) hacia la población más cercana. Se presenta una tendencia en la variabilidad de la velocidad del viento durante las 24 horas del día. Los vientos con dirección SE, en horas nocturnas son inferiores a 1.5 m/s y durante el día son superiores a 6 m/s.

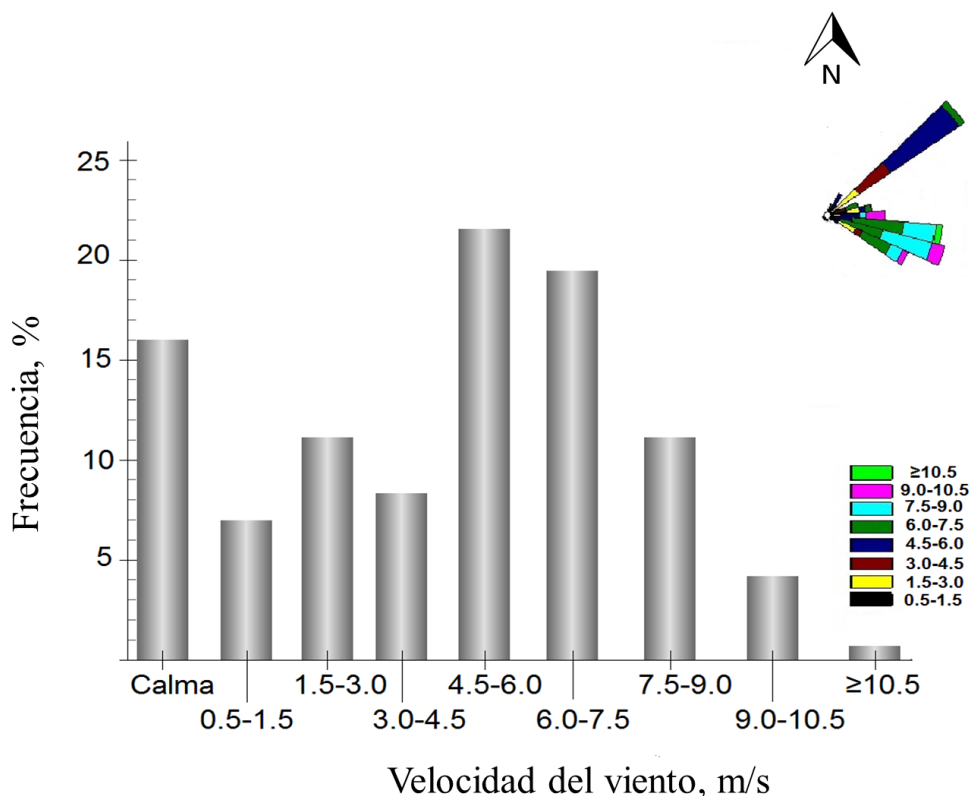


Fig. 2: Frecuencia de la dirección del viento a 10 metros sobre el nivel del suelo en la cantera M-cielo

El calentamiento solar y la topografía del área determinan la dirección y velocidad del viento. Las máximas velocidades se presentan en dirección SE durante las horas en que se presentan mayor radiación solar. Las condiciones topográficas crean barreras y canalizan flujos de masas de aire estacionales de los vientos alisios propios de la zona que asociados al aumento de la temperatura de la superficie del suelo, las modificaciones relacionadas con el uso de la tierra y las depresiones del terreno aumenta las velocidades. El viento se debilita a finales de la tarde y en horas nocturnas conforme el calentamiento solar disminuye o desaparece, durante el periodo de modelación el 42% de registros de la velocidad del viento en horas nocturnas fueron inferiores a 1 m/s, mostrando la influencia de estos factores. Por lo tanto, la dispersión de las emisiones de PM₁₀ es mayor en horas donde la temperatura ambiente es superior a media diaria y sus direcciones están orientadas ascendentemente en la montaña.

Las variaciones horarias de la estabilidad atmosférica, producto de la modelación, muestra que en horas nocturnas se presentan en mayor proporción categorías muy estable. En el 42% de los registros horarios de la atmósfera, las condiciones fueron estables para horas no solares, esto está asociado principalmente con

el enfriamiento nocturno que da como resultado la supresión de los niveles de turbulencia y la inversión de la temperatura en niveles más bajos, la poca nubosidad en la madrugada y velocidades del viento inferiores a 1.5 m/s favorecen el proceso de irradiación terrestre (Valdés et al., 2015). En horas solares, en el intervalo horario de 10-13 UTC-0500, la atmosfera presento estabilidad de clase moderadamente inestable. Normalmente las condiciones inestables están asociadas con el calentamiento a nivel del suelo durante el día que da como resultado movimiento de turbulencia térmica en la capa límite. Las condiciones de neutralidad se presentan al amanecer y atardecer debido a que la zona a menudo experimenta cielos nublados y los vientos está influenciado por el sistema climático a escala sinóptica y por los efectos locales.

Dispersión PM₁₀

La Fig. 3 muestra dispersión diaria de PM₁₀ y la variación horaria de la altura promedio de la capa de mezcla atmosférica en la zona de dominio. La altura promedio de la capa de mezcla comienza aumentar en las primeras horas solares debido al aumento gradual de la temperatura excediendo los 1300 metros en el intervalo de horas de 14-16 UTC-0500. Las alturas de mezcla más profundas están asociadas con las inestabilidades que presentaba la atmosfera en esas horas del día. Por otro lado, en horas nocturnas la altura promedio de la capa de mezcla puede descender hasta los 50 m debido a la supresión de la turbulencia térmica causada por el enfriamiento en las capas baja de la atmosfera. Las alturas de mezcla más baja se estimaron en condiciones estables con cielo despejado o con poca nubosidad y con velocidades del viento bajas (<2 m/s), típicamente sus valores están en el orden de 50 a 200 m.

Los niveles ambientales de PM₁₀ producto de las emisiones de la cantera disminuye a medida que aumenta la distancia de los receptores hasta la fuente. Se estimaron variaciones de concentraciones promedio de 17.50 µg/m³ (a < 1km), 4.06 µg/m³ (a < 2km), 2.16 µg/m³ (a < 3km) y 0.82 µg/m³ (a < 6km). Estos valores no exceden los límites permisibles establecidos por la norma colombiana. Las mayores contribuciones a los niveles de PM₁₀ están dadas por las emisiones de las pilas centrales y zonas expuestas del área de operación, sus contribuciones son aproximadamente del 62%. La dispersión de PM₁₀ esta significativamente relacionada con el viento y la topografía del terreno. La dispersión es mayor en direcciones del viento proveniente del SE con dirección a un terreno homogéneo y se alcanza mayores velocidades que contribuyen significativamente a la dispersión. En cambio, cuando la dirección del viento es NE, la dispersión es menor en los receptores debido a que las emisiones de la cantera tienen una trayectoria a un terreno complejo y debe experimentar la ascendencia por la ladera de la montaña aumentando los niveles ambientales del contaminante.

Dentro de la zona de influencia directa en la cantera M-Cielo, los niveles promedio de PM₁₀ en la planta de triturado fue de 54.20±21.95 µg/m³ y de 46.87±23.07 µg/m³ en el área de oficina. Los valores máximos diarios estimados por el modelo se encuentra en el intervalo de 140.10-207.47 µg/m³ en la área de vías que conecta la zona de cargue y la planta de triturado. Estos valores superan los estándares legales de la norma de calidad del aire y ocurren dentro del área de operación directa de la cantera. La resuspensión de PM₁₀ de los caminos, el tráfico de vehículo y la ubicación viento sotavento de esta área son los factores que permiten que se alcancen los niveles máximos.

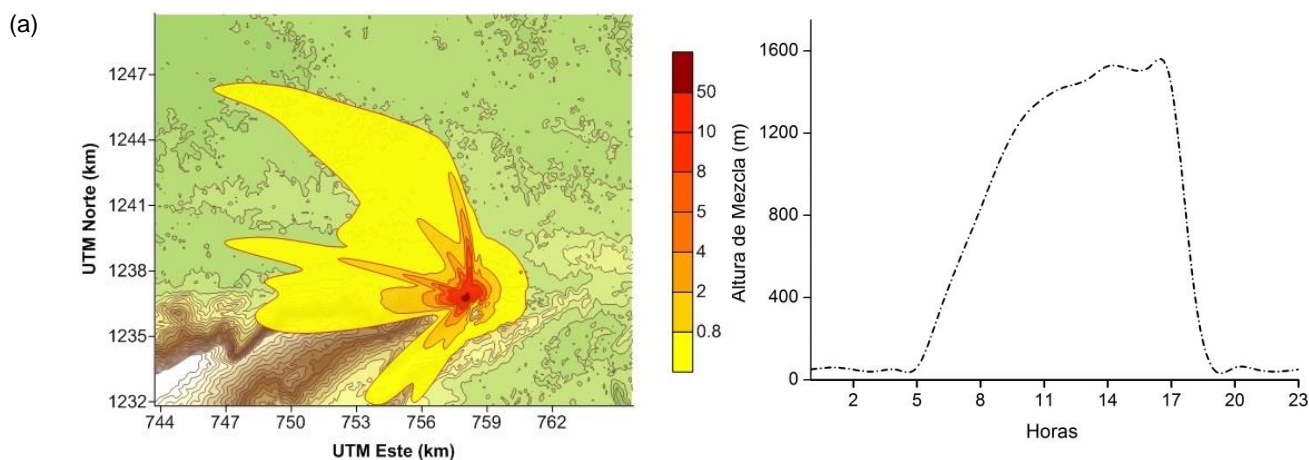


Fig. 3: Dispersión diaria de PM₁₀ y la altura promedio de la capa de mezcla atmosférica en la cantera M-cielo durante los 5 días del modelado (continúa en la página siguiente)

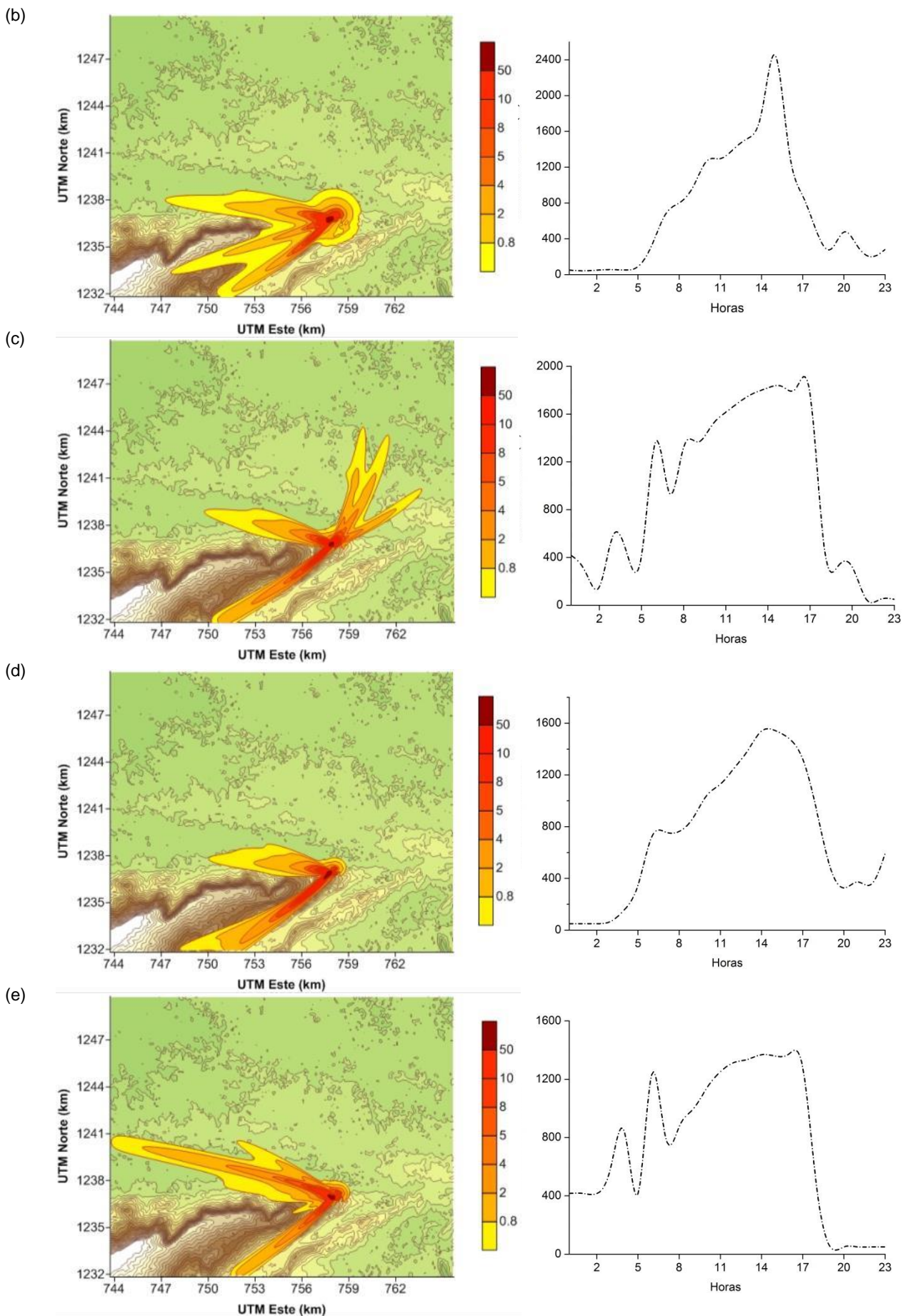


Fig. 3: Dispersión diaria de PM₁₀ y la altura promedio de la capa de mezcla atmosférica en la cantera M-cielo durante los 5 días del modelado (viene de la página anterior)

Rendimiento del Modelo

La Tabla 3 muestra los índices estadísticos para la evaluación del modelo. El ECMN, indicador de varianza, es < 0.5 para las estimar las concentraciones diarias en los receptores, indicando que las concentraciones observadas y las estimadas están de acuerdo. El SF fue positivo para todos los receptores ambientales y se encuentra dentro del rango aceptado, las simulaciones de las emisiones de PM₁₀ indican subestimaciones consistentes de los niveles de PM₁₀ en todos los receptores. Los resultados de la tabla 3 concuerdan con los criterios de aceptación de Kumar et al. (2006) para el SF, a diferencia de los hallazgos de Tartakovsky et al. (2016) donde los valores de SF fueron menores de -0.82 para varias simulaciones ejecutadas con diferentes archivos meteorológicos conformados por mediciones superficiales y campos de viento dados por el modelo WRF, este rendimiento bajo es atribuido a la incertidumbre de la ubicación de los receptores, la distancia de las estaciones meteorológicas a las fuentes y las resolución del campo de viento modelado por WRF en terrenos complejos. Los valores r son consistentemente altos para todos los receptores mostrando que la confiabilidad del modelo al estimar concentraciones diarias en la zona de influencia directa de la cantera. Los resultados muestran que el rendimiento del modelo CALPUFF para estimar concentraciones de PM₁₀ en terrenos complejos con múltiples fuentes emisoras es satisfactorio. Los resultados están enmarcados dentro de los criterios de aceptación de los modelos de dispersión de calidad de aire (Ahuja, 1996; Kumar et al., 2006)

Tabla 3: Evaluación del modelo de dispersión de las concentraciones estimadas de PM₁₀ (sesgo, Error cuadrático Medio Normalizado, Sesgo fraccional y Coeficiente de Correlación).

	Receptor 1	Receptor 2	Aceptabilidad (Ahuja, 1996; Kumar et al., 2006)	Valor Perfecto
Sesgo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	-13.02	-7.28	-	0
ECMN	0.49	0.23	≤ 0.5	0
SF	0.27	0.17	$-0.5 \leq x \leq +0.5$	0
r	0.80	0.79	≥ 0.6	1

La Fig. 4 compara las concentraciones de PM₁₀ medidos y predichos en términos de niveles diarios. La pendiente de la regresión lineal indica la estimación de las fuentes de PM₁₀ incluidas en el modelo. La pendiente de regresión advierte de la inexactitud en el inventario de emisión, incertidumbre en registros meteorológicos y datos geofísicos (Huertas et al., 2012). Bajo el supuesto de datos meteorológicos exactos, el modelo muestra que las fuentes de emisiones fueron subestimadas. Suponiendo que el modelo CALPUFF, los datos geográficos y meteorológicos son precisos, la subestimación de los resultados con respecto a las concentraciones medidas de PM₁₀ se debe a las imprecisiones de los inventarios de emisiones. El modelo aporta alta confiabilidad en la estimación de la dispersión de los contaminantes y la variabilidad de las concentraciones. La constante de regresión lineal muestra las concentraciones de fondo resultado de la modelación. Las concentraciones de fondo en receptores están considerando las fuentes naturales, fuentes cercanas distintas a las que se están considerando o fuentes no identificables.

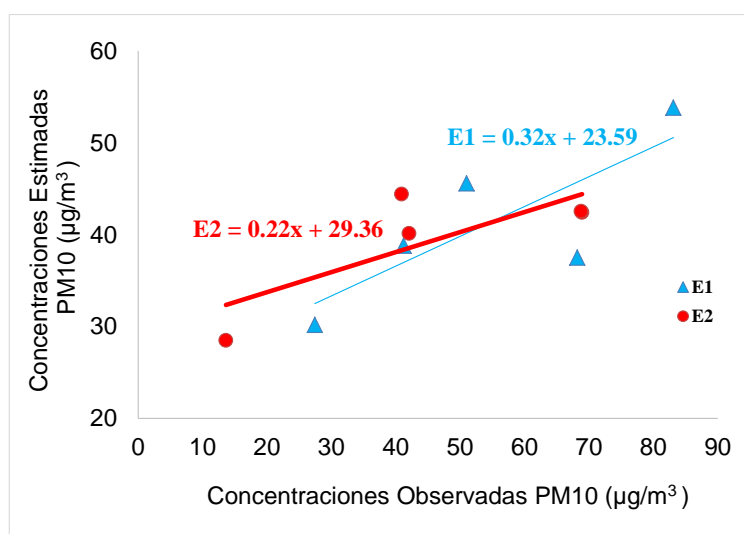


Fig. 4: Concentraciones de PM₁₀ con el muestreador de bajo volumen y con la aplicación del modelo CALPUFF en dos receptores ubicados en una área de impacto directo de la cantera M-Clelo.

El receptor 2 tiene una constante de regresión de 29.36 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, mayor al receptor 1. Este valor puede estar influenciado directamente las emisiones de una vía regional, ubicada a pocos metros, que no se incluyó en el inventario de emisiones. Además, la distancia entre la estación meteorológica y las fuentes de emisiones puede explicar las diferencias en el rendimiento del modelo. La estación meteorológica no se encuentra en la zona de influencia directa de la cantera. Los campos de vientos son afectados por la topografía disminuyendo la exactitud en el cálculo de las dispersiones de PM₁₀.

En comparación con otros modelos, el CALPUFF ha mostrado mejor rendimiento para estimar concentraciones en radios significativos desde las fuentes (diferentes a la utilizada en esta investigación) a receptores, a 8 km y 16 km, que los modelos AERMOD e Industrial Source Complex (ISC2). Se ha determinado porcentaje más alto de predicciones, coeficientes de correlación más altos (0.76-0.86) y generalmente la varianza más baja en comparación con los modelos de estado estacionario (Rood, 2014). El modelo CALPUFF desarrolla factores de colina que se utilizan dentro de su módulo de terrenos complejos que simulan el impacto de la pluma de forma fraccionada dándole ventaja sobre los modelos no langrangiano (Tartakovsky et al., 2013). Pimentel et al. (2010) encontraron que CALPUFF mostraba correlaciones de 0.52 y ECMN de 0.68 para estimar concentraciones, el modelo exponía un patrón de variabilidad temporal más realista de las concentraciones en la región que el AERMOD para una topografía montañosa influenciada por un sistema tierra-océano, pero sobrestimaba las concentraciones. En esta investigación, los valores calculados para r (0.79-0.8) y ECMN (0.23-0.49) son bastantes significados y se considera la reducción de la incertidumbre por considerar una mayor exactitud en el inventario de emisiones en función de espacio-tiempo, ubicación de receptores, mayor resolución de la zona de dominio y confiabilidad en los datos meteorológicos por su cercanía a la fuente y calidad de los mismos.

CONCLUSIONES

Por lo general, el monitoreo continuo de los niveles de PM₁₀ es costoso y limitado en espacio en áreas de terrenos complejos, los modelos de calidad del aire son herramientas útiles que permiten evaluar los impactos de las actividad realizadas. La entrada de datos y el trabajo de campo son esenciales para obtener resultados con incertidumbres aceptables que permitan entender la dispersión y transporte de los contaminantes.

En este trabajo, se utilizó el modelo de dispersión CALPUFF para determinar la dispersión de las emisiones de PM₁₀ en una cantera localizada en una región montañosa, reduciendo los valores de incertidumbre al utilizar datos meteorológicos lo más cercana a las fuentes, receptores ubicados en el área de influencia directa y tasa real de emisiones al monitorear la ubicación de los equipos utilizados en la extracción del material. La aplicación del CALPUFF junto con el modelo de meteorológico CALMET y la ejecución auxiliar del modelo MM5 permitió simular de manera satisfactoria la dispersión PM₁₀ en el área y fuera de los límites de la cantera.

La meteorología y la topografía de la zona tienen un efecto significativo en la dispersión y transporte del contaminante, se encontró que las variaciones de concentraciones promedio de PM₁₀ con relación a la distancia fueron 17.50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (a < 1km), 4.06 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (a < 2km), 2.16 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (a < 3km) y 0.82 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (a < 6km). Estos valores son mayores cuando se alcanzan direcciones del viento NE en horas no solares. Fuera de los límites de la cantera, los niveles de PM₁₀ estimados no exceden los límites permisibles establecidos por la norma colombiana. La evaluación del rendimiento del CALPUFF mostro una capacidad aceptable para estimar la dispersión y variabilidad de PM₁₀ en terrenos complejos. Como es de esperar, cuanto más sea exacto el inventario de emisiones y menor sea la distancia entre la estación meteorológica y las fuentes de emisiones mejor serán las estimaciones de las predicciones. El modelo mostro correlaciones superiores a 0.7 para todos los receptores, el indicador estadístico de varianza mostro concordancia entre valores observados y estimados, el sesgo para predecir niveles ambientales diarios de PM₁₀ fue menor a 14 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y la versatilidad del modelo lo hacen confiable para aplicaciones y escenarios futuros.

Aunque la zona estudiada se encuentra en un nivel de prevención muy bajo y en una categoría de calidad de aire buena según los estándares legales del país, es importante resaltar que las PM₁₀ emitidas en la cantera pueden causar efectos significativos en receptores humanos. Esta investigación ofrece una perspectiva para la gestión y manejo de la calidad del aire en zonas montañas a través de la utilización de modelo de calidad del aire.

AGRADECIMIENTOS

Los autores expresan sus agradecimientos a la Universidad de La Guajira por el financiamiento y apoyo para el desarrollo de este proyecto.

REFERENCIAS

- Abdul-Wahab, S.A., H. Fgaier, A. Elkamel y K. Chan, Air quality assessment for the proposed Miller Braeside quarry expansion in Canada: TSP, doi:10.1007/s11869-014-0304-5, *Air Qual. Atmos. Heal.*, 8, 573–589 (2015)
- Ahuja, S., Evaluation of MESOPUFF-II-Sox Transport and Deposition in the Great Lakes Region, Diss. University of Toledo (1996)
- Arregoces, H.A., R.E. Rojano, L.C. Ángulo y G.M. Restrepo, Predicción y Análisis de la Contribución de PM10 desde Pilas de Carbón en una Mina a Cielo Abierto, doi:10.4067/S0718-07642016000400010, *Inf. Tecnol.*, 27, 93–102 (2016)
- Barclay, J. y J. Scire, Generic Guidance and Optimum Model Settings for the CALPUFF Modeling System for Inclusion into the “Approved Methods for the Modeling and Assessments of Air Pollutants in NSW, Australia” (2011)
- Ghannam, K. y M. El-Fadel, Emissions characterization and regulatory compliance at an industrial complex: An integrated MM5/CALPUFF approach, doi:10.1016/j.atmosenv.2012.12.022, *Atmos. Environ.*, 69, 156–169 (2013)
- Holmes, N.S. y L. Morawska, A review of dispersion modelling and its application to the dispersion of particles: An overview of different dispersion models available, doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.06.003, *Atmos. Environ.*, 40, 5902–5928 (2006)
- Huertas, J.I., M.E. Huertas, S. Izquierdo y E.D. González, Air quality impact assessment of multiple open pit coal mines in northern Colombia, doi:10.1016/j.jenvman.2011.08.007, *J. Environ. Manage.*, 93, 121–129 (2012)
- Karam, G. y M. Tabbara, Air quality and health impact of cement industry on urbanized rural areas, *Int. J. Appl. Environ. Sci.*, 6, 337–349 (2011)
- Kumar, A., S. Dixit y otros tres autores, Evaluation of the AERMOD dispersion model as a function of atmospheric stability for an urban area, doi:10.1002/ep.10129, *Environ. Prog.*, 25, 141–151 (2006)
- MacIntosh, D.L., J.H. Stewart y otros seis autores, Use of CALPUFF for exposure assessment in a near-field, complex terrain setting, doi:10.1016/j.atmosenv.2009.09.023, *Atmos. Environ.*, 44, 262–270 (2010)
- Mueller, S.F., J.W. Mallard, Q. Mao y S.L. Shaw, Variability of natural dust erosion from a coal pile, doi:10.1175/JAMC-D-14-0126.1, *J. Appl. Meteorol. Climatol.*, 54, 3–14 (2015)
- Pimentel, L.C.G., B.D. Da Cunha y otros tres autores, Performance assessment of regulatory air quality models AERMOD and CALPUFF-A near field case study in Metropolitan Region of Rio de Janeiro, Brazil, HARMO 2010 - Proceedings of the 13th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, 128–132 (2010)
- Ravina, M., D. Panepinto y M.C. Zanetti, DIDEM - An integrated model for comparative health damage costs calculation of air pollution, doi:https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.11.010, *Atmos. Environ.*, 173, 81–95 (2018)
- Rood, A.S., Performance evaluation of AERMOD, CALPUFF, and legacy air dispersion models using the Winter Validation Tracer Study dataset, doi:10.1016/j.atmosenv.2014.02.054, *Atmos. Environ.*, 89, 707–720 (2014)
- Sarigiannis, D.A., P. Kontoroupi y otros cuatro autores, Benefits on public health from transport-related greenhouse gas mitigation policies in Southeastern European cities, doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.142, *Sci. Total Environ.*, 579, 1427–1438 (2017)
- Scire, J.S., D.G. Strimaitis y R.J. Yamartino, A user’s guide for the CALPUFF dispersion model, Eearth Tech, Inc. Concord (2000)
- Shiva-Nagendra, S.M., M. Diya y otros tres autores, Characteristics of air pollutants at near and far field regions of a national highway located at an industrial complex doi:https://doi.org/10.1016/j.trd.2016.07.006, *Transp. Res. Part D Transp. Environ.*, 48, 1–13 (2016)
- Tartakovsky, D., D.M. Broday y E. Stern, Evaluation of AERMOD and CALPUFF for predicting ambient concentrations of total suspended particulate matter (TSP) emissions from a quarry in complex terrain, doi:10.1016/j.envpol.2013.04.023, *Environ. Pollut.*, 179, 138–145 (2013)
- Tartakovsky, D., E. Stern y D.M. Broday, Dispersion of TSP and PM10 emissions from quarries in complex terrain, doi:10.1016/j.scitotenv.2015.10.133, *Sci. Total Environ.*, 542, 946–954 (2016)
- USEPA, Emissions Factors & AP 42, Compilation of Air Pollutant Emission Factors [WWW Document]. URL <https://www.epa.gov/air-emissions-factors-and-quantification/ap-42-compilation-air-emission-factors> (1995)
- Valdés, D., A.Q. Silverio y otros tres autores, Variación de la estabilidad y altura de la capa de mezcla en la ciudad de Pinar del Río: su relación con condiciones sinópticas. *Rev. Bras. Meteorol.* 30, 1–15. doi:10.1590/0102-778620140014 (2015)

