

# **Evaluación temporal de la concentración de metales pesados (Pb y Cu) asociada con el sedimento vial: Fontibón-Barrios Unidos (Bogotá D. C., Colombia)<sup>1</sup>**

## **Temporal Assessment of the Heavy Metals (Pb and Cu) Concentration Associated with the Road Sediment: Fontibón-Barrios Unidos (Bogotá D.C., Colombia)<sup>2</sup>**

*María del Pilar Romero-Barreiro<sup>3</sup>*

*Rubén Darío Pinilla-Castañeda<sup>4</sup>*

*Carlos Alfonso Zafra-Mejía<sup>5</sup>*

doi:10.11144/Javeriana.iyu19-2.etcn

Cómo citar este artículo:

M. del P. Romero-Barreiro, R. D. Pinilla-Castañeda y C. A. Zafra Mejía. "Evaluación temporal de la concentración de metales pesados (Pb y Cu) asociada con el sedimento vial: Fontibón-Barrios Unidos (Bogotá D. C., Colombia)", *Ing. Univ.*, vol. 19, no. 2, pp. 315-333, 2015. <http://dx.doi.org/10.11144/javeriana.iyu19-2.etcn>

---

<sup>1</sup> Fecha de recepción: 8 de agosto de 2014. Fecha de aceptación: 2 de marzo de 2015. Este artículo se deriva de un proyecto de investigación denominado *Contaminación por escorrentía superficial en Bogotá D. C.: metales pesados (Pb y Cu) asociados con el sedimento depositado sobre superficies viarias*, código 31-2010, desarrollado por el Grupo de Investigación en Ingeniería Ambiental (GIIAUD) de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá, Colombia.

<sup>2</sup> Reception date: August 8<sup>th</sup>, 2014. Acceptance date: March 2<sup>nd</sup>, 2015. This article results from a research project titled *Contamination by Surface Runoff in Bogotá D.C.: Heavy Metals (Pb and Cu) Associated with the Sediment Deposited on Road Surfaces*, code 31-2010. It was developed by the Research Group in Environmental Engineering (GIIAUD) of the Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Bogota, Colombia.

<sup>3</sup> Ingeniera ambiental, Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá, Colombia. Investigadora, Grupo de Investigación en Ingeniería Ambiental (GIIAUD), Universidad Distrital Francisco José de Caldas.

Correo electrónico: mariapromerobarreiro@gmail.com

<sup>4</sup> Ingeniero ambiental, Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá, Colombia. Investigador, Grupo de Investigación en Ingeniería Ambiental (GIIAUD), Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Correo electrónico: rubendaroprc@gmail.com.

<sup>5</sup> Ingeniero civil, Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Colombia. MSc. en Ingeniería Ambiental, Universidad de Cantabria, España. PhD en Ingeniería Ambiental, Universidades de Cantabria y País Vasco, España. Investigador, Grupo de Investigación en Ingeniería Ambiental (GIIAUD), Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá, Colombia. Correo electrónico: czafra@udistrital.edu.co.

## Resumen

Los metales pesados asociados con el sedimento vial pueden deteriorar la calidad del aire, del suelo y de la vegetación del entorno cuando son suspendidos por el viento y la turbulencia inducida por el tráfico. Adicionalmente, pueden afectar la calidad del agua de los sistemas fluviales cuando son transportados por la escorrentía. El objetivo es presentar una evaluación temporal (diaria) de la concentración de metales pesados (Pb-Cu) asociada con el sedimento vial de las localidades de Fontibón y Barrios Unidos (Bogotá D. C., Colombia). La concentración se determinó por medio de espectrometría de absorción atómica con llama; previamente las muestras fueron digeridas en una mezcla de ácido clorhídrico y nítrico (3:1; agua regia). Los resultados muestran, para la fracción más fina del sedimento vial ( $\leq 63 \mu\text{m}$ ), la cual es también la más cercana a la potencialmente inhalable ( $\leq 10 \mu\text{m}$ ), que las concentraciones tienden a aumentar en tiempo seco (Pb: 34%; Cu: 40%). Las concentraciones de Pb y Cu durante este periodo son 1,59 y 5,30 veces superiores al valor límite más bajo fijado por las administraciones de Cataluña y Canadá, respectivamente. Finalmente, los hallazgos son un punto de referencia colombiano para la publicación de legislación asociada con este tipo de contaminación (residuo peligroso).

## Palabras clave

climatología; contaminación urbana; metales pesados; sedimento vial

## Abstract

Heavy metals associated with the road sediment can impair the quality of air, soil and vegetation of environment when they are suspended by the wind and turbulence induced by the traffic. Additionally, they can affect the water quality of the river systems when they are transported by the runoff. The objective of this paper is to present a temporary assessment (daily) of the heavy metals (Pb-Cu) concentration associated with the road sediment of the localities of Fontibón and Barrios Unidos (Bogotá D.C., Colombia). The concentration was determined by flame atomic absorption spectrometry. Previously the samples were digested in a mixture of hydrochloric and nitric acid (3:1; aqua regia). The results show for the finest fraction of road sediment ( $\leq 63 \mu\text{m}$ ), which is also the fraction with size closest to the potentially inhalable ( $\leq 10 \mu\text{m}$ ), that the concentrations tend to increase in dry weather (Pb: 34%; Cu: 40%). The concentrations of Pb and Cu during this period are 1.59 and 5.30 times higher than the lowest limit value fixed by the administrations of Cataluña and Canada, respectively. The findings are a reference point for Colombia in order to publish legislation associated with this type of pollution (hazardous waste).

## Keywords

climatology; heavy metals; road-deposited sediment; urban pollution

## Introducción

La contaminación urbana por actividades industriales y el tráfico vehicular se ha incrementado con la rápida urbanización y el acelerado desarrollo económico [1]. En este sentido, la ciudad de Bogotá D. C. (Colombia) fue reportada por la Organización Panamericana de la Salud como el tercer centro urbano de mayor contaminación atmosférica en América Latina [2]. Al respecto, Giraldo [3] reportó que en la ciudad las fuentes móviles aportaron el 65 % de los principales contaminantes atmosféricos, frente al 35 % proveniente de las fuentes industriales (*i. e.*, fijas). De esta manera, el incremento local de las investigaciones en los corredores viales está asociado con el interés de evaluar las emisiones contaminantes provenientes de las fuentes móviles (por ejemplo, de metales pesados).

En todo el mundo se ha reportado la preocupación por la contaminación urbana con metales pesados, debido a su continua emisión [4], a los largos periodos de residencia en el ambiente, al transporte dentro de las masas de aire, a su eventual deposición en superficie [5] y a que los elementos metálicos fueron significativamente móviles y potencialmente biodisponibles [6]. Por esto, en algunas investigaciones se han utilizado los sedimentos viales como indicadores de la presencia de metales pesados en la superficie de los ambientes urbanos (por ejemplo, [7] y [8]). Lo anterior porque los sedimentos viales representaron la acumulación más reciente de los contaminantes en una zona determinada [9].

Las superficies viales representan solo una pequeña parte del paisaje urbano; sin embargo, su elevado grado de impermeabilidad favorece su contribución con significativas cargas de metales pesados durante los eventos de precipitación y, por lo tanto, de escorrentía superficial [10], [11]. Adicionalmente, los sedimentos viales acumulados en tiempo seco afectan la calidad del aire, del suelo y de la vegetación del entorno cuando son suspendidos por el viento y la turbulencia inducida por el tráfico [12], [13]. De esta manera, los metales pesados asociados con el sedimento vial requieren especial atención, por sus efectos tóxicos en la salud de los usuarios y residentes de áreas cercanas a los corredores viales [1], [7].

A partir de lo anterior, ha crecido el interés por estudiar la contaminación metálica asociada con el sedimento vial, debido a su significancia en la salud pública, a la limpieza gradual de las fuentes puntuales de polución y a la cantidad de metales pesados descargados en los sistemas acuáticos, el suelo y la atmósfera de áreas aledañas a las superficies viales urbanas.

El aporte de metales pesados por parte de los vehículos a las superficies viales se debe a fugas de combustible y lubricante, óxido y herrumbre de carrocerías, desgaste de llantas y frenos y a gases de combustión [14], [15]. Los metales pesados predominantes en el sedimento vial son Zn, Pb y Cu [16]; adicionalmente, se pueden encontrar Ni, Hg, Cr y Cd [17]. Por otra parte, Ellis y Revitt [18] y Bian y Zhu [19] reportaron que la deposición de metales pesados en las superficies viales fue proporcional a la densidad de tráfico. Al respecto, Bannerman *et al.* [20], Drapper *et al.* [21] y Apeageyi *et al.* [7] demostraron que las concentraciones de Zn, Pb y Cu se relacionaron con la densidad de tráfico. Por otro lado, Barrett *et al.* [22] sugirieron que la densidad de tráfico era importante únicamente a escala local; a gran escala las variaciones en la concentración metálica fueron atribuibles a otros factores (por ejemplo, fuentes industriales).

Con respecto a la variación temporal, Li *et al.* [23] reportaron que el periodo seco previo a un evento de precipitación era el factor hidrológico más importante en la determinación de la carga de sólidos acumulada sobre las superficies viales. En este sentido, Tian *et al.* [24] informaron que la carga de sedimento aumentó en tiempo seco con una tendencia de tipo lineal para la fracción de tamaño más pequeña del sedimento vial (*i. e.*, menor a 125  $\mu\text{m}$ ). Adicionalmente, Vaze y Chiew [25] concluyeron que la acumulación de sólidos viales ocurre rápidamente después de un evento de precipitación; sin embargo, tiende a disminuir después de varios días de tiempo seco, debido a la redistribución superficial de los sólidos acumulados (por ejemplo, por el viento). Al respecto, algunos investigadores [10], [25] han sugerido que la carga de sólidos acumulada en tiempo seco sobre las superficies viales tendió a un valor máximo o de equilibrio. De esta manera, se reportó que los metales pesados asociados con el sedimento vial presentaron en tiempo seco una tendencia similar [10], [26].

El objetivo de este artículo es presentar una evaluación temporal (diaria) de la concentración de metales pesados asociada con el sedimento depositado en las superficies viales de las localidades de Fontibón y Barrios Unidos de la ciudad de Bogotá D. C. (Colombia). Se seleccionaron estas vías porque registraron diferentes características de uso del suelo, tráfico y clima. Los metales pesados evaluados fueron Pb y Cu, seleccionados debido a que se han detectado mayoritariamente

en el sedimento vial (por ejemplo, [10], [19], [26] y [27]). Adicionalmente, se estudió la relación entre el contenido metálico en el sedimento vial y las variables climatológicas de precipitación y velocidad del viento. Finalmente, se evaluaron las concentraciones detectadas con respecto a la normatividad internacional seleccionada como de referencia; lo anterior, dado que en Colombia no existen límites de control para metales pesados en suelo urbano.

## 1. Materiales y métodos

### 1.1. Descripción de los lugares de investigación

El primer lugar de investigación (zona 1) se localizó en una superficie vial de la localidad de Fontibón en la ciudad de Bogotá D. C., en el centro de Colombia: 4°40'09" N, 74°08'33" O. Su clima tropical de montaña (clima frío) se caracterizó por presentar durante el periodo de muestreo una temperatura promedio 14 °C, y una precipitación anual de 847 mm. La velocidad promedio diaria del viento durante el periodo de muestreo fue de 10,1 km/h, con magnitudes diarias de hasta 14,6 km/h. Los datos climatológicos fueron obtenidos de una estación operada por la Red de Monitoreo de Calidad del Aire de la Secretaría Distrital de Ambiente de la ciudad de Bogotá (RMCAB), localizada a 10 m con respecto del bordillo de la superficie vial de investigación.

La superficie vial de investigación de la zona 1 se localizó en el centro urbano de la localidad de Fontibón, sobre la carrera 96G entre las calles 17 y 19. La cuenca vial tiene una elevación media de 2548 m.s. n. m. y una pendiente media de 1,4 % (impermeabilización del 95 %). La superficie vial tiene dos sentidos, cada uno con un carril para el tráfico (tabla 1). La calzada está separada del andén o acera por un bordillo en concreto (Figura 1a). El sistema de drenaje vial está constituido por sumideros laterales localizados al final de la vía (*i. e.*, en la boca-calle); sin embargo, la vía no posee una cuneta para la recolección y conducción del agua de escorrentía hacia los sumideros. La vía da acceso en orden de importancia según el uso del suelo a áreas industriales, comerciales y residenciales (Figura 1a). En este sentido, la actividad industrial predominante en la zona de estudio corresponde a la dedicada al mantenimiento y reparación automotriz, en algunas ocasiones sobre la misma superficie vial de investigación (sin autorización).

El segundo lugar de investigación (zona 2) se localizó en una superficie vial de la localidad de Barrios Unidos en la ciudad de Bogotá D. C., en el centro de Colombia: 4°39'36" N, 74°04'42" O. El lugar de investigación se caracterizó por presentar durante el periodo de muestreo una temperatura promedio de

14,5 °C, y una precipitación anual de 1811 mm. La velocidad promedio diaria del viento durante el periodo de muestreo fue de 5,6 km/h, con magnitudes diarias de hasta 19 km/h. Los datos climatológicos se obtuvieron de una estación (RMCAB) localizada a 650 m de la superficie vial de investigación.

La superficie vial de investigación de la zona 2 se localizó en el centro urbano de la localidad de Barrios Unidos, sobre la calle 64A entre las avenidas Ciudad de Quito y carrera 50. La cuenca vial tiene una elevación media de 2553 m s. n. m. y una pendiente media de 1,2 % (impermeabilización del 90 %). La superficie vial tiene un sentido (Tabla 1) y está separada del andén por un bordillo en concreto (Figura 1b). El sistema de drenaje vial está constituido por sumideros laterales localizados al final de la vía (*i. e.*, en la boca-calle); sin embargo, la vía no posee una cuneta para la recolección y conducción del agua de escorrentía hacia los sumideros. La vía da acceso en orden de importancia según el uso del suelo a áreas residenciales (con actividades de construcción) y comerciales (Figura 1b).

Figura 1. Superficies viales de investigación. a) Fontibón-Zona 1, y b) Barrios Unidos-Zona 2



Fuente: presentación propia de los autores

Tabla 1. Características de las superficies viales en estudio

Característica	Zona 1. Fontibón	Zona 2. Barrios Unidos
Densidad poblacional (habitantes/ha)	Alta (600)	Alta (600)
Líneas de tráfico/parqueo	1 <sup>a</sup> /ninguna	1 <sup>b</sup> /ninguna
Longitud vial (m)	100	95
Pendiente longitudinal/transversal (%)	0,7/4	2,2/4
Tipo/textura del pavimento	Asfalto/rugoso	Asfalto/rugoso
Tráfico promedio diario (vehículos/día)	650	1600
Velocidad promedio (km/h)	10-30	10-30

<sup>a</sup>: uso frecuente como línea de aparcamiento y de mantenimiento automatriz; <sup>b</sup>: uso frecuente como línea de aparcamiento

Fuente: presentación propia de los autores

### 1.2. Sistema de muestreo

Las muestras de sedimento recolectadas sobre las superficies viales se tomaron en tiempo seco, a un costado del bordillo (*i. e.* a 0,50 m), a la misma hora y durante un año (08/05/2010-08/05/2011). La frecuencia promedio de muestreo fue de 10 días; no obstante, se presentaron ligeras variaciones, debido a la ocurrencia de eventos de precipitación que impidieron la recolección del sedimento vial en seco. La superficie de muestreo tuvo un área de 0,49 m<sup>2</sup> (0,70 m × 0,70 m); las dimensiones del área de recolección se garantizaron colocando sobre la superficie un marco de madera de idénticas dimensiones que las del área de muestreo. Adicionalmente, se controló el lugar de muestreo para evitar repetir y estar cerca de anteriores puntos de recolección del sedimento vial.

Para la recolección del sedimento vial se utilizó una escobilla de fibras plásticas y un recogedor de mano. La superficie de muestreo fue barrida ligeramente para evitar el desprendimiento de partículas pertenecientes al pavimento e intentando aplicar el mismo esfuerzo sobre la escobilla durante todo el periodo de investigación. La cantidad total de muestras recolectadas sobre las calzadas fue de 72; 36 muestras por cada zona. Finalmente, el protocolo para la recolección del sedimento vial se estableció teniendo como punto de referencia los sistemas de muestreo reportados por investigaciones internacionales [18], [19], [25]-[28].

### 1.3. Análisis de laboratorio

La distribución por tamaños de las partículas del sedimento vial se determinó usando el método ISO-11277 [29]. El rango de la serie de tamices utilizado para el análisis granulométrico y metálico del sedimento estuvo comprendido entre 63  $\mu\text{m}$  y 2800  $\mu\text{m}$ . Por otro lado, el análisis temporal de la concentración de metales pesados del sedimento vial se realizó para la fracción de tamaño inferior a 250  $\mu\text{m}$ . Lo anterior, debido a que las investigaciones han reportado que esta fracción tendió a registrar las mayores concentraciones metálicas; los investigadores atribuyeron este comportamiento a una mayor superficie específica y, por lo tanto, a una mayor capacidad de adsorción [8], [17]-[19], [27].

Finalmente, la concentración de los metales pesados asociados con el sedimento vial se determinó por medio de espectrometría de absorción atómica con llama (ISO-11047) [29]. Las muestras de sedimento fueron previamente digeridas en una mezcla de ácido clorhídrico y ácido nítrico (3:1; agua regia), método ISO-11466 [29]. Los metales pesados analizados fueron Pb y Cu.

## 2. Resultados y discusión

### 2.1. Evaluación climática

A continuación se presenta una evaluación temporal de las variables climatológicas reportadas por las investigaciones como factores dominantes de los procesos de acumulación y remoción de los metales pesados asociados con el sedimento vial: a) precipitación y b) velocidad del viento (por ejemplo, [10], [13], [23]-[26] y [28]).

Los registros de precipitación obtenidos durante el periodo de investigación (08/05/2010-08/05/2011) permitieron evidenciar la existencia de dos épocas de aumento de las lluvias: a) desde inicios de marzo hasta el inicio de julio y b) desde mediados de octubre hasta finales de diciembre; lo anterior, coincidiendo con el comportamiento reportado por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia para el fenómeno climático de “La Niña” [30]. Por otro lado, los registros mostraron que los meses con predominio de tiempo seco fueron los siguientes: enero, febrero, agosto y septiembre (figura 2). De esta manera, los resultados sugirieron la existencia de dos épocas para el análisis temporal de las concentraciones metálicas asociadas con el sedimento vial: a) tiempo de aumento y b) tiempo de disminución de la precipitación (Figura 2).

A partir de lo anterior, se observó que durante la caracterización realizada en las zonas 1 (Fontibón) y 2 (Barrios Unidos) se identificaron dos periodos en los cuales la precipitación tendió a disminuir: 1) entre 18/07 y 17/10/2010 y 2) entre 10/01 y 01/03/2011 (figura 2). Por otro lado, la precipitación total durante el periodo de muestreo en las zonas 1 y 2 fue un 58 % y 151 % mayor con respecto de la precipitación promedio anual (zona 1: 537 mm/año, para 10 años; zona 2: 722 mm/año, para 6 años), respectivamente. De esta manera, el tiempo seco durante el periodo de estudio fue escaso, es decir, de 365 días de muestreo llovió en 222 días para la zona 1 y 273 días para la zona 2.

Finalmente, se presentaron diferencias en la velocidad horaria del viento entre las zonas de investigación (T de Student:  $-123,3$ ; gl: 8759; p: 0,0001). Al respecto, los resultados mostraron que la velocidad promedio diaria en la zona 1 fue 1,8 veces superior a la registrada en la zona 2. Adicionalmente, se registraron magnitudes promedio diarias de hasta 15 y 19 km/h, y horarias de hasta 34 y 20 km/h en las zonas 1 y 2, respectivamente.



## 2.2. Evaluación del sedimento vial

### 2.2.1. Carga de sedimento vial

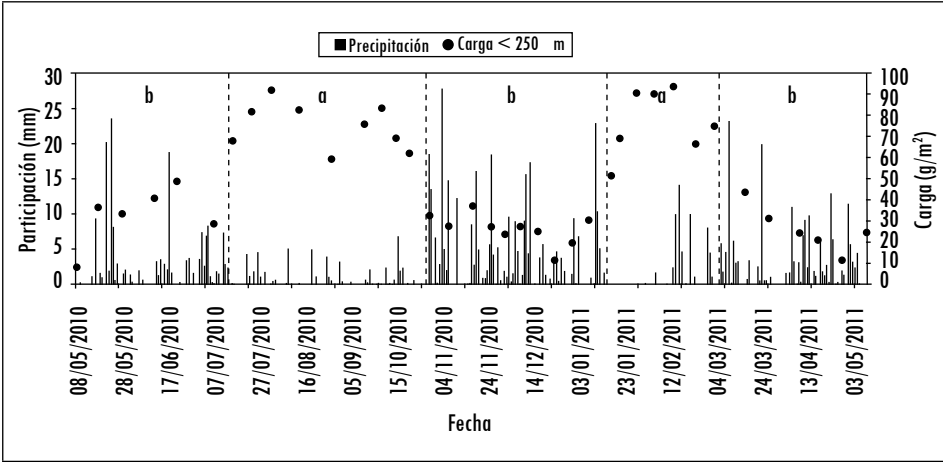
La caracterización se enfocó en la determinación y el análisis de la cantidad o carga de sedimento acumulado sobre las superficies viales ( $\text{g}/\text{m}^2$ ) a partir de la variación temporal de la precipitación en las áreas de investigación. Por lo tanto, se asumió que la época de disminución de la precipitación estuvo dominada principalmente por el fenómeno de acumulación de la carga vial, y que la época de aumento de la precipitación estuvo dominada por el fenómeno de remoción de la carga vial; este último representado principalmente por el lavado generado por la escorrentía superficial.

Adicionalmente, la determinación y análisis de la carga de sedimento vial se realizó para la fracción de tamaño seleccionada como representativa desde el punto de vista de la concentración metálica (*i. e.*, menor a  $250 \mu\text{m}$ ); lo anterior, a partir de lo expuesto en el capítulo de materiales y métodos del presente manuscrito. Esta fracción de tamaño representó en peso el 62 % y 73 % del sedimento vial recolectado en las zonas 1 y 2, respectivamente.

La carga promedio de sedimento durante los periodos en los cuales se identificó una disminución en la precipitación fue de 76,2 y  $97,5 \text{ g}/\text{m}^2$  sobre las superficies viales de las zonas 1 y 2, respectivamente (figura 2). Por lo tanto, los resultados evidenciaron una carga superficial de sedimento comparativamente mayor en la zona 2 (Barrios Unidos); lo anterior, probablemente debido al desarrollo de actividades de construcción residencial en cercanías a la superficie vial de investigación. Al respecto, Konno y Nonomura [31] reportaron que las cargas de sedimento transportadas por la escorrentía pueden incrementarse hasta cien veces por el desarrollo de actividades de construcción u otras formas de perturbación del suelo en una cuenca urbana.

Adicionalmente, se debe tener en cuenta que en la zona 1 el efecto de suspensión y transporte inducido por el viento sobre las partículas del sedimento vial probablemente fue más intenso (velocidad promedio diaria: 10 km/h; máxima horaria: 34 km/h). Lo anterior, porque esta zona registró en promedio una velocidad diaria 1,8 veces superior a la registrada en la zona 2. Por lo tanto, los resultados sugirieron una mayor reducción en la carga de sedimento vial de la zona 1, debido a este fenómeno. Al respecto, Barkdoll *et al.* [32] y Harrison y Wilson [33] reportaron que las partículas viales de tamaño menor a  $246 \mu\text{m}$  pudieron ser suspendidas por velocidades del viento mayores a 8 km/h, y Ball *et al.* [26] encontraron que velocidades del viento mayores a 21 km/h pudieron ser consideradas eventos de eliminación de la carga de sólidos viales ( $\text{g}/\text{m}^2$ ).

Figura 2. Variación temporal de la carga de sedimento vial con respecto a la precipitación diaria (Zona 1-Fontibón). a) Disminución y b) aumento de la precipitación



Fuente: presentación propia de los autores

Por otro lado, se realizaron análisis de regresión entre la precipitación diaria (mm) y la carga de sedimento vial ( $g/m^2$ ). Eso con el objeto de evaluar la relación entre estas dos variables y el posible lavado del sedimento vial durante los periodos de lluvia. Los resultados mostraron que la tendencia de tipo lineal fue la que mejores resultados produjo. Los coeficientes de correlación lineal ( $r$ ) fueron  $-0,27$  ( $s: 0,048$ ) y  $-0,33$  ( $s: 0,041$ ) para las zonas 1 y 2, respectivamente. Como se pudo observar, los resultados sugirieron una correlación negativa débil entre la precipitación y la carga de sedimento vial. Es decir, al aumentar la precipitación la carga de sedimento vial probablemente tendió a disminuir.

A partir de los periodos identificados con respecto de la precipitación, se procedió a realizar una estimación preliminar de la pérdida promedio de sedimento sobre las calzadas de las zonas en estudio en época de lluvia. Lo anterior, asumiendo que la diferencia en la carga de sedimento vial entre las épocas de aumento y disminución de la precipitación equivalía a la cantidad de sedimento removido en época de lluvia desde las superficies viales hacia los sistemas de drenaje pluvial. La carga promedio de sedimento durante los periodos en los cuales se identificó un aumento en la precipitación fue de  $28,8$  y  $45,4 g/m^2$  en las zonas 1 y 2, respectivamente (figura 2). Por otro lado, la carga de sedimento vial durante los periodos donde existió una disminución en la precipitación fue de  $76,2 g/m^2$  (2,65 veces mayor) y  $97,5 g/m^2$  (2,15 veces mayor) sobre las superficies viales de las zonas 1 y 2, respectivamente. Por lo tanto, los resultados sugirieron que

en tiempo de lluvia existió una pérdida promedio de sedimento vial del 62 y 54 % en las zonas 1 y 2, respectivamente. Lo anterior fue válido para la fracción de tamaño representativa del sedimento vial (*i. e.*,  $\leq 250 \mu\text{m}$ ).

Finalmente, el efecto de la turbulencia inducida por el tráfico sobre la pérdida o suspensión del sedimento vial no fue considerado en los anteriores análisis (por ejemplo, [13]). Sin embargo, en posteriores análisis de la variación de la concentración metálica fue de gran interés. Adicionalmente, es importante mencionar para la presente investigación, que el efecto del barrido mecánico o manual sobre la acumulación y remoción de la carga de sedimento (por ejemplo, [34]) no fue tenido en cuenta debido a que en las vías de estudio no existió esta práctica de control de la contaminación.

### 2.2.2. Concentración de metales pesados

En las calzadas de investigación la fracción más fina del sedimento vial ( $\leq 63 \mu\text{m}$ ) presentó las mayores concentraciones de Pb y Cu; esta fracción de tamaño representó en peso el 10,9 % y 8,2 % del sedimento vial recolectado en las zonas 1 y 2, respectivamente. Al respecto, se probaron varios modelos de regresión para evaluar la tendencia en el aumento de la concentración metálica a medida que disminuyó la fracción de tamaño del sedimento. Los resultados mostraron que los modelos de tipo exponencial y potencial fueron los que mejores resultados produjeron ( $R^2 > 0,83$ ). En este sentido, Ellis y Revitt [18], Deletic y Orr [27], Zafra *et al.* [17] y Zhao y Li [11] encontraron resultados similares. Es importante mencionar que esta fracción de tamaño fue la más cercana a la potencialmente respirable desde el punto de vista de la salud pública (*i. e.*,  $\leq 10 \mu\text{m}$ ) y, asimismo, fue la más susceptible de ser suspendida por altas velocidades del viento o la turbulencia inducida por el tráfico en los corredores viales estudiados en esta investigación.

La zona 1 tendió a presentar las mayores concentraciones de Pb y Cu durante todo el período de investigación. En promedio, para Pb, el 100 % de las concentraciones de la zona 1 fueron mayores que las determinadas en la zona 2; lo anterior, con respecto al valor medio de la concentración para cada fracción de tamaño (tabla 2). Por lo tanto, los resultados mostraron que las concentraciones de Pb en la zona 1 fueron en promedio 1,64 veces superiores a las registradas en la zona 2 (T de Student: 2,618; gl: 35; p: 0,0066). Por otro lado, las concentraciones de Cu presentaron una tendencia similar, es decir, se registraron mayores concentraciones en la zona 1: el 100 % de las concentraciones fueron mayores con respecto de la zona 2; en promedio fueron 3,04 veces superiores (T de Student: 5,034; gl: 35; p: 0,000006).

**Tabla 2. Concentración de metales pesados con un 95 % de intervalo de confianza (mg/kg de materia seca)**

		Fracción de tamaño ( $\mu$ m)						
		<63	63-125	125-250	250-500	500-1000	1000-2000	2000-2800
Época seca <sup>a</sup>								
Pb <sup>b</sup>	1 <sup>c</sup>	107±20	90±18	71±12	69±14	66±11	49±10	36±7
	2	84±13	45±11	44±9	29±8	24±6	23±6	11±5
Cu	1	520±89	350±62	169±26	96±16	92±13	47±9	31±6
	2	148±17	97±15	80±14	45±10	19±7	14±4	12±4
Época de lluvia								
Pb	1	64±13	42±10	37±11	30±9	23±9	17±7	13±5
	2	83±16	58±12	43±8	33±7	20±5	16±5	6±2
Cu	1	309±47	191±28	135±19	105±15	28±9	20±7	11±4
	2	132±22	58±13	50±11	20±6	11±5	8±3	7±2
Totalidad del período de muestreo								
Pb	1	86±17	66±13	54±11	49±11	45±9	33±7	24±6
	2	84±15	52±12	44±9	31±8	22±6	20±6	9±4
Cu	1	415±56	271±37	152±22	101±13	60±10	34±8	21±6
	2	140±20	78±14	65±13	33±8	15±6	11±4	9±3

<sup>a</sup>: época de disminución de la precipitación; <sup>b</sup>: metal pesado; <sup>c</sup>: zona de estudio

Fuente: presentación propia de los autores

En el presente estudio, los resultados sugirieron que la zona con mayor uso de la calzada como línea de aparcamiento y de mantenimiento automotriz (zona 1) presentó las mayores concentraciones de Pb y Cu, a pesar de haber registrado la menor densidad promedio de tráfico (*i. e.*, zona 1: 650; zona 2: 1600 vehículos/día). La anterior tendencia probablemente se debió a una mayor acumulación de grasa, aceite lubricante y de motor sobre la superficie de muestreo por las labores de mantenimiento y reparación automotriz en la zona 1; y al mayor uso del sistema de frenado, desgaste de las llantas y del pavimento asfáltico por las operaciones de aparcamiento. Al respecto, Shaheen [35] reportó elevadas concentraciones de Pb y Cu en materiales como el revestimiento para los frenos (Pb: 1050 mg/kg; Cu: 30600 mg/kg) y el caucho desprendido por el desgaste de las llantas (Pb: 1110 mg/kg; Cu: 247 mg/kg).

A partir de lo anterior, se realizó un análisis de correlación entre las concentraciones de Pb y Cu asociadas con la fracción de tamaño representativa del sedimento vial ( $\leq 250 \mu\text{m}$ ) para evaluar su afinidad en el origen. Los resultados mostraron para las zonas 1 y 2 unos coeficientes de correlación lineal de 0,58 (s: 0,003) y 0,68 (s: 0,001), respectivamente. Por lo tanto, los resultados

sugirieron la probable existencia de una fuente común o dominante para los metales pesados acumulados sobre las superficies viales en estudio (*i. e.*, probablemente el tráfico).

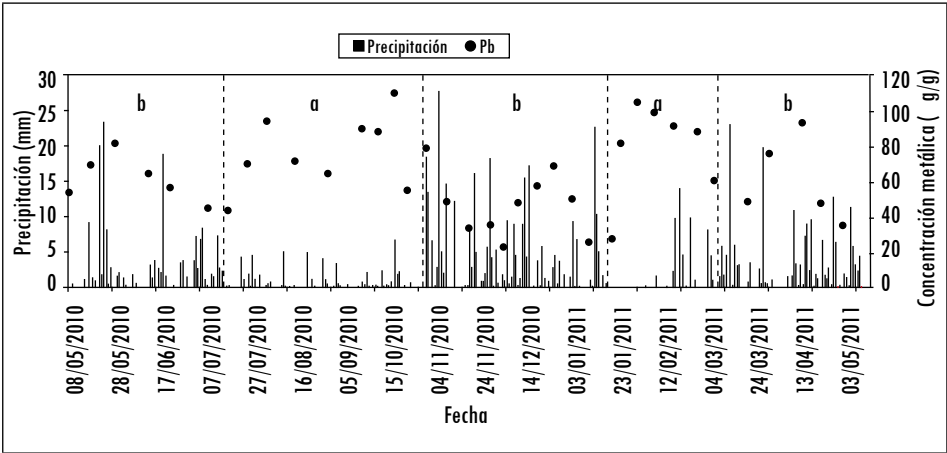
Con respecto a la variación temporal de la concentración metálica asociada con el sedimento vial, los resultados mostraron que las concentraciones de Pb de las zonas 1 y 2 tendieron a ser comparativamente mayores en la época de disminución de la precipitación (figura 3). Los resultados mostraron que la concentración de Pb ( $\leq 250 \mu\text{m}$ ) durante estos periodos fueron en promedio 1,37 y 1,57 veces superiores con respecto de la época de aumento de la precipitación, respectivamente (tabla 3). Adicionalmente, se observó que existió una relación negativa débil entre la profundidad de precipitación y la concentración de Pb asociada con el sedimento vial (zona 1:  $r = -0,17$ ,  $s = 0,041$ ; zona 2:  $r = -0,13$ ,  $s = 0,045$ ). Igualmente, las concentraciones de Cu ( $\leq 250 \mu\text{m}$ ) registraron una tendencia similar. Las concentraciones de Cu en las zonas 1 y 2 durante las épocas de disminución de la precipitación fueron en promedio 1,23 y 1,59 veces superiores, respectivamente. Lo anterior con respecto de la época de aumento de la precipitación (tabla 3). Por lo tanto, los resultados sugirieron que en la época de aumento de la precipitación probablemente existió remoción de los elementos metálicos asociados con el sedimento vial (Pb y Cu), producto del lavado ejercido por la escorrentía superficial.

Sustentando lo anterior, algunas investigaciones han reportado que la magnitud y duración del lavado por escorrentía de los contaminantes acumulados sobre las superficies viales aumentó con la intensidad de la precipitación (por ejemplo, [11] y [36]). Adicionalmente, el lavado vial por escorrentía de la carga contaminante tendió a aumentar cuando el periodo seco previo fue prolongado [37; 38]. Como era de esperar, los resultados sugirieron que la frecuencia de los eventos de precipitación probablemente influyó en el descenso de la concentración metálica asociada con el sedimento vial.

Finalmente, las concentraciones metálicas asociadas con la fracción más fina del sedimento vial ( $\leq 63 \mu\text{m}$ ) presentaron una tendencia similar a la mencionada. Por ejemplo, los resultados mostraron que las concentraciones de Pb en las zonas 1 y 2 durante la época de disminución de la precipitación fueron en promedio 1,67 y 1,01 veces superiores con respecto de la época de aumento de la precipitación, respectivamente (tabla 3). Igualmente, evidenciaron que durante esta época las concentraciones de Cu fueron en promedio 1,68 y 1,12 veces superiores. Nuevamente, es importante mencionar para la presente investigación que esta fracción de tamaño fue la más cercana a la fracción potencialmente respirable desde el

punto de vista de la salud pública (*i. e.*,  $\leq 10 \mu m$ ) y, asimismo, la más susceptible de ser suspendida por altas velocidades del viento o por la turbulencia inducida por el tráfico en las vías de investigación. Lo anterior probablemente afectando la calidad del aire, el suelo y la vegetación del entorno y, por lo tanto, la salud de los usuarios y residentes de las áreas cercanas a los corredores viales en estudio.

**Figura 3. Variación de la concentración de Pb en el sedimento vial a partir de los períodos climáticos identificados (Zona 1-Fontibón): a) Disminución, y b) aumento de la precipitación diaria**



Fuente: presentación propia de los autores

### 2.2.3. Evaluación legislativa

La concentración de los elementos metálicos asociados con el sedimento vial de las zonas 1 y 2 se comparó con la legislación establecida para la protección de la salud humana según el uso del suelo de las siguientes administraciones: 1) Comunidad Autónoma de Cataluña (España) [39], 2) Comunidad Autónoma del País Vasco (España) [40] y 3) Canadá [41] (tabla 3); se utilizó la anterior normatividad debido a que establecieron límites específicos por inhalación, ingestión y contacto dérmico con suelo urbano.

Como se pudo observar para la fracción representativa del sedimento vial ( $\leq 250 \mu m$ ), la concentración promedio de Pb de la zona 1 durante la época de disminución de la precipitación superó los límites establecidos por la legislación utilizada como de referencia; específicamente la de Cataluña (60 mg/kg). Adicionalmente, la zona 2 podría superar los límites a partir de los intervalos de confianza obtenidos para las concentraciones de Pb. Con respecto a las concentraciones de Cu durante la época de disminución de la precipitación, los

resultados mostraron que en las zonas 1 y 2 se superó el límite establecido por la administración de Canadá (63 mg/kg).

Como se indicó, durante la época de aumento de la precipitación las concentraciones metálicas tendieron a disminuir. Los resultados mostraron con respecto de la fracción de tamaño representativa del sedimento vial ( $\leq 250 \mu\text{m}$ ) que las concentraciones promedio de Pb en las zonas 1 y 2 no superaron los límites establecidos por la legislación utilizada como de referencia (tabla 3). No obstante, al tener en cuenta los intervalos de confianza calculados, las concentraciones de Pb en la zona 1 podrían igualar o superar ligeramente los límites establecidos por la administración de Cataluña (60 mg/kg). Finalmente, con respecto a la fracción de tamaño más fina del sedimento vial ( $\leq 63 \mu\text{m}$ ), los resultados mostraron que independientemente de la época (aumento y disminución de precipitación), las concentraciones promedio de Pb y Cu en las zonas 1 y 2 superaron los límites más bajos de las legislaciones utilizadas como de referencia.

**Tabla 3. Concentración metálica *versus* normatividad internacional de referencia (intervalo de confianza: 95 %)**

Metal	Concentración (mg/kg de materia seca)		Cataluña, España <sup>a</sup>	País Vasco, España <sup>b</sup>	Canadá <sup>c</sup>
	Zona 1	Zona 2			
<b>Época de disminución de la precipitación</b>					
	< 250 $\mu\text{m}$	< 250 $\mu\text{m}$			
Pb	78 $\pm$ 7	58 $\pm$ 4	60	150	140
Cu	280 $\pm$ 53	118 $\pm$ 11	310	-	63
	< 63 $\mu\text{m}$	< 63 $\mu\text{m}$			
Pb	107 $\pm$ 20	84 $\pm$ 13	60	150	140
Cu	520 $\pm$ 89	148 $\pm$ 17	310	-	63
<b>Época de aumento de la precipitación</b>					
	< 250 $\mu\text{m}$	< 250 $\mu\text{m}$			
Pb	57 $\pm$ 7	37 $\pm$ 4	60	150	140
Cu	227 $\pm$ 53	74 $\pm$ 11	310	-	63
	< 63 $\mu\text{m}$	< 63 $\mu\text{m}$			
Pb	64 $\pm$ 13	83 $\pm$ 16	60	150	140
Cu	309 $\pm$ 47	132 $\pm$ 22	310	-	63

<sup>a</sup>: Niveles de referencia para la protección de la salud humana (suelo urbano) (GENCAT, 2006); <sup>b</sup>: Valores indicativos de evaluación para la protección de la salud humana (suelo urbano) (EUSKO-LEGE BILTZARRA, 2005); <sup>c</sup>: Valores para la protección de la salud humana (suelo residencial y zonas verdes) (CCME, 1997).

Fuente: presentación propia de los autores

## Conclusiones

Con respecto a la variación temporal de la concentración metálica asociada con el sedimento vial, los resultados evidencian que las concentraciones en las áreas de investigación tienden a ser mayores en la época de disminución de la precipitación (promedios para Pb: 47 %, y Cu: 41 %); es decir, en tiempo seco. Por lo tanto, los resultados sugieren que en la época de aumento de la precipitación (*i. e.*, en tiempo de lluvia) probablemente existe remoción de los elementos metálicos asociados con el sedimento vial hacia los sistemas de drenaje pluvial y cuerpos de agua receptores, producto del lavado ejercido por la escorrentía superficial ( $\leq 250 \mu\text{m}$ ); posiblemente, en unas proporciones equivalentes a las mencionadas para cada metal pesado.

Igualmente, los resultados indican, con respecto a la fracción de tamaño más fina del sedimento vial en evaluación ( $\leq 63 \mu\text{m}$ ) y más cercana a la potencialmente respirable desde el punto de vista de la salud pública ( $\leq 10 \mu\text{m}$ ), que las concentraciones metálicas asociadas tienden a aumentar en tiempo seco; en promedio para Pb: 34 %, y Cu: 40 %. Lo anterior, en comparación con la época de aumento de las lluvias. Por lo tanto, los resultados sugieren un aumento de los efectos tóxicos sobre la salud de los usuarios y residentes de las áreas cercanas a los corredores viales en investigación durante las épocas de tiempo seco. Aún más, cuando esta fracción de tamaño durante la totalidad del periodo de investigación superó los límites establecidos para la protección de la salud humana en suelo urbano de las legislaciones utilizadas como de referencia (España: Cataluña y País Vasco; y Canadá). Al respecto, la época más crítica es la de tiempo seco; las concentraciones de Pb y Cu durante este periodo son 1,59 y 5,30 veces superiores al valor límite más bajo fijado por las administraciones de Cataluña y Canadá, respectivamente.

Finalmente, las anteriores consideraciones podrán ser de utilidad para las instituciones públicas y privadas encargadas de la gestión de la contaminación metálica en superficie, para diseñar y evaluar las prácticas de control de la contaminación presente en las superficies viales; por ejemplo, el establecimiento de la frecuencia de barrido vial en las épocas de disminución y aumento de la precipitación. Adicionalmente, se constituyen en un punto de referencia colombiano para la discusión y publicación de legislación ambiental asociada con la protección de la salud humana en suelo urbano frente a este tipo de contaminación (residuo peligroso).



## Referencias

- [1] H. Li, X. Qian, W. Hu, Y. Wang, and H. Gao, "Chemical speciation and human health risk of trace metals in urban street dusts from a metropolitan city, Nanjing, SE China", *Sci. Total Environ.* vol. 456, no. 7, pp. 212-21, 2013.
- [2] Organización Panamericana de la Salud (OPS), *Evaluación de los efectos de la contaminación del aire en la salud de América Latina y el Caribe*. Washington: OPS, 2005.
- [3] L. Giraldo, *Estimación del inventario de emisiones de fuentes móviles para la ciudad de Bogotá e identificación de variables pertinentes*. Bogotá: Universidad de los Andes, 2005.
- [4] D. Meza, M. de la O., M. de la Parra, "Heavy metal distribution in dust from elementary schools in Hermosillo, Sonora, México", *Atmos. Environ.* vol. 41, no. 2, pp. 276-288, 2007.
- [5] Y. Tasdemir and C. Kural, "Atmospheric dry deposition fluxes of trace elements measured in Bursa, Turkey", *Environ. Pollut.*, vol. 138, no. 3, pp. 462-472, 2005.
- [6] F. E. González, C. M. A. Tornero, C. Y. Ángeles, F. N. Bonilla, "Concentración total y especiación de metales pesados en biosólidos de origen urbano", *Rev. Internacional de Contaminación Ambiental*, vol. 25, no. 1, pp. 15-22, 2009.
- [7] E. Apeageyi, M. S. Bank, and J. D. Spengler, "Distribution of heavy metals in road dust along an urban-rural gradient in Massachusetts", *Atmos. Environ.*, vol. 45, no. 13, pp. 2310-2323, 2011.
- [8] J. Q. Yuen, P. H. Olin, H. S. Lim, S. G. Benner, R. A. Sutherland, A. D. Ziegler, "Accumulation of potentially toxic elements in road deposited sediments in residential and light industrial neighborhoods of Singapore", *J. Environ. Manage.*, vol. 101, no. 6, pp. 151-163, 2012.
- [9] S. Melaku, V. Morris, D. Raghavam, and C. Hosten, "Seasonal variation of heavy metals in ambient air and precipitation at single site in Washington, D.C.", *Environ. Pollut.*, vol. 155, no. 1, pp. 88-98, 2008.
- [10] D. Wicke, T. A. Cochrane, and A. O'sullivan, "Build-up dynamics of heavy metals deposited on impermeable urban surfaces", *J. Environ. Manage.*, vol. 113, pp. 347-354, 2012.
- [11] H. Zhao and X Li, "Understanding the relationship between heavy metals in road-deposited sediments and washoff particles in urban stormwater using simulated rainfall", *J. Hazard Mater.*, vol. 246, no. 2, pp. 246-276, 2013.
- [12] M. Legrte and C. Pagotto, "Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway", *Sci. Total Environ.*, vol. 235, no. 1-3, pp. 143-150, 1999.
- [13] F. Amato, M. Schaap, H. A. Denier van Der Gon, M. Pandolfi, A. Alastuey, M. Keuken, and X. Querol, "Short-term variability of mineral dust, metals and carbon emission from road dust resuspension", *Atmos. Environ.*, vol. 74, no. 8, pp. 134-140, 2013.
- [14] G. Mangani, A. Berloni, F. Bellucci, F. Tatano, and M. Maione, "Evaluation of the pollutant content in road runoff first flush waters", *Water Air Soil Poll.*, vol. 160, no. 1-4, pp. 213-228, 2005.

- [15] D. Turer, "Effect of non-vehicular sources on heavy metal concentrations of roadside soils", *Water Air Soil Poll.*, vol. 166, no. 1-4, pp. 237-250, 2005.
- [16] I. Gnecco, C. Berretta, L. G. Lanza, and P. La-Barbera, "Storm water pollution in the urban environment of Genoa, Italy", *Atmos. Res.*, vol. 77, no. 1-4, pp. 60-73, 2005.
- [17] C. A. Zafra, J. Temprano, and I. Tejero, "Distribution of the concentration of heavy metals associated with the sediment particles accumulated on road surface", *Environ. Technol.*, vol. 32, no. 9-10, pp. 997-1008, 2011.
- [18] J. B. Ellis and D. M. Revitt, "Incidence of heavy metals in street surface sediments: Solubility and grain size studies", *Water Air Soil Poll.*, vol. 17, no. 1, pp. 87-100, 1982.
- [19] B. Bian and W. Zhu, "Particle size distribution and pollutants in road-deposited sediments in different areas of Zhenjiang, China", *Environ. Geochem. Hlth.*, vol. 31, no. 4, pp. 511-520, 2009.
- [20] R. T. Bannerman, D. W. Owens, R. B. Dodds, and N. J. Hornewer, "Sources of pollutants in Wisconsin stormwater", *Water Sci. Technol.*, vol. 28, no. 3-5, pp. 241-259, 1993.
- [21] D. Drapper, R. Tomlinson, and P. Williams, "Pollutant concentrations in road runoff: Southeast Queensland case study", *J. Environ. Eng.-ASCE.*, vol. 126, no. 4, pp. 313-319, 2000.
- [22] M. Barrett, P. Kearfott, and J. Malina, "Stormwater quality benefits of a porous friction course and its effect on pollutant removal by roadside shoulders", *Water Environ. Res.* 2006, vol. 78, no. 11, pp. 2177-85.
- [23] L. Q. Li, C. Q. Yin, L. L. Kong, and Q. C. He, "Effect of antecedent dry weather period on urban storm runoff pollution load", *Chinese J. Environ. Sci.*, vol. 28, no. 10, pp. 2287-2293, 2007.
- [24] P. Tian, Y. Li, and Z. Yang, "Effect of rainfall and antecedent dry periods on heavy metal loading of sediments on urban roads", *Frontiers Earth Sci. China*, vol. 3, no. 3, pp. 297-302, 2009.
- [25] J. Vaze and H. S. Chiew, "Experimental study of pollutant accumulation on an urban road surface", *Urban Water*, vol. 4, no. 4, pp. 379-389, 2002.
- [26] J. E. Ball, R. Jenks, and D. Aubourg, "An assessment of the availability of pollutant constituents on road surfaces", *Sci. Total Environ.*, vol. 209, no. 2-3, pp. 243-254, 1999.
- [27] A. Deletic and D. Orr, "Pollution buildup on road surfaces", *J. Environ. Eng.-ASCE*, vol. 131, no. 1, pp. 49-59, 2005.
- [28] C. A. Zafra, J. Temprano, and I. Tejero, "Particle size distribution of accumulated sediments on an urban road in rainy weather", *Environ. Technol.*, vol. 29, no. 5, pp. 571-582, 2008.
- [29] ISO, *Standards handbook*. 1st ed. Geneva: International Organization for Standardization, 2000, pp. 1-112.
- [30] Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam), *Características climatológicas de ciudades principales y municipios turísticos de Colombia*, 2012 [online]. Dispo-

- nible: <http://institucional.ideam.gov.co/descargas?com=institucional&name=pubFile7982&downloadname=1Sitios%20turisticos2.pdf>. Acceso 23 de feb 2012.
- [31] H. Konno and S. Nonomura, "Sediment discharge on land grading areas in Kohoku, Japan, Urban stormwater quality, management, and planning", en *Proc. of the Second International Conference on Urban Storm Drainage, Water Resources Publications*, B.C. Yen, eds., Colorado, USA, 1981, pp. 209-217.
- [32] M. P. Barkdoll, D. E. Overton, and R. P. Betson, "Some effects of dustfall on urban stormwater quality", *Water Pollution Control*, vol. 49, no. 9, pp. 1976-1984, 1977.
- [33] R. M. Harrison and S. J. Wilson, "The chemical composition of highway drainage waters. II. Chemical associations of metals in the suspended sediment", *Sci. Total Environ.*, vol. 43, no. 1-2, pp. 79-87, 1985.
- [34] W. R. Selbig and R. T. Bannerman, *Evaluation of street sweeping as a stormwater-quality-management tool in three residential basins in Madison, Wisconsin*. Virginia: U. S. GS, 2007.
- [35] D. Shaheen, *Contributions of urban roadway usage to water pollution*. Washington: EPA, 1975.
- [36] J. H. Lee, K. W. Bang, L. H. Ketchum, J. S. Choe, and M. J. Yu, "First flush analysis of urban storm runoff", *Sci. Total Environ.*, vol. 293, no. 1-3, pp. 163-175, 2002.
- [37] W. Zhu, B. Bian, and L. Li, "Heavy metal contamination of road-deposited sediments in a medium size city of China", *Environ. Monit. Assess.*, vol. 147, no. 1-3, pp. 171-181, 2008.
- [38] B. Helmreich, R. Hilliges, A. Schriewer, and H. Horn, "Runoff pollutants of a highly trafficked urban road—Correlation analysis and seasonal influences", *Chemosphere*, vol. 80, no. 1, pp. 991-997, 2010.
- [39] Generalitat de Catalunya, *Niveles genéricos de referencia (NGR), valores de los NGR para metales y metaloides y protección de la salud humana aplicables a Cataluña*, 1st ed. Barcelona: Agencia de Residuos de Cataluña, 2006.
- [40] Eusko-Legebiltzarra, *Ley 1/2005. Prevención de la contaminación del suelo del País Vasco*. 1st ed. Bilbao: Boletín Oficial del País Vasco, 2005, pp. 2124-2126.
- [41] Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME), *Recommended Canadian soil quality guidelines*. 1st ed. Winipeg, 1997.

