

Concentración y distribución de metales pesados (Pb, Zn, Cu, Cd y Cr) en sedimentos viarios urbanos

Heavy metal concentration and distribution (Pb, Zn, Cu, Cd and Cr) in urban road sediments

Carlos A. Zafra Mejía^{1,2}, Javier Temprano González², Iñaki Tejero Monzón²*

¹Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Ingeniería Ambiental, Universidad Distrital F. J. C., Avda. Circunvalar Venado de Oro, Bogotá D.C., Colombia

²Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente, E. T. S. Ingenieros de Caminos, C. y P., Universidad de Cantabria, Avda. de los Castros s/n, E-39005, Santander, Cantabria, España

(Recibido el 8 de marzo de 2010. Aceptado el 25 de agosto de 2010)

Resumen

Este artículo presenta los resultados obtenidos de la recolección del sedimento depositado durante 65 días sobre superficies viarias (Torrelavega-España). Se distinguieron dos tipos de muestras: la aspirada directamente y la recolectada tras un barrido. Para cada tipo de muestra se determinó la granulometría y concentración de metales pesados. Los resultados sugirieron que la concentración de los metales pesados tiende a aumentar de forma exponencial con la disminución en la fracción de tamaño. La carga asociada de elementos metálicos aumenta de forma logarítmica con el aumento de la fracción de tamaño.

----- *Palabras clave:* metales pesados, superficie viaria, sedimento, escorrentía urbana, calidad de agua

Abstract

This paper displays the obtained results of the collected sediment deposited during 65 days on road surfaces (Torrelavega-Spain). Two types of samples are distinguished: aspired directly and collected after sweeping. For each type of sample it was determined the particle size distribution and heavy metals concentration. The results suggest that the heavy metals concentration tends to increase exponentially form with the decrease in the size fraction. The

* Autor de correspondencia: teléfono: + 57 + 1 + 337 69 80, fax: + 57 + 1 + 284 16 58, correo electrónico: czafra@udistrital.edu.co (C. Zafra)

associated loading of metallic elements exponentially increases with the size fraction.

----- **Keywords:** Heavy metals, road surface, sediment, urban run-off, water quality

Introducción

La contaminación generada por la escorrentía proveniente de las vías se constituye en un gran problema en las áreas urbanas, ya que se ha demostrado que contiene elevadas cargas de metales pesados [1-2]. El suelo y agua en ambientes cercanos a las vías contiene elevadas concentraciones de metales pesados debido a la contaminación difusa [2]. Las fuentes difusas urbanas han sido identificadas como una de las mayores causas de contaminación en los cuerpos de agua. Entre las fuentes difusas, la escorrentía urbana ha sido citada como la segunda causa más frecuente de contaminación después de la agricultura, y en corredores fluviales urbanos es la más significativa [3]. Novotny y Olem [4] reportaron que más de la mitad de todos los fracasos para lograr los objetivos de calidad del agua en EE.UU. son atribuidos a la contaminación difusa; donde la contaminación difusa urbana es la cuarta causa más importante de la contaminación fluvial, y la tercera causa de contaminación de los lagos. Se requiere determinar la carga contaminante asociada con los sedimentos depositados sobre las superficies viarias para estudiar los impactos en los sistemas de drenaje y las aguas receptoras, y para perfeccionar el diseño de los sistemas de control de la contaminación.

La concentración de los metales pesados en los sedimentos depositados sobre las superficies viarias es, generalmente, superior a la encontrada en los sedimentos de las superficies comerciales y residenciales [5-6]. Sin embargo existen áreas industriales altamente contaminadas, mientras la concentración en los sedimentos viarios depende principalmente de la carga de tráfico presente [7]. En las calzadas y aparcamientos el aporte de contaminantes a la escorrentía por parte de los vehículos se debe a fugas de combustible y lubricante, óxido y herrumbre de las carrocerías,

desgaste de los neumáticos y frenos, y a gases de la combustión [1, 8]. El deterioro de los pavimentos contribuye sólo con una pequeña fracción de la masa contaminante en las vías, y el tipo de contaminante generado depende de la composición de la mezcla de hormigón o asfalto [9]. Los metales pesados predominantes en las vías son Zn y Pb. Sin embargo se puede encontrar Ni, Cu, Hg, Cr y Cd [10].

El desgaste de las llantas de los vehículos genera el desprendimiento de partículas con un diámetro promedio de 20 μm [11]. Algunas investigaciones [12-13] muestran que el Zn presente en las llantas de los vehículos es una fuente significativa de este metal en la escorrentía urbana. El polvo embebido en las llantas de los vehículos no consta solamente de partículas desprendidas por su uso, sino también de metales pesados asociados con partículas emitidas por los materiales del tráfico, tales como el revestimiento de los frenos y la pintura viaria [14].

El 25% de Pb emitido por los escapes de los vehículos está asociado con partículas de diámetro $< 1 \mu\text{m}$, y el 57% con partículas $< 9 \mu\text{m}$ [15]. Sin embargo, otros investigadores [16] han encontrado que el 95% de Pb emitido se encuentra asociado con partículas de diámetro $< 0,5 \mu\text{m}$. El empleo de Pb en el combustible de los vehículos ocasionó en la lluvia urbana concentraciones de hasta 1 mg/m^3 [17].

Se han detectado elevadas concentraciones de Pt, Cd, Pb, Cu y Zn asociado con los suelos de áreas con alta densidad de tráfico [18]. Los usuarios de las vías y aquellos que viven en ambientes urbanos cercanos están potencialmente expuestos a dichos metales pesados [18]. Sin embargo, existen investigaciones [19] donde se sugiere que la influencia del tráfico no es muy significativa de un lugar a otro, atribuyendo las variaciones en la concentración de los metales pesados a muchos

otros factores. Por ejemplo, se ha mencionado que el diseño arquitectónico de la calle influye en la concentración metálica [20].

Las emisiones de los escapes de los vehículos históricamente han contribuido con la mayor parte de Pb de la escorrentía urbana. Sin embargo, la disminución de Pb en la gasolina se ha traducido en una reducción de la concentración de este metal; alrededor de una décima parte de los niveles encontrados a principios de la década de 1970 [21]. Igualmente, la concentración de Pb asociada con los sedimentos depositados sobre las superficies viarias ha disminuido. Por ejemplo, Pitt y Amy [22], Ellis y Revitt [23], Bannerman et al. [13] y, Pitt y McLean [24] encontraron concentraciones de Pb sobre superficies viarias de uso residencial de 3500 mg/kg ($< 45 \mu\text{m}$), 1604 mg/kg ($< 250 \mu\text{m}$), 1200 mg/kg ($< 31 \mu\text{m}$) y 1010 mg/kg ($< 125 \mu\text{m}$), respectivamente, mientras que cerca de dos décadas después Stone y Marsalek [25], Sansalone y Buchberger [26], Viklander [20], German y Svensson [27], y Deletic y Orr [28] encontraron concentraciones de 152 mg/kg ($< 63 \mu\text{m}$), 303 mg/kg (25-38 μm), 25 mg/kg ($< 75 \mu\text{m}$), 45 mg/kg ($< 250 \mu\text{m}$) y 630 mg/kg (2-63 μm), respectivamente.

La mayoría de las investigaciones (e. g. [6, 21, 28]) muestran que los contaminantes están más concentrados en las fracciones de menor diámetro. Entre el 45-55% de la carga total de Cu, Hg y Cr se encuentra asociada con la fracción $< 43 \mu\text{m}$, y en ésta se encuentra entre el 30-35% de la carga total de Pb y Ni [29]. La máxima concentración de metales pesados en los sedimentos depositados sobre superficies viarias ocurre en la fracción comprendida entre 0,45-75 μm [6]. Adicionalmente, las partículas finas de polvo pueden ser transportadas por efecto del viento muchos kilómetros antes de depositarse sobre la superficie. La mayoría son de tipo inorgánico (cerca del 70%), similar a arena o limo [30]; siendo fácilmente transportadas por la escorrentía superficial [31]. Por tanto, algunos investigadores (e. g. [32]) concluyeron que el diseño de las mejores prácticas de control (MPC) debe ir encaminado a eliminar las fracciones de

menor tamaño. Es de gran importancia determinar la cantidad de contaminación asociada con los diferentes rangos de tamaño de las partículas, para tener una buena efectividad en el diseño de los sistemas de control de la contaminación. El barrido viario ha sido considerado como un mecanismo de limpieza para remover contaminantes. Sin embargo su validez es cuestionable. El barrido viario remueve solamente el 15% de la fracción $< 45 \mu\text{m}$ y el 48% de la fracción $< 246 \mu\text{m}$ [29], y en general partículas entre 75-3000 μm [33]. En el presente estudio el barrido viario no fue considerado como un mecanismo de limpieza durante el período de muestreo.

El objetivo principal de la presente investigación es determinar y analizar la concentración y distribución de los metales pesados asociados con el sedimento depositado sobre la superficie de una vía urbana. Este artículo inicia con una caracterización granulométrica del sedimento depositado sobre las superficies viarias en estudio. Posteriormente, se realiza el análisis de la concentración y distribución de los elementos metálicos en el sedimento viario, según el tamaño de la partícula. Finalmente, se presentan las principales conclusiones de la investigación.

Experimentación

Descripción del lugar

El lugar de investigación se ubicó en el Bulevar Ronda Rufino Peón en Torrelavega (Cantabria), al norte de España. Su clima atlántico (templado) se caracteriza por las lluvias abundantes a lo largo de todo el año (precipitación media anual: 1230 mm; días de precipitación anual: 188), la elevada humedad y la suavidad de las temperaturas.

El área de estudio se encuentra localizada en el interior de una cuenca de uso residencial rodeada por áreas abiertas y poco edificadas. El bulevar cuenta en cada uno de sus dos sentidos con un carril para el tráfico, uno para aparcamiento y otro para el tránsito de bicicletas (ver figura 1). El sistema de desagüe de la calzada está constituido por una cuneta lateral en concreto, sobre la

cual, se sitúan una serie de sumideros cada 40 m. El bulevar da acceso a áreas residenciales, pero es usado frecuentemente por vehículos de tipo comercial. El área de estudio se dividió en dos zonas cuyas características principales se muestran en la tabla 1.

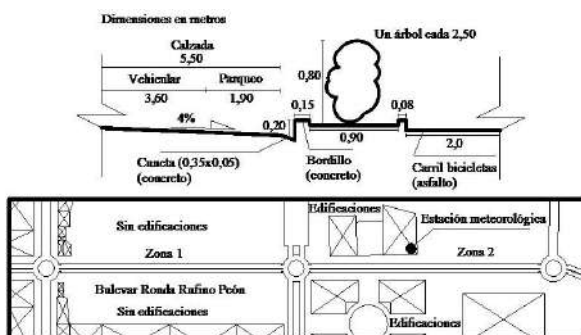


Figura 1 Esquema del área de estudio

Tabla 1 Principales características de cada zona

Característica	Zona 1	Zona 2
Densidad residencial	Baja	media
Líneas de tráfico/ aparcamiento	2 ^a /2 ^{a,b}	2 ^a /2 ^a
Longitud viaria (m)	300	310
Pendiente longitudinal/ transversal (%)	0,2/4	4/4
Tipo/textura del pavimento	Asfalto/rugoso	Asfalto/rugoso
Tráfico promedio diario (Vehículos/día)	3800	3800
Tráfico máximo horario (Vehículos/h)	600	600
Velocidad promedio (km/h)	50-60	50-60
Composición del tráfico (%)	carros: 92; camiones ligeros: 5; camiones sin remolque: 2,5; camiones con remolque: 0,25; buses: 0,25	

^a: una en cada sentido; ^b: sub-utilizada por la baja densidad residencial

Sistema de muestreo

Las muestras se tomaron en días de tiempo seco, a un costado de la cuneta, a la misma hora y durante un período de 65 días. La superficie de muestreo tuvo un área de 0,49 m² (0,70 m x 0,70 m). Las dimensiones del área de muestreo se garantizaron colocando sobre la superficie un marco de acrílico de idénticas dimensiones que las del área de muestreo. En la recolección del sedimento se utilizó un aspirador de 1,5 kW de potencia capacitado para retener partículas de tamaño > 1 µm. Se controló el lugar de muestreo para evitar repetir y estar cerca de anteriores puntos de recolección.

Dos tipos de muestras fueron recolectadas. La primera muestra correspondió a la aspirada directamente sobre la superficie de muestreo, la cual se llamó “carga libre” (CL). Seguidamente, la misma superficie fue barrida con un cepillo de fibras para que los sedimentos adheridos a la misma estuvieran disponibles para ser aspirados. Al sedimento recolectado después del barrido se le llamó “carga fija” (CF). La superficie de muestreo fue barrida ligeramente para evitar el desprendimiento de partículas pertenecientes al pavimento e intentando aplicar el mismo esfuerzo sobre el cepillo durante todo el período de muestreo. La “carga total” (CT) depositada sobre la superficie estuvo constituida por la suma de la “carga libre” y la “carga fija.” La cantidad total de muestras recolectadas fue de 112; 56 por cada zona (28 muestras de CL y 28 muestras de CF).

Análisis de laboratorio

La granulometría del sedimento recolectado se determinó usando el método ISO 11277 [34]. Solamente un 50% de las muestras de las partículas < 125 µm fueron tamizadas en húmedo. El método de tamizado en húmedo fue empleado porque no tiende a subestimar la fracción más fina del sedimento recolectado. El rango de la serie de tamices utilizados para el análisis granulométrico estuvo comprendido entre 63-2800 µm (7 fracciones).

El análisis de la concentración de los metales pesados se realizó para la fracción < 2800 µm.

El contenido de los metales pesados para las diferentes fracciones de tamaño se determinó por medio de espectrometría de absorción atómica con llama; método ISO/CD-11047 [34]. Las muestras de sedimento fueron previamente digeridas en una mezcla de ácido clorhídrico y ácido nítrico, 3:1; agua regia, método ISO 11466 [34]. Se analizaron los siguientes metales pesados: Pb, Zn, Cu, Cd y Cr.

Resultados y discusión

Granulometría y carga de sedimento

La envolvente de la distribución de los tamaños para la carga fija (CF) fue más estrecha que la de la carga libre (CL); indicando una menor variabilidad en el tamaño de las partículas para CF. Los análisis granulométricos mostraron que el 82% de CL era < 1000 μm y el 6,5% era < 63 μm . Como era de esperar, CF fue mucho más fino. El 98% era < 1000 μm y cerca de un 27% < 63 μm . Para CF no se logró detectar tamaños de partícula > 2000 μm . Al analizar la carga total (CT), se apreció que el 86% de las partículas eran < 1000 μm y un 11,5% < 63 μm . Algunas

investigaciones [29] han reportado que el 5,9% de las partículas son < 43 μm y el 56,5% > 246 μm , con respecto a CT. Otros investigadores [35] muestran que el porcentaje de partículas < 100 μm es de 10% y 15% para CL y CF, respectivamente. Sin embargo, los resultados son coherentes con los del presente estudio.

Las partículas < 125 μm fueron tamizadas en húmedo para cuantificar de mejor manera la fracción más fina del sedimento recolectado. Los resultados mostraron que las partículas < 63 μm están subestimadas por el método de tamizado en seco en un 10,1% para CL y en un 14,6% para CF. Dicha diferencia sugiere, que parte de la fracción más fina del sedimento se encuentra aglomerada o adherida a partículas de tamaño mayor, y existe la posibilidad de que este aglomerado de partículas sea desasociado por la acción de la escorrentía superficial. Igualmente, otros investigadores [20] han encontrado diferencias entre los sistemas de tamizado (en seco y en húmedo), haciéndose más evidente en las partículas < 75 μm . La tabla 2 presenta el d_{10} , d_{50} , d_{90} (percentil; distribución Log-normal) y las cargas para las muestras recolectadas (CT, CL y CF).

Tabla 2 Cargas, d_{10} , d_{50} , y d_{90} para las diferentes muestras recolectada

Zona	Lugar	Tipo de carga	Percentil (diámetro en μm)			Carga (g/m^2)	Carga (g/mL) ^b	Carga ($\%/ \text{mL}$) ^b
			d_{10}	d_{50}	d_{90}			
(1) ^a	Calzada	CT	50	268	1451	31,8±4,5	22,3±3,2	100
		CL	75	352	1652	23,6±4,6	16,5±3,2	74
		CF	13	97	702	8,2±1,0	5,7±0,7	26
(2) ^a	Calzada	CT	53	280	1466	30,1±3,8	21,1±2,7	100
		CL	78	359	1661	21,0±3,9	14,7±2,7	70
		CF	15	103	709	7,0±2,9	4,9±3,4	30

^a: promedio sobre la totalidad del período de muestreo; ^b: sobre una franja de 0,70 m de ancho

En promedio para las calzadas en estudio, el 72% de CT durante el período de muestreo correspondió a CL y el 28% restante a CF (ver tabla 2). Algunos investigadores [28, 29, 36] encontraron que la distribución granulométrica y la carga (g/m^2) de sedimento acumulado a través

de la calzada no eran uniformes, y dependía de la distancia entre el sitio de muestreo y el bordillo de la calzada. Los investigadores atribuyeron dicha variación al tráfico vehicular (impacto directo y corrientes de aire) y al efecto de barrera ejercido por el bordillo.

Concentraciones asociadas (Pb, Zn, Cu, Cd y Cr)

En Zona 1 y 2 la fracción más fina del sedimento recolectado ($< 63 \mu\text{m}$) tendió a presentar las mayores concentraciones (CT). Excepto para el Cu, donde la máxima concentración se presentó

en la fracción comprendida entre $250\text{-}500 \mu\text{m}$ (Tabla 3). Algunos investigadores [20, 23, 28] han detectado una tendencia similar para la concentración de determinados metales pesados (e. g., Cd, Pb, Zn, Cu y Mn). CL y CF presentaron un comportamiento similar.

Tabla 3 Concentración (mg/kg de materia seca) de metales pesados con un 95% de intervalo de confianza (CT)^a

Metal	Fracción de tamaño (μm)						
	< 63	63-125	125-250	250-500	500-1000	1000-2000	2000-2800
Pb	328±50-371±55	254±47-305±48	246±57-299±50	261±59-333±54	199±61-221±39	149±33-158±37	127±47-107±25
Zn	604±35-655±50	392±25-406±25	309±33-309±27	255±33-281±44	126±21-152±36	80±11-86±14	29±10-39±12
Cu	110±14-137±18	86±12-96±11	90±15-117±16	122±36-160±37	46±9-47±10	35±6-36±8	23±8-24±7
Cd	42±10-33±12	24±6-22±6	20±6-17±5	22±6-21±8	12±3-10±2	8±2-8±1	3±1-5±2
Cr	53±8-60±18	44±11-34±8	25±6-25±6	31±6-31±7	25±6-23±6	18±5-15±4	11±7-10±4

a: Zonas 1 y 2

El Zn fue el único metal pesado que presentó una disminución constante en la concentración a medida que aumentaba la fracción de tamaño (CT). Por el contrario, en el Cu la concentración tendió a aumentar en la fracción comprendida entre $125\text{-}500 \mu\text{m}$ (ver tabla 3). Para los restantes metales pesados (Pb, Cd y Cr) se observó una tendencia similar a la del Cu, pero en esta ocasión, el aumento en la concentración se dio en la fracción comprendida entre $250\text{-}500 \mu\text{m}$. Finalmente, en todos los metales pesados la concentración disminuyó de manera constante para las fracciones $> 500 \mu\text{m}$ (ver tabla 3). Los resultados sugieren que la concentración de los metales pesados es mayor en la fracción de menor tamaño. Excepto para el Cu, donde la mayor concentración se presentó en la fracción comprendida entre $250\text{-}500 \mu\text{m}$. Probablemente, el aumento en la concentración en algunas fracciones de tamaño (e.g., entre $250\text{-}500 \mu\text{m}$) se debió a la presencia de partículas finas, las cuales se encuentran adheridas a la superficie de las fracciones de mayor tamaño y son difícilmente cuantificables por medio del método de tamizado en seco. Finalmente, la concentración de los metales pesados tiende a disminuir a medida

que aumenta el diámetro de la partícula. Algunas investigaciones han encontrado resultados similares (e. g. [20, 23, 28, 29, 37]). Para CL y CF la tendencia fue similar.

Al comparar CF con CL, se observó que el 72% de las concentraciones para todos los metales pesados eran mayores para CF; 83% y 61% para Zona 1 y 2, respectivamente. Los resultados sugieren que la carga más fuertemente adherida (i.e., CF) ha permanecido por más tiempo sobre la superficie de la calzada y, por lo tanto, ha estado más expuesta a las diferentes fuentes de contaminación.

En Zona 1 y 2 se realizaron análisis de regresión para todas las concentraciones de los metales pesados asumiendo que éstas eran inversamente proporcionales al tamaño de la partícula (CT). Lo cual es verdadero, sí se asume que la concentración está relacionada con la superficie específica de las partículas y que éstas son esféricas. En la práctica asumir las anteriores consideraciones es una buena aproximación de la realidad [37]. Se probaron varios modelos de regresión y la función exponencial fue la que mejores resultados produjo ($R^2 > 0,85$). Excepto

para el Cr, donde la función que más se ajustó fue la de tipo potencial. Sin embargo, el modelo potencial tendió a sobreestimar la concentración asociada con los tamaños de partícula < 63 µm. El modelo exponencial obtenido para la concentración fue el siguiente ecuación (1)

$$CMP = A \cdot e^{-B \cdot d} \quad (1)$$

Donde *CMP* representa la concentración del metal pesado en mg/kg de materia seca; *A* y *B* son coeficientes para cada metal pesado; y *d* el diámetro de la partícula en milímetros. Los coeficientes y *R*² obtenidos se presentan en la tabla 4. Como era de esperar para la función exponencial, el coeficiente “*A*” presentó un valor cercano al obtenido para la fracción de mayor concentración (< 63 µm). El coeficiente “*B*” presentó una variación entre 0,37 y 0,93 (promedio: 0,61), según el elemento metálico analizado.

La prueba *t* de *student* emparejada mostró que existían diferencias significativas en la concentración entre las diferentes fracciones analizadas para cada metal pesado (CT). En promedio, la fracción < 63 µm presentó concentraciones de 1,4 a 5 veces mayores que la fracción comprendida entre 500-1000 µm. Al comparar la fracción de menor tamaño (< 63 µm) con la de tamaño mayor (2000-2800 µm), se observó que la diferencia en la concentración para algunos metales era mayor. Por ejemplo, para Zn y Cd la concentración en la fracción < 63 µm fue entre 17-21 y 7-14 veces mayor, respectivamente, que la concentración de la fracción entre 2000-2800 µm. Los resultados en orden de magnitud fueron similares a los reportados por otras investigaciones (e. g. [23, 31]).

Para CL y CF la prueba *t* de *student* emparejada mostró una tendencia similar a la de CT. Los ratios en la concentración entre fracciones de tamaño para CF fueron menores en comparación con los de CL; los ratios fueron en promedio 1,9 y 1,8 veces menores para Zona 1 y 2, respectivamente. Los resultados sugieren en el presente estudio, que existe relación entre el tiempo de permanencia del sedimento sobre la superficie de la calzada

y la concentración de los metales pesados. A mayor tiempo de permanencia (i.e., CF), menor diferencia en la concentración entre fracciones de tamaño del mismo metal pesado.

Tabla 4 Coeficientes y *R*² para el modelo exponencial de la concentración de los metales pesados (CT)

	<i>Metal pesado</i> ^a				
	<i>Pb</i>	<i>Zn</i>	<i>Cu</i>	<i>Cd</i>	<i>Cr</i>
A	321	460	121	27	41
B	0,37	0,93	0,61	0,67	0,48
R ²	0,96	0,96	0,87	0,92	0,84

^a: Zona 1 y 2

Al comparar la concentración de los metales pesados entre las dos zonas de estudio, se observó que Zona 2 presentaba las mayores concentraciones (CT). Esta zona presentó la mayor densidad residencial y, por lo tanto, el mayor uso de la línea de aparcamiento (ver tabla 1 y figura 1). En promedio, el 71,4% de las concentraciones de Zona 2 fueron mayores o iguales que las encontradas en Zona 1, con respecto al valor medio de la concentración para cada fracción de tamaño (ver tabla 3). En el presente estudio, los resultados sugieren que la zona con mayor uso de la línea de aparcamiento presenta las mayores concentraciones, probablemente debido, a una mayor acumulación de grasa, aceite lubricante y de motor sobre la superficie de muestreo (línea de aparcamiento) y, al mayor, uso del sistema de frenado, desgaste de las llantas y del pavimento asfáltico por las operaciones de aparcamiento. CL y CF presentaron un comportamiento similar; mayores concentraciones en Zona 2.

Cargas asociadas (Pb, Zn, Cu, Cd y Cr)

La fracción de tamaño < 63 µm tendió a asociar el mayor porcentaje de carga de metales pesados (i.e., %/kg de sedimento ó %/m²) (ver tabla 5). Excepto para Pb y Cu, donde la fracción de tamaño con mayor contenido de elementos metálicos fue entre 250-500 µm. El aumento de la carga asociada de metales pesados probablemente se

debió a la presencia de partículas finas adheridas a la superficie de las partículas de esta fracción, y que fueron difícilmente cuantificables por el método de tamizado en seco.

El Zn, Cd y Cr presentaron una disminución constante en la carga asociada a medida que aumentaba la fracción de tamaño. Sin embargo, Pb y Cu presentaron una tendencia diferente. Estos metales presentaron un aumento de la carga asociada en la fracción entre 250-500 µm. Finalmente para la fracción de tamaño > 500 µm, Pb y Cu presentaron una disminución constante de la carga asociada. Como se puede observar, la distribución de la carga de los elementos metálicos tuvo una tendencia similar a la observada para la concentración de los metales pesados. Los resultados sugieren para el

presente estudio, que la distribución de la carga contaminante está dominada por la concentración de los elementos metálicos y no por la cantidad de sedimento recolectado por fracción de tamaño.

En promedio el 22% de la carga de metales pesados se asoció con la fracción < 63 µm. En la fracción > 1000 µm se asoció el 16% de la carga total de metales pesados (Tabla 5). Sartor y Boyd [29], y Sansalone y Buchberger [26] reportaron que las fracciones de tamaño mayor (e.g., > 2000 µm) son generalmente consideradas como de menor importancia en el contenido y transporte de contaminantes. Finalmente, el 57% de la carga total de metales pesados se encuentra asociada con la fracción > 125 µm (arenas finas). Ellis y Revitt [23], Stone y Marsalek [25], y Sansalone y Tribouillard [37] obtuvieron resultados similares.

Tabla 5 Carga asociada de metales pesados (%) por fracción de tamaño con un 95% de intervalo de confianza (CT)^a

	Fracción de tamaño (µm)						
	< 63	63-125	125-250	250-500	500-1000	1000-2000	2000-2800
Pb	18 ± 6	20 ± 5	22 ± 6	23 ± 8	11 ± 3	5 ± 2	2 ± 1
Zn	26 ± 7	24 ± 6	22 ± 5	18 ± 5	7 ± 2	3 ± 1	1 ± 1
Cu	16 ± 4	17 ± 3	24 ± 7	32 ± 9	7 ± 3	3 ± 2	1 ± 1
Cd	28 ± 8	25 ± 5	17 ± 4	15 ± 4	10 ± 4	4 ± 2	1 ± 1
Cr	22 ± 6	19 ± 5	15 ± 5	18 ± 4	17 ± 6	6 ± 3	1 ± 1

^a: Zonas 1 y 2

Con el objeto de estudiar la distribución de los elementos metálicos en el sedimento viario, se determinó el porcentaje acumulado de carga con cada fracción de tamaño. Se realizaron análisis de regresión y el modelo logarítmico fue el que mejores resultados produjo ($R^2 > 0,91$). El modelo obtenido fue el siguiente ecuación (2)

$$PAC = A \cdot \ln(d) + B \quad (2)$$

Donde *PAC* representa el porcentaje acumulado de carga de metal pesado; *A* y *B* son coeficientes para cada elemento metálico; y *d* el diámetro de la partícula en milímetros. Los coeficientes

y R^2 obtenidos se presentan en la tabla 6. El coeficiente “*A*” presentó una variación entre 18 y 23 (promedio: 20,5), según el metal pesado analizado. El coeficiente “*B*” presentó una variación entre 85 y 90 (promedio: 87,5).

La prueba *t* de *student* emparejada mostró que existían diferencias significativas en la carga asociada entre las diferentes fracciones analizadas para cada metal pesado (CT). En general, se distinguieron dos grupos de fracciones de tamaño. El primer grupo estuvo conformado por la fracción < 500 µm, donde las diferencias en el porcentaje de carga entre fracciones estuvieron

entre 1-8 veces. El segundo grupo estuvo conformado por la fracción entre 500-2800 μm , donde las diferencias estuvieron entre 1-25 veces.

Finalmente al comparar la carga acumulada entre las dos zonas en estudio, la prueba *t* de *student* emparejada mostró que no existían diferencias significativas. Los resultados sugieren en el presente estudio, que la mayor densidad residencial de Zona 2 y, por lo tanto, el mayor uso de la línea de parqueo no influyeron en la distribución de los elementos metálicos en las diferentes fracciones del sedimento viario.

Tabla 6 Coeficientes y R^2 para el modelo logarítmico del porcentaje acumulado de carga (CT)

	<i>Metal pesado^a</i>				
	<i>Pb</i>	<i>Zn</i>	<i>Cu</i>	<i>Cd</i>	<i>Cr</i>
A	22,2	19,2	23,5	18,4	21,3
B	86,2	90,4	87,3	89,1	85,1
R^2	0,95	0,90	0,92	0,93	0,97

^a: Zonas 1 y 2

Conclusiones

Los datos obtenidos muestran que la concentración en la fracción de menor tamaño (< 63 μm) tiende a ser elevada, aumenta exponencialmente con la disminución del diámetro de la partícula y se ve influenciada por el tiempo de residencia del sedimento sobre la superficie viaria. A mayor tiempo de permanencia (i.e., CF), mayor concentración asociada.

La fracción de tamaño < 63 μm tiende a asociar el mayor porcentaje de carga contaminante (i.e., %/ kg de sedimento o %/ m^2). En el presente estudio, la carga acumulada de metales aumenta logarítmicamente con el aumento del tamaño de la partícula, y está dominada por la concentración de los elementos metálicos y no por la cantidad de sedimento por fracción de tamaño. El 57% de la carga total de metales se encuentra asociada con la fracción > 125 μm (arenas finas).

Finalmente, los resultados obtenidos permiten ampliar el conocimiento acerca del comporta-

miento de los metales pesados asociados con el sedimento depositado sobre las superficies viarias. Son útiles para el diseño o mejoramiento de las estructuras de control de la contaminación producto del lavado generado por la escorrentía superficial urbana. Adicionalmente, permiten establecer estrategias de limpieza viaria según la concentración y distribución de los elementos metálicos a través de la superficie.

Agradecimientos

Los autores desean agradecer el apoyo financiero de la Agencia Española de Cooperación Internacional y Desarrollo (AECID), y la Universidad de Cantabria (España).

Referencias

1. D. Turer. "Effect of non-vehicular sources on heavy metal concentrations of roadside soils". *Water Air Soil Pollut.* Vol. 166. 2005. pp. 251-264.
2. M. Legret, C. Pagotto. "Heavy metal deposition and soil pollution along two major rural highways". *Environ. Technol.* Vol. 27. 2006. pp. 247-254.
3. WPCF. "Meeting the challenge of nonpoint source control". *J. Wat. Pollut. Control Fed.* Vol. 58. 1986. pp. 730-740.
4. V. Novotny, H. Olem. *Water quality prevention, identification and management of diffuse pollution*. Ed. Van Nostrand Reinhold. New York. 1994. pp. 447-564.
5. D. S. Kim, K. G. An, K. H. Kim. "Heavy metal pollution in the soils of various land use types based on physicochemical characteristics". *Environ. Sci. Health.* Vol. 38. 2003. pp. 839-853.
6. L. Hengren, A. Goonetilleke, G. A. Ayoko. "Analysis of heavy metals in road-deposited sediments". *Anal. Chim. Acta.* Vol. 571. 2006. pp. 270-278.
7. J. E. Fergusson, P. R. Simmonds. "Heavy metal pollution at an intersection involving a busy urban road in Christchurch-New Zealand". *New Zealand J. Sci.* Vol. 26. 1983. pp. 219-228.
8. G. Mangani, A. Berloni, F. Bellucci, F. Tatano, M. Maione. "Evaluation of the pollutant content in road runoff first flush waters". *Water Air Soil Pollut.* Vol. 160. 2005. pp. 213-228.
9. R. Asplund, B. Mar, J. Ferguson. "Total suspended solids in highway runoff in Washington State". *J. Environ. Eng.* Vol. 108. 1982. pp. 391-404.
10. R. H. Cole, R. E. Frederick, R. P. Healy, R. G. Rolan. "Preliminary findings of the priority pollutant

- monitoring project of the nationwide urban runoff program". *Water Pollut. Control Fed.* Vol. 56. 1984. pp. 898-908.
11. N. K. Kobriger, A. Geinopolos. *Sources and migration of runoff pollutants*. Rep. No. FHWA-RD-84-059. U.S. Federal Highway Administration. Washington D.C. 1984. pp. 53-81.
 12. E. R. Christensen, V. P. Guinn. "Zinc from automobile tires in urban runoff". *J. Environ. Eng.* Vol. 105. 1979. pp. 165-168.
 13. R. T. Bannerman, D. W. Owens, R. B. Dodds, N. J. Hornewer. "Sources of pollutants in Wisconsin stormwater". *Water Sci. Technol.* Vol. 28. 1993. pp. 241-259.
 14. K. Adachi, Y. Tainosho. "Characterization of heavy metal particles embedded in tire dust". *Environ. Internat.* Vol. 30. 2004. pp. 1009-1017.
 15. K. Habibi. "Characteristics of particulate matter in vehicle exhaust". *Environ. Sci. Technol.* Vol. 7. 1973. pp. 223-234.
 16. R. E. Lee JR, R. K. Patterson, W. L. Crider, J. Wagman. "Concentration and particle size distribution of particle emission in automobile exhaust". *Atmos. Environ.* Vol. 5. 1971. pp. 225-237.
 17. H. Sioli. "Ecología y protección de la naturaleza: conclusiones internacionales". *Impactos sobre la biosfera del hombre y sus actividades*. Ed. Sir F. F. Darling Blume. Barcelona. 1982. pp. 390-413.
 18. D. K. Essumang, D. K. Dodoo, S. Obiri, A. K. Oduro. "Analysis of vehicular fallouts from traffic in the Kumasi Metropolis-Ghana". *Bull. Chem. Soc. Ethiop.* Vol. 20. 2006. pp. 9-15.
 19. M. E. Barrett, R. D. Zuder, E. R. Collins, J. F. Malina, R. J. Charbeneau, G. H. Ward. *A review and evaluation of the literature pertaining to the quality and control of pollution from highway runoff and construction*. Rep. No. CRWR 239. Centre for Research in Water Resources. Texas Univ. Austin. 1993. pp. 39-45.
 20. M. Viklander. "Particle size distribution and metal content in street sediments". *J. Environ. Eng.* Vol. 124. 1998. pp. 761-766.
 21. S. L. Lau, M. K. Stenstrom. "Metals and PAHs adsorbed to street particles". *Water Res.* Vol. 39. 2005. pp. 4083-4092.
 22. R. E. Pitt, G. Amy. *Toxic materials analysis of street surface contaminants*. Rep. N.º R2-72-081. U.S. Environmental Protection Agency. Washington D.C. 1973. pp. 47-66.
 23. B. J. Ellis, M. D. Revitt. "Incidence of heavy metals in street surface sediments: solubility and grain size studies". *Water Air Soil Pollut.* Vol. 17. 1982. pp. 87-100.
 24. R. Pitt, J. Mclean. *Humber river pilot watershed project. Toronto area watershed management strategy study*. Ministry of the Environment. Canada. 1986. pp. 69-91.
 25. M. Stone, J. Marsalek. "Trace metal composition and speciation in street sediment: Sault Ste. Marie-Canada". *Water Air Soil Pollut.* Vol. 87. 1996. pp. 149-169.
 26. J. J. Sansalone, S. G. Buchberger. "Characterization of solid and metal element distributions in urban highway stormwater". *Water Sci. Technol.* Vol. 36. 1997. pp. 155-160.
 27. J. German, G. Svensson. "Metal content and particle size distribution of street sediments and street sweeping waste". *Water Sci. Technol.* Vol. 46. 2002. pp. 191-198.
 28. A. Deletic, D. Orr. "Pollution buildup on road surfaces". *J. Environ. Eng.* Vol. 131. 2005. pp. 49-59.
 29. J. D. Sartor, G. B. Boyd. *Water pollution aspects of street surface contaminants*. Rep. No. EPA R2-72-081. U.S. Environmental Protection Agency. Washington D.C. 1972. pp. 68-77.
 30. J. C. Deutsch. *Mémento sur l'évacuation des eaux pluviales*. Ministère de l'Équipement du Logement des Transports et de la Mer, Service Technique de l'Urbanisme. La Documentation Française. Paris. 1989. pp. 133-142.
 31. P. Stahre, B. Urbonas. *Stormwater detection for drainage, water quality and CSO management*. Ed. Prentice-Hall. Englewood Cliffs (USA). 2001. pp. 221-243.
 32. B. A. Dempsey, Y. L. Tai, S. G. Harrison. "Mobilization and removal of contaminants associated with urban dust and dirt". *Water Sci. Technol.* Vol. 28. 1993. pp. 225-230.
 33. F. Valiron, J. P. Tabuchi. *Maîtrise de la pollution urbaine par temps de pluie: état de l'art*. Ed. Lavoisier TEC & DOC. Paris. 1992. pp. 77-98.
 34. ISO. *Standards Handbook*. International Organization for Standardization". Geneva. Switzerland. 2000. pp. 58.
 35. J. Vaze, H. S. Chiew. "Experimental study pollutant accumulation on an urban road surface". *Urb. Water.* Vol. 4. 2002. pp. 379-389.
 36. C. A. Zafra, J. Temprano, I. Tejero. "Particle size distribution of accumulated sediments on an urban road in rainy weather". *Environ. Technol.* Vol. 29. 2008. pp. 571-582.
 37. J. J. Sansalone, T. Tribouillard. "Variation in characteristics of abrade roadway particles as a function of particle size: implications for water quality and drainage". *Cong. Annual Meeting of the Transportation Research Board*. N.º 78. National Research Council. Vol. 1690. 1999. pp. 153-163.