



Revista de la Facultad de Medicina

ISSN: 2357-3848

ISSN: 0120-0011

Universidad Nacional de Colombia

Zafra-Mejía, Carlos; Rondón-Quintana, Hugo; Beltrán-Vargas, Julio
Acumulación de metales pesados en sedimentos viales urbanos: factores de interés en salud pública
Revista de la Facultad de Medicina, vol. 65, núm. 4, 2017, Octubre-Diciembre, pp. 655-664
Universidad Nacional de Colombia

DOI: 10.15446/revfacmed.v65n4.57690

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=576364414019>

- ▶ Cómo citar el artículo
- ▶ Número completo
- ▶ Más información del artículo
- ▶ Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org
Sistema de Información Científica Redalyc
Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto

ARTÍCULO DE REVISIÓN

DOI: <http://dx.doi.org/10.15446/revfacmed.v65n4.57690>

Acumulación de metales pesados en sedimentos viales urbanos: factores de interés en salud pública

Heavy metals build-up on urban road sediments: Factors of interest for public health..

Recibido: 26/05/2016. Aceptado: 06/12/2016.

Carlos Zafra-Mejía¹ • Hugo Rondón-Quintana¹ • Julio Beltrán-Vargas²

¹ Universidad Distrital Francisco José de Caldas - Facultad de Medio Ambiente y Recursos Naturales - Grupo de Investigación en Ingeniería Ambiental (GIIAUD) - Bogotá D.C. - Colombia.

² Universidad Distrital Francisco José de Caldas - Facultad de Medio Ambiente y Recursos Naturales - Maestría en Desarrollo Sustentable y Gestión Ambiental - Bogotá D.C. - Colombia.

Correspondencia: Carlos Zafra-Mejía. Grupo de Investigación GIIAUD, Facultad de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Carrera 5 este No. 15-82, oficina 407. Teléfono: +57 1 3239300, ext.: 4040. Bogotá D.C. Colombia. Correo electrónico: czafra@udistrital.edu.co.

Resumen |

Introducción. La rápida urbanización y la intensa actividad humana han hecho de las ciudades un foco de emisiones contaminantes; esta situación genera una variedad de problemas ambientales y de salud pública que involucran metales pesados.

Objetivos. Identificar y analizar los factores físicos (FF) que intervienen en la acumulación de metales pesados en sedimentos viales con el fin de facilitar la toma de decisiones en el control de la contaminación metálica desde la salud pública urbana.

Materiales y métodos. Se realizó una revisión sistemática internacional de la literatura científica asociada entre el 1 de enero de 1970 y el 31 de diciembre de 2015. Las bases de datos utilizadas fueron Springer, ScienceDirect y Google Scholar. Se desarrolló un índice de frecuencia de citación (Q) para establecer un orden de importancia de FF detectados y se utilizaron las pruebas estadísticas de análisis clúster, t-Student, coeficiente de correlación de Pearson y regresión lineal para estudiar la relación entre las variables identificadas.

Resultados. Los estudios citaron la precipitación (Q1), el uso del suelo (Q2) y el tráfico (Q2) como FF dominantes, por lo que una visión integral para la gestión de la salud pública debe considerar dos escenarios con sus correspondientes FF dominantes: el meteorológico (FF: precipitación) y el antropogénico (FF: uso del suelo y tráfico).

Conclusión. Se sugiere un orden de intervención diferenciado para las instituciones encargadas del control de la contaminación metálica y la gestión de la salud pública en áreas urbanas.

Palabras clave: Agua de lluvia; Metales pesados; Salud pública; Emisiones de Vehículos; Usos del suelo (DeCS).

en salud pública. Rev. Fac. Med. 2017;65(4):655-64. Spanish. doi: <http://dx.doi.org/10.15446/revfacmed.v65n4.57690>

Abstract |

Introduction: Rapid urbanization and intense human activity have turned cities into a focus of pollutants emissions, thus generating all sorts of environmental and public health problems involving heavy metals.

Objectives: To identify and analyze the physical factors (PF) involved in the accumulation of heavy metals in road sediments to enable decision-making processes directed to control heavy metal pollution from a urban public health perspective.

Materials and methods: An international systematic review was conducted in related scientific literature published between January 1, 1970 and December 31, 2015. Springer, ScienceDirect and Google Scholar were the consulted databases. A citation frequency index (Q) was developed to establish an order of relevance of the detected PF, while cluster analysis, Student's t-test, Pearson's correlation coefficient and linear regression tests were used to study the correlation between the variables identified. Finally, 79 documents were selected for the construction of the manuscript.

Results: The studies cited precipitation (Q1), land use (Q2) and traffic (Q2) as dominant PF. Therefore, a comprehensive view for public health management should consider two scenarios and their corresponding dominant PFs: meteorological (PF: precipitation) and anthropogenic (PF: land use and traffic).

Conclusion: A different intervention order is suggested for the institutions in charge of controlling heavy metal pollution and public health management in urban areas.

Keywords: Heavy Metals; Land Tenure; Public Health; Rain; Vehicular Emissions (MeSH).

Zafra-Mejía C, Rondón-Quintana H, Beltrán-Vargas J. [Buildup of heavy metals in urban road sediments: Factors of interest in public health.]. Rev. Fac. Med. 2017;65(4):655-64. Spanish. doi: <http://dx.doi.org/10.15446/revfacmed.v65n4.57690>

Introducción

La rápida urbanización y la intensa actividad humana han hecho de las ciudades un foco de consumo de recursos y emisiones atmosféricas; esto genera diversos problemas ambientales que incluyen la contaminación por metales pesados, la cual, en suelos y sedimentos urbanos, es de gran interés debido a la diversidad de fuentes de emisión y a su toxicidad, propiedades no biodegradables y comportamiento acumulativo (1,2).

Los sedimentos viales (SV) surgen de la deposición de partículas sólidas sobre la superficie en tiempo seco (p. ej., entre eventos de precipitación). De esta manera, se consideran como sumideros de metales pesados que provienen de diversas fuentes de contaminación (emisiones de escapes de vehículos, pastillas de frenos, fugas de aceite, mobiliario urbano y chimeneas industriales), lo cual permite su uso como medio de caracterización ambiental (indicador) en áreas urbanas (3,4).

La experiencia en la gestión de la contaminación vial ha evidenciado una relación directa entre el crecimiento urbano y las cargas contaminantes asociadas a los SV y, por lo tanto, con las cargas vertidas en los sistemas de drenaje, cuerpos de agua, suelo y atmósfera de áreas aledañas. Las superficies viales representan solo una pequeña parte del paisaje urbano; no obstante, su elevado grado de impermeabilidad favorece la contribución de significativas cargas de metales pesados durante los eventos de precipitación y escorrentía superficial (5,6). Además, los SV acumulados en tiempo seco pueden afectar la salud de las personas por un deterioro de la calidad del aire, el suelo y la vegetación del entorno cuando estos son suspendidos por el viento y la turbulencia inducida por el tráfico vehicular (7).

Los anteriores fenómenos meteorológicos y antropogénicos (escorrentía, viento y turbulencia del tráfico) permiten sugerir la posibilidad de contacto dérmico, inhalación e ingestión de metales pesados por parte de los ciudadanos, lo que resulta en una afectación sobre el medio natural urbano. Dado que, por lo general, los metales pesados no son biodegradables (acumulativos) y no se conocen sus mecanismos homeostáticos, es muy probable que elevadas concentraciones generen efectos negativos sobre la vida biológica y la salud pública urbana (8).

En seres humanos, los SV propician acumulación en tejidos grasos y en el sistema circulatorio y generan efectos adversos sobre el sistema nervioso central y el funcionamiento de los órganos internos; además, actúan como cofactores en enfermedades como el cáncer (9).

El estudio de la contaminación metálica asociada con los SV es de interés creciente debido al control de las fuentes puntuales de polución; a la cantidad de metales pesados descargados en los sistemas acuáticos, el suelo y la atmósfera de áreas urbanas, y a su significancia sobre la salud pública urbana.

El objetivo principal de este artículo de revisión es presentar una identificación y análisis de los factores físicos (FF) que intervienen en el fenómeno de acumulación de metales pesados en el sedimento depositado sobre superficies viales; esto con el fin de facilitar la toma de decisiones en el control de la contaminación metálica por escorrentía y la gestión de la salud pública urbana. La revisión se fundamenta en los tres metales pesados más reportados por investigaciones previas sobre SV (10): plomo (Pb), zinc (Zn) y cobre (Cu). Además, se identifica la relación entre el contenido metálico y los FF que intervienen en el proceso de acumulación.

Materiales y métodos

Sistema de búsqueda bibliográfica

Si se asume que las variables más significativas de un fenómeno ambiental podrían ser citadas o estudiadas con mayor frecuencia, entonces se puede estimar la importancia de los FF identificados a través de su frecuencia de citación en documentos científicos. Aunque la anterior hipótesis no es necesariamente cierta, esta fue usada en la presente investigación como un lineamiento de búsqueda y análisis.

Se utilizaron las bases de datos electrónicas Springer, ScienceDirect y Google Scholar con el objeto de establecer un orden de importancia para los FF identificados. La metodología de revisión sistemática de la literatura fue desarrollada de forma exclusiva para la presente investigación y estuvo constituida por tres fases:

La primera fase de búsqueda se realizó para detectar artículos y libros en inglés sobre la contaminación metálica asociada con los SV. En la revisión bibliográfica se utilizaron las siguientes palabras clave asociadas con el objetivo principal de la investigación: "urban road runoff" y "heavy metal". El período de investigación estuvo comprendido entre el 1 de enero de 1970 y el 31 de diciembre de 2015. Se revisó el contenido total de los artículos y libros en formato PDF incluidos en las bases de datos utilizadas y se detectaron 2 289 documentos en Springer, 2 624 en ScienceDirect y 16 100 en Google Scholar (Tabla 1). Google Scholar fue la única base de datos que incluyó en los análisis los mismos documentos detectados por las otras dos bases de datos.

Luego, se desarrolló una segunda fase de revisión bibliográfica donde se incluyeron palabras clave adicionales en inglés a partir de las temáticas reportadas por los filtros de búsqueda de las bases de datos ScienceDirect y Scopus. Esta fase fue desarrollada para identificar los FF involucrados en el fenómeno de acumulación de metales pesados en los SV (Tabla 1). La búsqueda excluyó los factores químicos (pH de la precipitación y escorrentía y lixiviación de los SV) y biológicos (contenido de materia orgánica en los SV) que podrían estar involucrados en este fenómeno.

Por último, se desarrolló una tercera fase de revisión con respecto a las referencias bibliográficas incluidas en los documentos detectados en la fase 1 por la base de datos ScienceDirect. Se mantuvo la misma combinación de palabras clave y línea de tiempo de la fase 2 y se detectaron y analizaron los resúmenes de 503 documentos. Las bases de datos Springer y Google Scholar no fueron utilizadas en esta fase debido a que sus motores de búsqueda no contaron con la opción de exploración exclusiva en las referencias bibliográficas de los documentos detectados.

Como resultado, se seleccionaron 79 documentos para la construcción del presente artículo de revisión. El principal criterio de inclusión para los documentos seleccionados fue el reporte de la concentración de 2 de los 3 metales pesados bajo investigación (Pb, Zn y Cu). Es decir, se excluyeron los documentos con información cualitativa. Para la construcción de cada sección se utilizaron los siguientes documentos: 37 sobre precipitación, 23 sobre uso del suelo y 30 sobre tráfico. En algunos casos, por la temática, el mismo artículo se incluyó en dos secciones.

Análisis bibliográfico

Se desarrolló un índice que relacionó el número de documentos detectados en las fases 1 y 2 de la metodología aplicada para la revisión bibliográfica (p. ej., frecuencia de citación). Esto se realizó con el objetivo de establecer un orden de importancia a través de cuartiles (Q) para los once FF detectados. El índice tuvo una variación

entre 0 y 1 (Q1: 0.75-1.0; Q2: 0.5-0.75; Q3: 0.25-0.50; Q4: 0.0-0.25). Para precipitación en la base de datos ScienceDirect se detectaron 1 899 documentos en la fase 2 dentro de los 2 624 documentos detectados en la fase 1; esto generó un índice de 0.724 (1 899/2

624=0.724). En promedio, los estudios citaron con mayor frecuencia la precipitación (Q1: 0.751), el uso del suelo (Q2: 0.622) y el tráfico (Q2: 0.546) como FF dominantes del proceso de acumulación de metales pesados en los SV.

Tabla 1. Fases 1 y 2 de la metodología desarrollada para la revisión bibliográfica.

| Fase | Palabras clave | Base de datos | | | | | | Índice medio † | Variación cuartil ‡ | Cuartil promedio | | | |
|------|-----------------------------------|-----------------------|----------|-----------------------|---------|-----------------------|--------|----------------|---------------------|------------------|--|--|--|
| | | Springer | | ScienceDirect | | Google Scholar | | | | | | | |
| | | Documentos detectados | Índice * | Documentos detectados | Índice | Documentos detectados | Índice | | | | | | |
| 1 | Urban road runoff and heavy metal | 2289 | 1.000 | 2624 | 1.000 | 16100 | 1.000 | - | - | - | | | |
| | Factores físicos | | | | | | | | | | | | |
| 2 | Rainfall or precipitation | 1710 | 0.747 | 1899 | 0.724 § | 12600 | 0.783 | 0.751 | Q2,Q2,Q1 | Q1 | | | |
| | Atmospheric deposition | 427 | 0.187 | 983 | 0.375 | 2770 | 0.172 | 0.244 | Q4,Q3,Q4 | Q4 | | | |
| | Dry period | 267 | 0.117 | 320 | 0.122 | 800 | 0.050 | 0.096 | Q4,Q4,Q4 | Q4 | | | |
| | Wind | 1078 | 0.471 | 1111 | 0.423 | 6830 | 0.424 | 0.440 | Q3,Q3,Q3 | Q3 | | | |
| | Land use | 1203 | 0.526 | 1996 | 0.761 | 9340 | 0.580 | 0.622 | Q2,Q1,Q2 | Q2 | | | |
| | Street cleaning or sweeping | 52 | 0.023 | 124 | 0.047 | 592 | 0.037 | 0.036 | Q4,Q4,Q4 | Q4 | | | |
| | Traffic or vehicles | 1261 | 0.551 | 1479 | 0.564 | 8410 | 0.522 | 0.546 | Q2,Q2,Q2 | Q2 | | | |
| | Roofs or tiles | 485 | 0.212 | 688 | 0.262 | 3060 | 0.190 | 0.221 | Q4,Q3,Q4 | Q4 | | | |
| | Physical characteristics | 221 | 0.097 | 205 | 0.078 | 1600 | 0.099 | 0.091 | Q4,Q4,Q4 | Q4 | | | |
| | Particle size | 500 | 0.218 | 1350 | 0.514 | 3480 | 0.216 | 0.316 | Q4,Q2,Q4 | Q3 | | | |
| | Trees | 979 | 0.428 | 906 | 0.345 | 8530 | 0.530 | 0.434 | Q3,Q3,Q2 | Q3 | | | |

* Índice de frecuencia de citación.

† Índice promedio para las tres bases de datos.

‡ Q1, índice entre 0.75 y 1.0; Q2, entre 0.5 y 0.75; Q3, entre 0.25 y 0.50; Q4, entre 0.0 y 0.25.

§ Índice: 1899/2624=0.724.

Fuente: Elaboración propia.

Para identificar la posible relación entre las variables de las matrices desarrolladas para cada FF, se realizó un análisis clúster utilizando el programa informático SPSS® versión 18.0. Los datos (variables) fueron estandarizados por medio de puntajes Z antes del análisis clúster y se calcularon las distancias euclidianas de similitud entre las variables. Entonces, se aplicó sobre los datos estandarizados un análisis jerárquico por medio del método de Ward. A partir de los grupos detectados, y para analizar su relación, se aplicaron las pruebas estadísticas t-Student, coeficiente de correlación de Pearson y análisis de regresión lineal; también se utilizaron estadísticos descriptivos para profundizar la discusión entre variables.

A partir de los documentos seleccionados, las variables detectadas y analizadas para cada FF fueron: precipitación (área continental del estudio; concentración ($\mu\text{g/l}$) de Pb, Zn y Cu, y año del estudio), uso del suelo (residencial, comercial, industrial y rural) y tráfico (densidad promedio de tráfico (vehículos/día); área continental; fracción de tamaño del SV; concentración (mg/kg) de Pb, Zn y Cu, y año del estudio).

Resultados

Precipitación (Q1)

La Tabla 2 presenta una revisión de las concentraciones de metales pesados detectadas en la fracción soluble del agua de escorrentía

vial. Esta revisión fue realizada para evaluar el transporte producto del lavado ejercido por la escorrentía superficial sobre los metales pesados asociados con los SV; es decir, como medio de transmisión de metales pesados desde las superficies viales hacia los cuerpos hídricos receptores y hacia los sistemas de conducción y tratamiento del agua pluvial. Lo anterior podría sugerir la ingestión y contacto dérmico de metales pesados por parte de comunidades que se abastecen o recrean con este tipo de aguas superficiales.

El análisis clúster permitió la identificación de cuatro racimos en la Tabla 2: 1) concentraciones de Zn y Cu, 2) concentraciones de Pb y Cu, 3) área continental y 4) año del estudio. Los racimos 1 y 2 estuvieron agrupados en un nivel superior, quizás implicando una relación entre estos. Los resultados mostraron una posible relación entre los racimos 3 y 4 y los racimos 1 y 2. A continuación se presentan los análisis y discusiones a partir de los resultados obtenidos de la prueba estadística de clúster.

Como se observó en la Tabla 2, se reportaron amplias fluctuaciones en la concentración de los metales pesados en estudio (valores mínimos y máximos), sugiriendo que los aportes e importancia de las fuentes contaminantes variaron de forma significativa en el ambiente vial. De igual forma, se insinuó una amplia variación en las concentraciones de metales a las cuales estuvieron expuestas los residentes y usuarios de los corredores viales.

Tabla 2. Concentración de metales pesados en la fracción soluble de la escorrentía vial, revisión cronológica.

| Localidad | Área continental * | Concentración (µg/l) | | | Año † | Referencia |
|--|--------------------|----------------------|------|-----|-------|------------|
| | | Pb | Zn | Cu | | |
| Revisión (años: 1974-1979), Inglaterra | 1 | 602 | 608 | 102 | 1982 | (11) |
| Cincinnati, EE. UU. | 2 | 16 | 1322 | 44 | 1997 | (12) |
| Austin, EE. UU. | 2 | 37 | 90 | 15 | 1998 | (13) |
| Charlotte, EE. UU. | 2 | 14 | - | 13 | 1998 | (14) |
| Nantes, Francia | 1 | 3.9 | 222 | 25 | 1999 | (15) |
| Vila Real, Portugal | 1 | 11 | 172 | 11 | 1999 | (16) |
| Queensland, Australia | 3 | 350 | 1000 | 185 | 2000 | (17) |
| Nantes, Francia | 1 | 57 | 320 | 36 | 2000 | (18) |
| Winterthur, Suiza | 1 | 26 | 354 | 57 | 2002 | (19) |
| Varias localidades, Holanda | 1 | 235 | 484 | 77 | 2003 | (20) |
| Mariestad-Linköping, Suecia | 1 | <1 | 70 | 76 | 2003 | (21) |
| Fossumbrone, Italia | 1 | 2.8 | 76 | 25 | 2005 | (22) |
| Vancouver, Canadá | 2 | 45 | 364 | 62 | 2006 | (23) |
| Monmouth, EE. UU. | 2 | 15 | 67 | 17 | 2006 | (24) |
| Luleå, Suecia | 1 | 17 | 150 | 38 | 2006 | (25) |
| Austin, EE. UU. | 2 | <1 | 47 | 6 | 2006 | (26) |
| Westphalia, Alemania | 1 | 197 | 376 | 81 | 2007 | (27) |
| California, EE. UU. | 2 | 8 | 69 | 15 | 2007 | (28) |
| Stockholm, Suecia | 1 | 0.1 | 98 | 20 | 2007 | (29) |
| Tokyo, Japón | 4 | - | 24 | 310 | 2008 | (30) |
| Austin, EE. UU. | 2 | <1 | 52 | 6 | 2008 | (31) |
| Shanghai, China | 4 | 22 | 495 | 38 | 2008 | (32) |
| Guangzhou, China | 4 | 118 | 1760 | 140 | 2008 | (33) |
| Tokyo, Japón | 4 | - | 220 | 161 | 2009 | (34) |
| Munich, Alemania | 1 | <1 | 229 | 40 | 2010 | (35) |
| Baltimore, EE. UU. | 2 | - | 63 | 17 | 2010 | (36) |
| Beijing, China | 4 | 28 | 53 | 34 | 2010 | (37) |
| Xiamen, China | 4 | 80 | 920 | 65 | 2010 | (38) |
| Sydney, Australia | 3 | 99 | 282 | 75 | 2010 | (39) |
| Maryland, EE. UU. | 2 | 53 | 475 | 63 | 2012 | (5) |
| Amsterdam, Holanda | 1 | 2.6 | 131 | 82 | 2012 | (40) |
| Munich, Alemania | 1 | 18 | 132 | 71 | 2013 | (41) |
| Tokyo, Japón | 4 | 8 | 392 | 46 | 2013 | (42) |
| Cheonan, China | 4 | 88 | 145 | 125 | 2014 | (43) |
| Xi'an, China | 4 | 43 | 460 | 60 | 2015 | (44) |
| Mediana | | 22 | 221 | 46 | | |
| Media | | 71 | 345 | 64 | | |
| Mínimo | | 0.1 | 24 | 6.0 | | |
| Máximo | | 602 | 1760 | 310 | | |
| Datos considerados | | 32 | 34 | 35 | | |

* 1: Europa, 2: Norteamérica, 3: Oceanía, 4: Asia.

† Año de publicación del estudio.

Fuente: Elaboración propia.

La prueba t-Student emparejada mostró que existieron diferencias significativas entre las concentraciones de Pb y Zn ($t=-4.453$, $gl=30$, $p<0.01$) y Zn y Cu ($t=4.315$, $gl=33$, $p<0.01$). Sin embargo, no existieron diferencias significativas entre las concentraciones de Pb y Cu ($t=0.810$, $gl=31$, $p=0.424$). La concentración promedio de Zn fue 4.9 y 5.4 veces superior a la de Pb y Cu, respectivamente. Los resultados mostraron que las concentraciones de metales tuvieron la siguiente secuencia en la fracción soluble de la escorrentía vial: Zn > Cu > Pb. A partir de los metales pesados en estudio, se sugirió al Zn como el elemento más abundante en la fracción soluble de los sistemas hídricos urbanos sobre los cuales se vertieron aguas de escorrentía vial.

Además, la anterior secuencia en la concentración de metales pesados coincide con la reportada en pruebas de lixiviación de laboratorio (lavado ácido) sobre los SV (11,42,45,46). Los resultados sugieren que el Zn registró mayor afinidad con la fracción soluble del escorrentimiento vial mientras que el Pb y el Cu registraron mayor afinidad con la fracción sólida. Es decir, los SV quizás actuaron como sumideros de Pb y Cu. Por lo tanto, se insinuó que en sistemas hídricos urbanos (quebradas, ríos y humedales) con vertidos de escorrentía vial sus sedimentos acumularon elevadas cantidades de Pb y Cu, deteriorando la salud humana y ambiental del entorno acuático.

El coeficiente de correlación de Pearson fue utilizado para evaluar la afinidad en el origen de los metales pesados reportados en la Tabla 2, p. ej., la fuente de contaminación. Los resultados mostraron que existió una correlación positiva de media a considerable entre las concentraciones de Cu y Pb en la fracción soluble de la escorrentía vial ($r=0.62$), sugiriendo la existencia de una fuente común o dominante para estos metales en el ambiente vial; quizás el tráfico vehicular. Los coeficientes de correlación lineal entre las concentraciones de Pb y Zn fueron 0.37 y de Zn y Cu 0.26 (correlaciones positivas entre débiles y medianas), lo que insinuó la existencia de diversas fuentes de contaminación para estos metales en el ambiente vial.

Los datos en la Tabla 2 mostraron la existencia de una correlación lineal negativa de media a considerable entre la concentración de Pb ($\mu\text{g/l}$) en la fracción soluble del escorrentimiento vial y el año (Y) del estudio (r -Pearson=-0.56; $p<0.01$; $df=32$; $Pb=-10.33*Y+20779$). A lo largo de la historia, las emisiones provenientes de los escapes de vehículos han contribuido con la mayor parte del Pb en el escorrentimiento vial; no obstante, la reducción del Pb en la gasolina ha resultado en una reducción de su concentración alrededor de una décima parte de los niveles reportados por las investigaciones a principios de 1970 (47). En el presente estudio, los resultados mostraron en promedio que la reducción internacional de la concentración de Pb en el escorrentimiento vial ha sido de 10.3 $\mu\text{g/l}$ por año. Esto demuestra cómo la reducción de Pb en la gasolina ha sido una medida de control efectiva en el marco de la salud pública urbana.

Por último, los resultados sugirieron una variabilidad continental en las concentraciones de metales pesados en la fracción soluble de la escorrentía vial. Las medianas de las concentraciones de Pb, Zn y Cu de países europeos fueron entre 47% y 203% superiores a las registradas en Norteamérica, siendo las medianas de países asiáticos al menos 187% superiores a las norteamericanas. Es probable que estas diferencias se registraran debido a que la información asiática correspondió a áreas densamente urbanizadas de ciudades de China (Shanghai, Guangzhou y Beijing) y Japón (Tokyo). Kayhanian *et al.* (48) reportaron resultados similares y mencionaron que una de las posibles razones para estas diferencias fue la menor densidad de vehículos por kilómetro registrada en Norteamérica. Lo anterior sugiere un control diferenciado por parte de las instituciones de salud pública y ambiental, es decir, con respecto

a las zonas urbanas densamente pobladas (habitantes/hectárea) y con elevadas densidades de tráfico (vehículos/día).

Uso del suelo (Q2)

La Tabla 3 presenta una revisión de las concentraciones de metales pesados asociados con los SV para diferentes usos del suelo (recolectado en tiempo seco): residencial, comercial, industrial y rural. Se observó la existencia de amplias variaciones en las concentraciones según el uso del suelo (valores mínimos y máximos). Lo anterior sugirió una exposición de la población residente y usuaria de los corredores viales bajo un amplio rango de concentración de metales pesados, independiente del uso del suelo.

El análisis clúster permitió identificar tres principales racimos de acuerdo a los usos del suelo reportados en la Tabla 3: 1) residencial, 2) comercial y 3) industrial. Los resultados sugirieron la siguiente secuencia porcentual en el grado de contaminación por metales pesados: 50.9% para comercial, 49.7% para industrial y 37.4% para residencial. Sin embargo, una prueba t-Student mostró que no existieron diferencias significativas entre las concentraciones de los usos comercial e industrial ($Pb-t=1.335$, $gl=8$, $p=0.109$; $Zn-t=0.661$, $gl=8$, $p=0.263$; $Cu-t=1.069$, $gl=7$, $p=0.160$). Por lo tanto, la secuencia en el grado de contaminación por metales pesados en los SV según el uso del suelo fue la siguiente: comercial e industrial > residencial > rural; lo que evidenció que los organismos de control de la salud pública y ambiental urbana deben prestar especial atención a las áreas de uso comercial e industrial.

Tráfico (Q2)

La Tabla 4 presenta las concentraciones de metales pesados asociadas con los SV en tiempo seco para diferentes densidades de tráfico. El análisis clúster permitió la identificación de seis racimos: 1) concentraciones de Zn y Cu, 2) concentración de Pb, 3) densidad de tráfico, 4) área continental, 5) año del estudio y 6) fracción de tamaño analizada. Los racimos 1, 2 y 3 estuvieron agrupados en un nivel superior, lo que pudo implicar una relación entre estos. También se evidenció una probable relación entre los racimos 4, 5 y 6 y los racimos 1 y 2. A continuación, se presentan los análisis y discusiones a partir de los resultados obtenidos de la prueba de clúster.

Los resultados sugirieron que no existió correlación significativa entre la densidad de tráfico y las concentraciones de Pb y Zn asociadas con los SV en tiempo seco (fracción de tamaño $<2000\mu\text{m}$) para todos los estudios reportados en la Tabla 4. Sin embargo, se observó una correlación lineal positiva entre débil y media con la concentración de Cu (r -Pearson=0.39, $gl=30$).

Un análisis similar fue realizado teniendo en cuenta solo la fracción de tamaño $<250\mu\text{m}$ (Tabla 4). Los resultados mostraron la existencia de una correlación lineal positiva de débil a media entre la densidad de tráfico (DT) y las concentraciones de Pb (r -Pearson=0.48, $p=0.029$, $gl=16$, $Pb=0.0084*DT+246$). Para el Cu, los resultados mostraron una correlación lineal de media a fuerte (r -Pearson=0.73, $p<0.01$, $gl=17$, $Cu=0.0040*DT+127.5$). Los resultados sugirieron que la relación entre la densidad de tráfico y las concentraciones de metales pesados asociados a los SV fueron más evidentes para la fracción de tamaño $<250\mu\text{m}$. Quizás, las partículas emitidas por las fuentes contaminantes de metales pesados estuvieron asociadas con tamaños $<250\mu\text{m}$, incrementando el potencial de inhalación de los metales por parte de los usuarios y residentes de los corredores viales.

Tabla 3. Concentración de metales pesados asociados con los sedimentos viales para diferentes usos del suelo, recolectado en tiempo seco.

| Localidad | Uso del suelo – Concentración de metales (mg/kg de materia seca) | | | | | | | | | | | | Referencia | |
|-----------------------------|--|------|------|-----------|------|------|------------|------|------|-------|-----|-----|------------|--|
| | Residencial | | | Comercial | | | Industrial | | | Rural | | | | |
| | Pb | Zn | Cu | Pb | Zn | Cu | Pb | Zn | Cu | Pb | Zn | Cu | | |
| Londres, Inglaterra | 1826 | 695 | 280 | 2100 | 1876 | 410 | - | - | - | 111 | 119 | 43 | (11) | |
| Beijing, China | 117 | 575 | 117 | 104 | 645 | 109 | - | - | - | - | - | - | (37) | |
| Varias ciudades, EE. UU. | 475 | 542 | 167 | 1966 | 2241 | 690 | 204 | 232 | 71 | - | - | - | (49) | |
| Lulea, Suecia | 8.1 | 54 | 36 | 95 | 123 | 61 | - | - | - | - | - | - | (50) | |
| Pensacola, EE. UU. | 19.9 | 29 | 10.2 | 19.3 | 56 | 8.6 | - | - | - | - | - | - | (51) | |
| Brisbane, Australia | 0.03 | 1.27 | 0.5 | 0.25 | 0.38 | 0.27 | 0.7 | 1.7 | 0.7 | - | - | - | (52) | |
| Zhenjiang, China | 193 | 483 | 52 | 148 | 468 | 56 | - | - | - | - | - | - | (53) | |
| Hangzhou, China | 128 | 220 | 49 | 522 | 344 | 207 | 194 | 709 | 212 | 72 | 139 | 44 | (54) | |
| Kavala, Grecia | - | - | - | 387 | 355 | 172 | 274 | 208 | 82 | - | - | - | (55) | |
| Zhenjiang, China | 193 | 483 | 52 | 148 | 468 | 56 | - | - | - | - | - | - | (56) | |
| Barcelona, España | 227 | 1393 | 1082 | 139 | 545 | 313 | - | - | - | - | - | - | (57) | |
| Christchurch, Nueva Zelanda | 180 | 400 | 33 | 290 | 370 | 73 | - | - | - | - | - | - | (58) | |
| Ulsan, Corea del Sur | - | - | - | 82 | 136 | 119 | 92 | 129 | 90 | - | - | - | (59) | |
| Massachusetts, EE. UU. | - | - | - | 110 | 366 | 137 | - | - | - | 39 | 122 | 75 | (60) | |
| Torrelavega, España | 371 | 655 | 137 | - | - | - | - | - | - | 328 | 604 | 110 | (61) | |
| Buenos Aires, Argentina | 313 | 1000 | 822 | 275 | 799 | 268 | 559 | 1228 | 337 | - | - | - | (62) | |
| Singapore, Malasia | 201 | 1543 | 498 | - | - | - | 280 | 1649 | 729 | - | - | - | (63) | |
| Maha Sarakham, Tailandia | 4.6 | 46 | 9.4 | 11.8 | 83 | 18 | - | - | - | - | - | - | (64) | |
| Queensland, Australia | 33 | 297 | 131 | 38 | 90 | 71 | 26 | 176 | 66 | - | - | - | (65) | |
| Loudi, China | 228 | 583 | 141 | - | - | - | 338 | 829 | 117 | 51 | 173 | 41 | (66) | |
| Nanjing, China | 31 | 131 | 43 | 96 | 361 | 132 | 119 | 454 | 133 | - | - | - | (67) | |
| Porto Alegre, Brasil | 146 | 724 | - | 665 | 744 | - | 139 | 491 | - | - | - | - | (68) | |
| Zhenjiang, China | 194 | 512 | 53 | 147 | 465 | 49 | - | - | - | - | - | - | (69) | |
| Mediana | 187 | 483 | 85 | 139 | 366 | 114 | 194 | 454 | 104 | 72 | 139 | 44 | | |
| Promedio | 244 | 519 | 203 | 379 | 530 | 161 | 202 | 555 | 184 | 120 | 231 | 63 | | |
| Mínimo | 0.03 | 1.27 | 0.5 | 0.25 | 0.38 | 0.27 | 0.7 | 1.7 | 0.7 | 39 | 119 | 41 | | |
| Máximo | 1826 | 1543 | 1082 | 2100 | 2241 | 690 | 559 | 1649 | 729 | 328 | 604 | 110 | | |
| Concentración máxima | 7 | 7 | 8 | 10 | 10 | 10 | 6 | 6 | 4 | 0 | 0 | 0 | | |
| Datos considerados | 20 | 20 | 19 | 20 | 20 | 19 | 11 | 11 | 10 | 5 | 5 | 5 | | |
| Proporción (%) | 35.0 | 35.0 | 42.1 | 50.0 | 50.0 | 52.6 | 54.5 | 54.5 | 40.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | |
| Proporción promedio (%) | 37.4 | 50.9 | 49.7 | 0.0 | | | | | | | | | | |

Fuente: Elaboración propia.

Se reportaron amplias fluctuaciones en la concentración de los metales pesados asociados con los SV en tiempo seco (Pb: 14-2296, Zn: 51-2133, Cu: 45-771 mg/kg), lo que sugiere que los aportes y la importancia de las fuentes contaminantes variaron de forma significativa en el ambiente vial. Una prueba t-Student emparejada mostró que existieron diferencias significativas entre las concentraciones de Zn y Cu ($t=4.696$, $gl=29$, $p<0.01$). Sin embargo, también mostró que no existieron diferencias significativas entre las concentraciones de Pb y Zn ($t=-1.582$, $gl=26$, $p=0.126$) y Pb y Cu ($t=1.849$, $gl=26$, $p=0.076$). Por lo tanto, los resultados sugirieron que las concentraciones metálicas asociadas con los SV en tiempo seco tuvieron la siguiente secuencia: Zn > Pb > Cu; es decir, el metal pesado más abundante fue el Zn. En el presente estudio se evidenció una tendencia similar para la fracción soluble de la escorrentía vial (p. ej., en tiempo de lluvia).

Con el objetivo de evaluar la afinidad en el origen de los metales reportados en la Tabla 4, se realizó un análisis con el coeficiente de correlación de Pearson. Los resultados mostraron una correlación positiva de media a considerable entre las concentraciones de Zn

y Cu asociadas con los SV en tiempo seco ($r=0.63$), lo que sugiere la existencia de una fuente común o dominante para estos metales en el ambiente vial, quizás el tráfico vehicular. Los coeficientes de correlación lineal entre las concentraciones de Zn y Pb fueron 0.38 y de Cu y Pb, 0.16 (correlaciones positivas entre muy débiles y medianas); esto sugiere la existencia de diversas fuentes de contaminación para Pb en el ambiente vial, p. ej., los escapes de vehículos, la pintura vial, el desgaste del pavimento o las emisiones industriales.

Similar a la fracción soluble del escorrentimiento vial, en los SV depositados en tiempo seco se observó una correlación lineal negativa de media a considerable entre la concentración de Pb y el año (Y) del estudio (r -Pearson=-0.62, $gl=27$, $p<0.01$, $Pb=-32.682*Y+65887$). Además, también se observó una variabilidad continental similar en las concentraciones de metales pesados asociadas con los SV en tiempo seco. Las medianas de las concentraciones de Pb, Zn y Cu de países europeos fueron 5-412% superiores a las registradas en Norteamérica, siendo las medianas de países asiáticos al menos 59% superiores a las norteamericanas (Tabla 4).

Tabla 4. Concentración de metales pesados asociados con sedimentos viales a partir de diferentes densidades de tráfico, recolectado en tiempo seco.

| Localidad | Densidad de tráfico (vehículos/día) | Área continental * | Fracción de tamaño (μm) † | Concentración (mg/kg) | | | Año ‡ | Referencia |
|-----------------------------|--|--------------------|--|-----------------------|------|-----|-------|------------|
| | | | | Pb | Zn | Cu | | |
| Davis, EE. UU. | 130000 | 2 | <1000 | 110 | 414 | 236 | 2012 | (70) |
| Barcelona, España | 120000 | 1 | <10 | 229 | 1252 | 771 | 2009 | (57) |
| Massachusetts, EE. UU. | 106000 | 2 | <2000 | 79 | 381 | 172 | 2011 | (60) |
| Londres, Inglaterra | 96000 | 1 | <250 | 2296 | 1212 | 386 | 1982 | (11) |
| Londres, Inglaterra | 80000 | 1 | <2000 | 227 | 1145 | 337 | 2014 | (71) |
| Beijing, China | 65000 | 4 | <2000 | 511 | 51 | 126 | 2015 | (72) |
| Baltimore, EE. UU. | 45575 | 2 | <63 | - | 343 | 196 | 2010 | (36) |
| Londres, Inglaterra | 42000 | 1 | <250 | 1826 | 695 | 280 | 1982 | (11) |
| Zhenjiang, China | 34512 | 4 | <2000 | 589 | 687 | 158 | 2009 | (56) |
| Tokyo, Japón | 28250 | 4 | <2000 | - | 1500 | 340 | 2009 | (34) |
| Tokyo, Japón | 28250 | 4 | <2000 | - | 1525 | 708 | 2009 | (34) |
| Hamilton, Nueva Zelanda | 25000 | 3 | 125-250 | 251 | 1073 | 184 | 2005 | (73) |
| Christchurch, Nueva Zelanda | 24000 | 3 | <1000 | 290 | 370 | 73 | 2010 | (58) |
| Hildesheim, Alemania | 22000 | 1 | <2000 | 255 | 120 | 84 | 1987 | (74) |
| Ulsan, Corea del Sur | 20118 | 4 | <2000 | 153 | 325 | 182 | 2011 | (59) |
| Lulea, Suecia | 20000 | 1 | 75-125 | 68 | 150 | 89 | 1998 | (50) |
| Tokyo, Japón | 19600 | 4 | <2000 | 200 | 1300 | 510 | 2008 | (30) |
| Barcelona, España | 15000 | 1 | <100 | 283 | 542 | 216 | 2008 | (75) |
| Jönköping, Suecia | 11200 | 1 | <250 | 45 | 257 | 282 | 2002 | (76) |
| Jönköping, Suecia | 11200 | 1 | <2000 | 23 | 125 | 119 | 2002 | (76) |
| Beijing, China | 8900 | 4 | 150-250 | 59 | 280 | 72 | 2010 | (37) |
| Sydney, Australia | 8800 | 3 | <200 | 511 | 249 | 124 | 1998 | (77) |
| Aberdeen, Escocia | 6900 | 1 | 63-250 | 305 | 345 | 325 | 2005 | (78) |
| Lulea, Suecia | 5000 | 1 | 75-125 | 15 | 80 | 53 | 1998 | (50) |
| Lulea, Suecia | 4500 | 1 | 75-125 | 14 | 100 | 91 | 1998 | (50) |
| Torrelavega, España | 3800 | 1 | 125-250 | 246 | 309 | 90 | 2011 | (61) |
| Torrelavega, España | 3800 | 1 | 125-250 | 299 | 309 | 117 | 2011 | (61) |
| Bilbao, España | 1800 | 1 | <2000 | 630 | 200 | 45 | 2013 | (79) |
| Londres, Inglaterra | 2400 | 1 | <250 | 978 | 2133 | 91 | 1982 | (11) |
| Singapore, Malasia | 726 | 4 | <63 | 297 | 1585 | 465 | 2012 | (63) |
| Mediana | | | 250 | 251 | 358 | 177 | | |
| Promedio | | | 889 | 400 | 635 | 231 | | |
| Mínimo | | | 10 | 14 | 51 | 45 | | |
| Máximo | | | 2000 | 2296 | 2133 | 771 | | |
| Datos considerados | | | 30 | 27 | 30 | 30 | | |

* 1: Europa; 2: Norteamérica; 3: Oceanía; 4: Asia.

† Fracción de tamaño del sedimento vial analizada.

‡ Año de publicación del estudio.

Fuente: Elaboración propia.

Conclusiones

La presente revisión muestra que los FF más investigados del fenómeno de acumulación de metales pesados en los SV son la precipitación (Q1), el uso del suelo (Q2) y el tráfico vehicular (Q2). Es decir, estos FF son los principales a considerar dentro del desarrollo de políticas de control de la contaminación en el marco de la salud pública y ambiental de áreas urbanas. Por lo tanto, una visión integral en este marco debe considerar dos escenarios con sus correspondientes FF clave: el meteorológico (FF: precipitación) y el antropogénico (FF: uso del suelo y tráfico).

A partir de lo anterior, se debe priorizar el desarrollo de medidas de control para los escenarios meteorológicos de lluvia, como la construcción de sistemas de intercepción-tratamiento de la escorrentía vial: pavimentos permeables, trincheras de infiltración y estanques de retención, y el tiempo seco, que permite la optimización de la frecuencia del barrido mecánico vial; todo lo anterior seguido de medidas de control para el escenario antropogénico como control de emisiones en áreas industriales y reducción del tráfico en vías congestionadas.

Escenario meteorológico: los resultados sugieren que las concentraciones de los metales pesados tienen una tendencia similar en tiempo seco y de lluvia. Es decir, existe un comportamiento semejante entre las concentraciones de los metales asociados con los SV en tiempo seco y la fracción soluble producto del lavado ejercido por la escorrentía. Los resultados evidencian que el Zn es el metal pesado con mayor presencia en el ambiente vial, seguido por el Pb y el Cu. Además, el Zn tiene mayor afinidad con la fracción soluble del escurrimiento vial, mientras que el Pb y el Cu la tienen con la fracción sólida (sedimentos).

Escenario antropogénico: a partir del análisis en el uso del suelo, los resultados muestran que la secuencia en el grado de contaminación por metales pesados en los SV es: comercial > industrial > residencial. De esta manera, se establece un orden de intervención diferenciado según el uso del suelo para las instituciones encargadas del control de la salud pública y ambiental en áreas urbanas. Por lo tanto, se debe prestar especial atención a vías en áreas de uso comercial e industrial.

Existe una correlación positiva de media a fuerte entre las concentraciones de Pb y Cu y de Zn y Cu en la fracción soluble del agua de escorrentía y el SV recolectado en tiempo seco, respectivamente. Esto insinúa la existencia de una fuente común o dominante para los metales pesados en el ambiente vial, probablemente el tráfico vehicular. Las partículas emitidas por las fuentes de contaminación de metales pesados están, en su mayoría, asociadas con tamaños $<250\mu\text{m}$, incrementando el potencial de inhalación por parte de residentes y usuarios de los corredores viales.

Por último, la investigación permite ampliar el conocimiento acerca del comportamiento de los metales pesados asociados con los SV, conocimiento que es de utilidad para los organismos públicos y privados involucrados en la gestión de la salud pública y ambiental encargados de vigilar y controlar la calidad del agua, el aire y el suelo y de diseñar e implementar estrategias de limpieza en el ambiente vial. De esta manera, el presente artículo se convierte en un documento de apoyo para mostrar opciones en la toma de decisiones para la gestión de la escorrentía vial y la contaminación metálica en superficies urbanas.

Conflictos de intereses

Ninguno declarado por los autores.

Financiación

Ninguna declarada por los autores.

Agradecimientos

Al Grupo de Investigación en Ingeniería Ambiental de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas de Bogotá por el apoyo logístico durante la construcción del presente manuscrito.

Referencias

- Charlesworth S, De Miguel E, Ordóñez A. A review of the distribution of particulate trace elements in urban terrestrial environments and its application to considerations of risk. *Environ Geochem Health*. 2011;33(2):103-23. <http://doi.org/cwvq82>.
- Qing X, Yutong Z, Shenggao L. Assessment of heavy metal pollution and human health risk in urban soils of steel industrial city (Anshan), Liaoning, Northeast China. *Ecotoxicol Environ Saf*. 2015;120:377-85. <http://doi.org/b968>.
- Moreno T, Karanasiou A, Amato F, Lucarelli F, Nava S, Calzolai G, et al. Daily and hourly sourcing of metallic and mineral dust in urban air contaminated by traffic and coal-burning emissions. *Atmos Environ*. 2013;68:33-44. <http://doi.org/b97b>.
- Liu E, Yan T, Birch G, Zhu Y. Pollution and health risk of potentially toxic metals in urban road dust in Nanjing, a mega-city of China. *Sci Total Environ*. 2014;476-477:522-31. <http://doi.org/b97d>.
- Stagge JH, Davis AP, Jamil E, Kim H. Performance of grass swales for improving water quality from highway runoff. *Water Res*. 2012;46(20):6731-42. <http://doi.org/f4kxjw>.
- Wicke D, Cochrane TA, O'Sullivan A. Build-up dynamics of heavy metals deposited on impermeable urban surfaces. *J Environ Manage*. 2012;113:347-54. <http://doi.org/f4ht56>.
- Amato F, Schaap M, Denier-van der Gon HAC, Pandolfi M, Alastuey A, Keuken M, et al. Short-term variability of mineral dust, metals and carbon emission from road dust resuspension. *Atmos Environ*. 2013;74:134-40. <http://doi.org/f449r6>.
- Kurt-Karakus PB. Determination of heavy metals in indoor dust from Istanbul, Turkey: Estimation of the health risk. *Environ Int*. 2012;50:47-55. <http://doi.org/f4gs5z>.
- Dockery D, Pope A. Epidemiology of acute health effects: summary of time series studies. In: Spengler JD, Wilson R, editors. *Particles in our air. Concentration and health effects*. Cambridge: Harvard University Press; 1996. p. 123-47.
- Eriksson E, Baun A, Scholes L, Ledin A, Ahlman S, Revitt M, et al. Selected stormwater priority pollutants: a European perspective. *Sci Total Environ*. 2007;383(1-3):41-51. <http://doi.org/cnxfmz>.
- Ellis JB, Revitt DM. Incidence of heavy metals in street surface sediments: Solubility and grain size studies. *Water Air Soil Pollut*. 1982;17(1):87-100.
- Sansalone JJ, Buchberger SG. Partitioning and first flush of metals in urban roadway stormwater. *J Environ Eng*. 1997;123(2):134-43. <http://doi.org/brm4vs>.
- Barrett ME, Irish Jr. LB, Malina Jr. JF, Charbeneau RJ. Characterization of highway runoff in Austin, Texas, area. *J Environ Eng*. 1998;124(2):131-7.
- Wu JS, Allan CJ, Saunders WL, Evett JB. Characterization and pollutant loading estimation for highway runoff. *J Environ Eng*. 1998;124(7):584-92.
- Legret M, Pagotto C. Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. *Sci. Total Environ*. 1999;235(1-3):143-50. <http://doi.org/dmvds9>.
- Barbosa AE, Hvitved-Jacobsen T. Highway runoff and potential for removal of heavy metals in an infiltration pond in Portugal. *Sci Total Environ*. 1999;235(1-3):151-9. <http://doi.org/frmftv>.

17. Drapper D, Tomlinson R, Williams P. Pollutant concentrations in road runoff: Southeast Queensland case study. *J Environ Eng.* 2000;126(4):313-20.
18. Pagotto C, Legret M, Le Cloirec P. Comparison of the hydraulic behaviour and the quality of highway runoff water according to the type of pavement. *Water Res.* 2000;34(18):4446-54. <http://doi.org/bjsp38>.
19. Furumai H, Balmer H, Boller M. Dynamic behavior of suspended pollutants and particle size distribution in highway runoff. *Water Sci. Technol.* 2002;46(11-12):413-8.
20. Van Bohemen HD, Janssen Van De Laak WH. The influence of road infrastructure and traffic on soil, water, and air quality. *Environ Manage.* 2003;31(1):50-68. <http://doi.org/bpkwjk>.
21. Bäckström M, Nilsson U, Häkansson K, Allard B, Karlsson S. Speciation of heavy metals in road runoff and roadside total deposition. *Water Air Soil Pollut.* 2003;147(1-4):343-66.
22. Mangani G, Berloni A, Bellucci F, Tatàno F, Maione M. Evaluation of the pollutant content in road runoff first flush waters. *Water Air Soil Pollut.* 2005;160(1-4):213-28.
23. Preciado HF, Li LY. Evaluation of metal loadings and bioavailability in air, water and soil along two highways of British Columbia, Canada. *Water Air Soil Pollut.* 2006;172(1-4):81-108.
24. Tuccillo ME. Size fractionation of metals in runoff from residential and highway storm sewers. *Sci Total Environ.* 2006;355(1-3):288-300. <http://doi.org/fmw2d4>.
25. Westerlund C, Viklander M. Particles and associated metals in road runoff during snowmelt and rainfall. *Sci Total Environ.* 2006;362(1-3):143-56. <http://doi.org/b59g75>.
26. Barrett ME, Kefkott P, Malina Jr. JF. Stormwater quality benefits of a porous friction course and its effect on pollutant removal by roadside shoulders. *Water Environ Res.* 2006;78(11):2177-85.
27. Göbel P, Dierkes C, Coldevey WG. Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *J Contam Hydrol.* 2007;91(1-2):26-42. <http://doi.org/b47z3m>.
28. Kayhanian M, Suverkropp C, Ruby A, Tsay K. Characterization and prediction of highway runoff constituent event mean concentration. *J Environ Manage.* 2007;85(2):279-95. <http://doi.org/dpgzxv>.
29. Hallberg M, Renman G, Lundbom T. Seasonal variations of ten metals in highway runoff and their partition between dissolved and particulate matter. *Water Air Soil Pollut.* 2007;181(1-4):183-91. <http://doi.org/c3rphk>.
30. Murakami M, Nakajima F, Furumai H. The sorption of heavy metal species by sediments in soakaways receiving urban road runoff. *Chemosphere.* 2008;70(11):2099-109. <http://doi.org/bhmpmf>.
31. Li M, Barrett ME. Relationship between antecedent dry period and highway pollutant: conceptual models of buildup and removal processes. *Water Environ. Res.* 2008;80(8):740-7. <http://doi.org/dpb7xk>.
32. Nie F, Li T, Yao H, Feng M, Zhang G. Characterization of suspended solids and particle-bound heavy metals in a first flush of highway runoff. *J Zhejiang Univ Sci A.* 2008;9(11):1567-75. <http://doi.org/b84dfc>.
33. Gan H, Zhuo M, Li D, Zhou Y. Quality characterization and impact assessment of highway runoff in urban and rural area of Guangzhou, China. *Environ Monit Assess.* 2008;140(1-3):147-59. <http://doi.org/b3742m>.
34. Murakami M, Fujita M, Furumai H, Kasuga I, Kurisu F. Sorption behavior of heavy metal species by soakaway sediment receiving urban road runoff from residential and heavily trafficked areas. *J Hazard Mater.* 2009;164(2-3):707-12. <http://doi.org/fd27g2>.
35. Helmreich B, Hilliges R, Schriewer A, Horn H. Runoff pollutants of a highly trafficked urban road - Correlation analysis and seasonal influences. *Chemosphere.* 2010;80(9):991-7. <http://doi.org/bvvqcz>.
36. Camponelli KM, Lev SM, Snodgrass JW, Landa ER, Casey RE. Chemical fractionation of Cu and Zn in stormwater, roadway dust and stormwater pond sediments. *Environ Pollut.* 2010;158(6):2143-9. <http://doi.org/dv62fg>.
37. Zhao H, Li X, Wang X, Tian D. Grain size distribution of road-deposited sediment and its contribution to heavy metal pollution in urban runoff in Beijing, China. *J. Hazard Mater.* 2010;183(1-3):203-10. <http://doi.org/dx8k6r>.
38. Wei B, Yang L. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchem J.* 2010;94(2):99-107. <http://doi.org/dp8fmc>.
39. Davis B, Birch G. Comparison of heavy metal loads in stormwater runoff from major and minor urban roads using pollutant yield rating curves. *Environ Pollut.* 2010;158(8):2541-5. <http://doi.org/dmw74j>.
40. Tromp K, Lima AT, Barendregt A, Verhoeven JT. Retention of heavy metals and poly-aromatic hydrocarbons from road water in a constructed wetland and the effect of de-icing. *J Hazard Mater.* 2012;203-204:290-8. <http://doi.org/cnn5zj>.
41. Hilliges R, Schriewer A, Helmreich B. A three-stage treatment system for highly polluted urban road runoff. *J Environ Manage.* 2013;128:306-12. <http://doi.org/b98m>.
42. Kumar M, Furumai H, Kurisu F, Kasuga I. Potential mobility of heavy metals through coupled application of sequential extraction and isotopic exchange: Comparison of leaching tests applied to soil and soakaway sediment. *Chemosphere.* 2013;90(2):796-804. <http://doi.org/f4jbkn>.
43. Maniquiz-Redillas M, Kim LH. Fractionation of heavy metals in runoff and discharge of a stormwater management system and its implications for treatment. *J Environ Sci.* 2014;26(6):1214-22. <http://doi.org/b98n>.
44. Jiang W, Sha A, Xiao J, Li Y, Huang Y. Experimental study on filtration effect and mechanism of pavement runoff in permeable asphalt pavement. *Constr Build Mater.* 2015;100:102-10. <http://doi.org/b98z>.
45. Zhao H, Li X. Understanding the relationship between heavy metals in road-deposited sediments and washoff particles in urban stormwater using simulated rainfall. *J Hazard Mater.* 2013;246-247:267-76. <http://doi.org/b982>.
46. Zhang C, Yu ZG, Zeng G, Jiang M, Yang ZZ, Cui F, et al. Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability. *Environ Int.* 2014;73:270-81. <http://doi.org/f6rbzw>.
47. Lau SL, Stenstrom MK. Metals and PAHs adsorbed to street particles. *Water Res.* 2005;39(17):4083-92. <http://doi.org/b2smx>.
48. Kayhanian M, Fruchtman BD, Gulliver JS, Montanaro C, Ranieri E, Wuertz S. Review of highway runoff characteristics: Comparative analysis and universal implications. *Water Res.* 2012;46(20):6609-24. <http://doi.org/b984>.
49. Sartor JD, Boyd GB, Agardy FJ. Water pollution aspects of street surface contaminants. *J Water Pollut Control Fed.* 1974;46(3):458-67.
50. Viklander M. Particle size distribution and metal content in street sediments. *J Environ Eng.* 1998;124(8):761-6.
51. Liebens J. Heavy metal contamination of sediments in stormwater management systems: The effect of land use, particle size, and age. *Environ Geol.* 2002;41(3-4):341-51.
52. Herngren L, Goonetilleke A, Ayoko GA. Analysis of heavy metals in road-deposited sediments. *Anal Chim Acta.* 2006;571(2):270-8. <http://doi.org/ex66p3>.
53. Zhu W, Bian B, Li L. Heavy metal contamination of road-deposited sediments in a medium size city of China. *Environ Monit Assess.* 2008;147(1-3):171-81. <http://doi.org/dfh84g>.
54. Zhang M, Wang H. Concentrations and chemical forms of potentially toxic metals in road-deposited sediments from different zones of Hangzhou, China. *J Environ Sci.* 2009;21(5):625-31. <http://doi.org/b85k8f>.
55. Christoforidis A, Stamatis N. Heavy metal contamination in street dust and roadside soil along the major national road in Kavala's region, Greece. *Geoderma.* 2009;151(3-4):257-63. <http://doi.org/fhtpk9>.

56. **Bian B, Zhu W.** Particle size distribution and pollutants in road-deposited sediments in different areas of Zhenjiang, China. *Environ Geoche. Health.* 2009;31(4):511-20. <http://doi.org/dwbmd4>.
57. **Amato F, Pandolfi M, Viana M, Querol X, Alastuey A, Moreno T.** Spatial and chemical patterns of PM10 in road dust deposited in urban environment. *Atmos Environ.* 2009;43(9):1650-9. <http://doi.org/csfcsf>.
58. **Rijkenberg MJA, Depree CV.** Heavy metal stabilization in contaminated road-derived sediments. *Sci Total Environ.* 2010;408(5):1212-20. <http://doi.org/d4mjnq>.
59. **Duong TT, Lee BK.** Determining contamination level of heavy metals in road dust from busy traffic areas with different characteristics. *J Environ Manage.* 2011;92(3):554-62. <http://doi.org/cv4csz>.
60. **Apeagyei E, Bank MS, Spengler JD.** Distribution of heavy metals in road dust along an urban-rural gradient in Massachusetts. *Atmos. Environ.* 2011;45(13):2310-23. <http://doi.org/bz5qd6>.
61. **Zafra CA, Temprano J, Tejero I.** Distribution of the concentration of heavy metals associated with the sediment particles accumulated on road surfaces. *Environ Technol.* 2011;32(9-10):997-1008. <http://doi.org/b6n4wc>.
62. **Fujiwara F, Jiménez-Rebagliati R, Dawidowski L, Gómez D, Polla G, Pereyra V, et al.** Spatial and chemical patterns of size fractionated road dust collected in a megacity. *Atmos Environ.* 2011;45(8):1497-505. <http://doi.org/dqcc55>.
63. **Yuen JQ, Olin PH, Lim HS, Benner SG, Sutherland RA, Ziegler AD.** Accumulation of potentially toxic elements in road deposited sediments in residential and light industrial neighborhoods of Singapore. *J Environ Manage.* 2012;101:151-63. <http://doi.org/f3xsjz>.
64. **Ma J, Singhirunnusorn W.** Distribution and Health Risk Assessment of Heavy Metals in Surface Dusts of Maha Sarakham Municipality. *Procedia-Social and Behavioral Sciences.* 2012;50:280-93. <http://doi.org/b99d>.
65. **Gunawardana C, Goonetilleke A, Egodawatta P, Dawes L, Kokot S.** Source characterisation of road dust based on chemical and mineralogical composition. *Chemosphere.* 2012;87(2):163-70. <http://doi.org/fzrwnm>.
66. **Zhang C, Qiao Q, Appel E, Huang B.** Discriminating sources of anthropogenic heavy metals in urban street dusts using magnetic and chemical methods. *J Geochem Explor.* 2012;119-120:60-75. <http://doi.org/gbbnsg>.
67. **Li H, Qian X, Hu W, Wang Y, Gao H.** Chemical speciation and human health risk of trace metals in urban street dusts from a metropolitan city, Nanjing, SE China. *Sci. Total Environ.* 2013;456-457:212-21. <http://doi.org/b99f>.
68. **García-Martínez LL, Polo C.** Assessment of diffuse pollution associated with metals in urban sediments using the geoaccumulation index (I_{geo}). *J Soils Sed.* 2014;14(7):1251-7.
69. **Bian B, Lin C, Wu HS.** Contamination and risk assessment of metals in road-deposited sediments in a medium-sized city of China. *Ecotoxicol Environ Saf.* 2014;112:87-95.
70. **Kayhanian M, McKenzie ER, Leatherbarrow JE, Young TM.** Characteristics of road sediment fractionated particles captured from paved surfaces, surface run-off and detention basins. *Sci Total Environ.* 2012;439:172-86. <http://doi.org/b99h>.
71. **Crosby CJ, Fullen MA, Booth CA, Searle DE.** A dynamic approach to urban road deposited sediment pollution monitoring (Marylebone Road, London, UK). *J Appl Geophys.* 2014;105:10-20. <http://doi.org/b99h>.
72. **Li H, Shi A, Zhang X.** Particle size distribution and characteristics of heavy metals in road-deposited sediments from Beijing Olympic Park. *J Environ Sci.* 2015;32:228-37. <http://doi.org/b99j>.
73. **Zanders JM.** Road sediment: Characterization and implications for the performance of vegetated strips for treating road run-off. *Sci Total Environ.* 2005;339(1-3):41-7. <http://doi.org/cv2p4f>.
74. **Grottke M.** Runoff quality from a street with medium traffic loading. *Sci Total Environ.* 1987;59:457-66.
75. **Pérez G, López-Mesas M, Valiente M.** Assessment of heavy metals remobilization by fractionation: Comparison of leaching tests applied to roadside sediments. *Environ Sci Technol.* 2008;42(7):2309-15. <http://doi.org/b32bqp>.
76. **German J, Svensson G.** Metal content and particle size distribution of street sediments and street sweeping waste. *Water Sci Technol.* 2002;46(6-7):191-8.
77. **Ball JE, Jenks R, Aubourg D.** An assessment of the availability of pollutant constituents on road surfaces. *Sci Total Environ.* 1998;209(2-3):243-54.
78. **Deletic A, Orr DW.** Pollution buildup on road surfaces. *J Environ Eng.* 2005;131(1):49-59.
79. **Carrero JA, Arrizabalaga I, Bustamante J, Goienaga N, Arana G, Madariaga JM.** Diagnosing the traffic impact on roadside soils through a multianalytical data analysis of the concentration profiles of traffic-related elements. *Sci Total Environ.* 2013;458-460:427-34. <http://doi.org/b99k>.