

EXPERIENCIAS IBEROAMERICANAS EN LA GESTIÓN DE ESCORRENTÍAS CONTAMINADAS DE VIALES

Editores:
Joaquín Suárez López
Carlos Alfonso Zafra Mejía
Vicente Jiménez Fernández



Experiencias iberoamericanas en la gestión de escorrentías contaminadas de viales

SUÁREZ LÓPEZ, Joaquín  [0000-0001-7126-5231](https://orcid.org/0000-0001-7126-5231)

ZAFRA MEJÍA, Carlos Alfonso  [0000-0002-4061-4897](https://orcid.org/0000-0002-4061-4897)

JIMÉNEZ FERNÁNDEZ, Vicente  [0000-0002-2069-9950](https://orcid.org/0000-0002-2069-9950)

A Coruña, 2021

Universidade da Coruña, Servizo de Publicacións

Number of pages: 274

Contents, pages: 1-274

DOI: <https://doi.org/10.17979/spudc.9788497498104>

ISBN: 978-84-9749-810-4

Dep. legal: C 1128-2021

EDICIÓN

Universidade da Coruña, Servizo de Publicacións <<http://www.udc.gal/publicacions>>

© de la edición, Universidade da Coruña (University of A Coruna)

© de los textos, gráficos y figuras, los autores

MAQUETACIÓN

Teresa Saiz Gómez



Esta obra se edita bajo una licencia Creative Commons

CC BY-NC-SA (Atribución-NoComercial-CompartirIgual) 4.0 Internacional

Experiencias iberoamericanas en la gestión de escorrentías contaminadas de viales

Joaquín Suárez López
Carlos Alfonso Zafra Mejía
Vicente Jiménez Fernández

A Coruña
2021

Servizo de Publicacións
Universidade da Coruña

Tabla de contenidos

Prólogo..... v

CAPITULO 1. ESTIMACIÓN / MONITOREO DE ESCORRENTÍAS Y SEDIMENTOS VIALES

1. Contaminación en las escorrentías de autopistas y vías con alta intensidad de tráfico..... 1

Vicente Jiménez Fernández, Héctor Del Río Cambeses, Pablo Ures Rodríguez, Daniel Torres Sánchez, Sara Vieito Raña, Paula M^a Payo Suárez, Carlos Temprano Pérez, Felipe De La Vega Gándaras y Joaquín Suárez López

2. Gestión de la escorrentía pluvial: acumulación de metales pesados en el sedimento depositado sobre superficies viales urbanas 33

Carlos Alfonso Zafra Mejía, Julio Eduardo Beltrán Vargas y Joaquín Suárez López

3. Evaluación temporal de la concentración de metales pesados asociada con el sedimento depositado sobre superficies viales de la ciudad de Bogotá D.C. (Colombia) 47

Carlos Alfonso Zafra Mejía, María del Pilar Romero Barreiro y Rubén Pinilla Castañeda

CAPITULO 2. CONTAMINACIÓN POR ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS VIALES

1. Estudio de los flujos de contaminación generados en tiempo de lluvia en una cuenca separativa del noroeste de España 65

Joaquín Suárez López, Héctor Del Río Cambeses, Alfredo Jácome Burgos, Montserrat Martínez Puentes, Anna Llopart-Mascaró Bassols, Rubén Ruiz Arriazu, Pere Malgrat Bregolat, Pablo Ures Rodríguez, Vicente Jiménez Fernández y Jerónimo Puertas Agudo

2. Programa de evaluación y monitoreo de las escorrentías pluviales contaminadas de un tramo del segundo cinturón de Donostia-San Sebastián 77

Nial Tynan Pascual, Joaquín Suárez López, José Anta Álvarez, Pablo Ures Rodríguez, Montserrat Recarey Pérez, Manuel Regueiro Picallo, Aleh Hryshkevich y Zurab Jikia

3. Evaluación de la carga de metales pesados lavada por escorrentía desde el sedimento vial urbano: Un modelo lineal de lavado 111

Carlos Alfonso Zafra Mejía, Álvaro Gutiérrez Malaxechebarría y Hugo Alexander Rondón Quintana

CAPITULO 3. TRATAMIENTO DE LA ESCORRENTÍA VIAL

1. Evaluación de los rendimientos de eliminación de contaminación de una infraestructura de tratamiento de la escorrentía de carreteras mediante medición en continuo de la turbidez 123

Joaquín Suárez López, Nial Tynan Pascual, Pablo Ures Rodríguez, Marcos Díaz Gay, Pau Llopis Izquierdo, Manuel Regueiro Picallo, Iker Hernando Peciña

2. Dimensionamiento de un filtro de arena tipo Austin en una autopista en el norte de España	139
---	------------

Joaquín Suárez López, Vicente Jiménez Fernández, Alfredo Jácome Burgos, José Anta Álvarez, José Manuel Álvarez-Campana y Carlos Alfonso Zafra Mejía

CAPITULO 4. METALES PESADOS EN LA ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS VIALES

1. Análisis de la movilización de metales pesados en fase disuelta y particulada en escorrentía de autopistas	151
--	------------

Vicente Jiménez Fernández, Héctor Del Río Cambeses, Pablo Ures Rodríguez, Sara Vieito Raña, Paula M^o Payo Suárez, Carlos Temprano Pérez, Felipe De La Vega Gándaras, Alfredo Jácome Burgos y Joaquín Suárez López

2. Metales pesados en sedimentos viales de una megaciudad latinoamericana: Un problema de salud pública	163
--	------------

Carlos Alfonso Zafra Mejía y Álvaro Gutiérrez Malaxechebarría

3. Variabilidad climática y su impacto en la concentración de metales pesados asociados al sedimento vial: Kennedy - Puente Aranda (Bógota D.C., Colombia)	173
---	------------

Carlos Alfonso Zafra Mejía, Diana Santamaría Galindo y Cristian Torres Galindo

CAPITULO 5. INFLUENCIA DEL TRÁFICO EN LA CONTAMINACIÓN POR ESCORRENTÍA VIAL

1. Métodos de estimación de la contaminación de las escorrentías de autopistas. Estudio en dos cuencas piloto	191
--	------------

Joaquín Suárez López, Vicente Jiménez Fernández, Alfredo Jácome Burgos, José Anta Álvarez, Pablo Ures Rodríguez, Montserrat Recarey Pérez y José Manuel Álvarez-Campana

2. Acumulación de metales pesados en el sedimento depositado sobre vías urbanas: Evaluación de la influencia del tráfico	209
---	------------

Carlos Alfonso Zafra Mejía

3. Relación entre intensidad de tráfico y contenido de metales pesados en sedimentos viales: Caso de estudio en Bogotá (Colombia)	221
--	------------

Carlos Alfonso Zafra Mejía, Cesar Augusto García Ubaque, Juan Carlos Alarcon Hincapié

Abreviaturas y acrónimos	229
---------------------------------------	------------

Índice de capítulos	233
----------------------------------	------------

Índice de figuras	241
--------------------------------	------------

Índice de tablas	247
-------------------------------	------------

Índice de autores	253
--------------------------------	------------

Prólogo

Este libro, que presenta diversos estudios de casos e investigaciones sobre la problemática ambiental vinculada a las aguas pluviales y de escorrentía en zonas urbanas, surge como una iniciativa de cooperación académica entre los grupos de investigación en Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente de la Universidad de La Coruña - GEAMA (España), y de Ingeniería Ambiental de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas - GIAUD (Colombia).

Se presentan experiencias iberoamericanas en relación con la gestión de la escorrentía vial. Al respecto, en el primer capítulo, se incluyeron tres experiencias asociadas con la estimación y monitoreo de la escorrentía y la influencia de los sedimentos viales en la carga contaminante generada. En el segundo capítulo, se seleccionaron tres experiencias en relación con el estudio de la carga contaminante lavada por la escorrentía vial. Se decidió también incluir, en el tercer capítulo, un par de experiencias enfocadas hacia el tratamiento de la escorrentía vial. Finalmente, en los capítulos cuatro y cinco se seleccionaron experiencias en relación con la presencia de metales pesados y el efecto del tráfico sobre la contaminación generada por la escorrentía vial.

Los estudios e investigaciones que se presentan a continuación han sido también expuestos en congresos internacionales, han sido publicados en revistas internacionales de impacto y han servido de apoyo a numerosos cursos y actividades de formación.

Como introducción al lector en la problemática ambiental objeto de este libro se repasan, a continuación, algunos conceptos generales.

Joaquín Suárez López, Universidade da Coruña (España)

Carlos Alfonso Zafra Mejía, Universidad Distrital Francisco José de Caldas (Colombia)

Vicente Jiménez Fernández, Universidade da Coruña (España)

1. PERFIL DE LOS EDITORES

Joaquín Suárez López

Doctor Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos por la Universidad de Cantabria y profesor titular de tecnologías del medio ambiente en la Universidade da Coruña, en España. Desarrolla sus actividades de investigación en el seno del Grupo de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente (GEAMA) de la UDC (www.geama.org), con sede en el Centro de Innovación en Edificación e Ingeniería Civil (CITEEC). Con más de 25 años impulsando estudios y proyectos de investigación en el ámbito de la gestión sostenible del agua en medio urbano, pueden destacarse entre sus líneas de investigación la centrada en la gestión integrada de la contaminación en sistemas de saneamiento y drenaje en tiempo de lluvia, y la dedicada al diseño urbano sensible al agua (DUSA). Es colaborador habitual como docente en el CEDEX, en España, y en la "Escuela de Agua" del Grupo Suez. Ha participado en más de 130 convenios o contratos de especial relevancia en innovación-investigación, en colaboración con diferentes administraciones, empresas y universidades, tanto a nivel nacional como internacional.

Carlos Alfonso Zafra Mejía

Doctor en Ingeniería Ambiental de las Universidades de Cantabria y del País Vasco en España, Máster en Ingeniería Ambiental de la Universidad de Cantabria en España e Ingeniero Civil de la Universidad Industrial de Santander en Colombia. Desde el año 2006 es profesor de la Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas en Colombia, y director del Grupo de Investigación en Ingeniería Ambiental - GIIAUD. Profesor visitante de la Universidade da Coruña en España. Ha participado en diversos proyectos en temas asociados con el saneamiento ambiental y en los cuales se destacan sus investigaciones sobre la interrelación entre los sedimentos viales y la calidad del agua, el suelo y el aire en entornos urbanos.

Vicente Jiménez Fernández

Doctor por la Universidade de A Coruña en el programa de Ingeniería del Agua, Máster en Gestión Sostenible del Agua por la Universidad de Zaragoza, Máster en Ingeniería del Agua por la Universidade de A Coruña e Ingeniero de Obras Públicas por la Universidad Politécnica de Madrid. Funcionario de la Xunta de Galicia desde hace 35 años, la mayor parte de ellos dedicados a temas ambientales en Augas de Galicia y puntualmente en el Servicio de Conservación de la Naturaleza, también es miembro del GEAMA.

2. INTRODUCCIÓN

Problemática ambiental asociada con las aguas pluviales

Una visión integrada en la gestión de un sistema de saneamiento y drenaje que minimice los impactos sobre los ecosistemas acuáticos, y que permita alcanzar los cada vez más exigentes objetivos ambientales, obliga a desarrollar nuevas estrategias de planificación, diseño y explotación, tanto para los flujos de tiempo seco como para los de tiempo de lluvia. Estas nuevas estrategias deberían aprovechar al máximo el potencial de todos los elementos del sistema, es decir, de las cuencas drenantes, los sistemas urbanos de drenaje sostenible, las redes de alcantarillado y sus infraestructuras complementarias; las estaciones depuradoras de aguas residuales, las estaciones depuradoras de aguas pluviales, y los propios sistemas acuáticos.

Esta visión integrada de la gestión también implicaría consolidar las obligaciones ya existentes de control de la contaminación puntual y difusa establecidas por la normatividad, fundamentalmente con una visión de control en emisión, para avanzar en una mayor protección de las masas de agua estableciendo un objetivo ambiental relativo al “estado ecológico” de las aguas superficiales.

Conseguir el “buen estado ecológico” implica posiblemente identificar y valorar todas las presiones e impactos que sufren los ecosistemas acuáticos. En Europa este análisis de presiones e impactos, potenciado por la Directiva Marco del Agua (2000) ha puesto de manifiesto, en la última década, las elevadas cargas contaminantes movilizadas, y las elevadas concentraciones que se generan en los sistemas de saneamiento combinado (también denominados unitarios) en tiempo de lluvia, que acaban yendo a los sistemas acuáticos por los desbordamientos de los mismos; así como de los importantes impactos que se están generando sobre las masas de agua por la contaminación difusa asociada con las aguas de escorrentía de determinados tipos de suelos de usos urbano e industrial.

En la actualidad, cuando se analiza la problemática de presiones y posibles impactos de un sistema de saneamiento o drenaje sobre una masa de agua se deben probablemente diferenciar y valorar cuatro tipos de fenómenos de contaminación asociados con las aguas pluviales:

(i) El primer fenómeno, o presión, sobre las masas de agua es el generado por las aguas de escorrentía contaminada que llega a las mismas desde las redes de drenaje de aguas pluviales de los sistemas separativos, y desde los sistemas de infiltración no diseñados para tratar dicha contaminación, si el destino final son las masas de agua subterránea. Estos flujos, que en zonas urbanas han lavado los tejados, las calles y vías, los suelos con actividades industriales, etc., pueden transportar contaminantes de todo tipo; nutrientes, metales pesados e hidrocarburos son frecuentes en estas aguas.

(ii) El segundo tipo de fenómeno de contaminación es el generado por los desbordamientos de los sistemas combinados, con aguas que son mezcla de aguas pluviales y aguas residuales urbanas convencionales, las circulantes en tiempo seco por

los alcantarillados. En este tipo de sistemas, en tiempo de lluvia, hay que tener muy en cuenta el fenómeno de resuspensión de los depósitos de sedimentos y biopelículas existentes en la red, resultado de la sedimentación de partículas y contaminación permitida por el régimen hidráulico existente durante el período seco.

(iii) El tercer problema de contaminación asociado con las aguas pluviales es el generado por la operación en tiempo de lluvia en las depuradoras de aguas residuales. La punta de caudal que asume la red unitaria, y las fuertes oscilaciones de concentraciones acaban llegando a la depuradora alterando los procesos y, si se supera su capacidad de tratamiento, también se producen vertidos con aguas residuales brutas o con aguas parcialmente tratadas en el entorno de la depuradora.

(iv) El cuarto tipo de presiones, son las que generan las entradas de aguas contaminadas a las masas de agua en tiempo de lluvia por los desbordamientos que se pueden producir en las propias redes de alcantarillado de aguas de escorrentía pluvial, que por su origen y características han sido clasificadas como contaminadas, y que ya se envían a sistemas de tratamiento de aguas pluviales. Este fenómeno es menos habitual dado que apenas hay instalaciones o depuradoras de aguas de escorrentía contaminada. Estos sistemas de tratamiento, o gestión, de este tipo de aguas tienen unos determinados rendimientos y son capaces de tratar hasta un determinado caudal o volumen. Sin embargo, y dado que es imposible tratar todos los flujos en tiempo de lluvia (i.e., al igual que ocurre en una red combinada o unitaria) se producirán desbordamientos en la red o en el propio sistema de tratamiento (p.ej., en un by pass de cabecera), en lluvias más o menos extremas.

Características de la contaminación de las escorrentías urbanas e industriales

Una vez admitido que el agua de origen pluvial, bajo determinadas circunstancias, puede ser considerada agua residual, es importante entonces establecer criterios para deslindar las aguas pluviales que se pueden considerar limpias de aquellas que no lo están, y determinar las estrategias para la gestión más adecuadas para cada una de ellas. En efecto, el agua pluvial puede ser un recurso o un problema en función de si se puede gestionar adecuadamente tanto en términos cuantitativos como en términos cualitativos.

A medida que aumentan las superficies impermeables fluye más agua por las superficies urbanizadas y se envía más rápidamente a las masas de agua receptoras. Con carácter general, su gestión "en fuente", es decir en el entorno cercano en donde la lluvia cae, es la más eficiente desde un punto de vista ambiental. Pequeñas parcelas, tejados o parques permiten su acumulación o filtración en buenas condiciones, lo que conlleva beneficios de tipo hidrológico (i.e., se genera poca escorrentía); y cualitativos, ya que es posible gestionar de forma diferenciada la escorrentía no contaminada de aquella que si lo está por el tipo de suelos que lava, y poner en valor la primera para su usos en algunos fines.

En la medida en que el agua circula por zonas urbanas densas, con actividad importante y/o con tráfico elevado, y la superficie de la cuenca crece, el caudal se hace mayor y es más difícil de gestionar; lo que genera un problema de tipo hidrológico y que el agua pueda adquirir un mayor nivel de contaminación. La mayor actividad que se desarrolla

en estas superficies o suelos urbanos significa que también hay disponible más material contaminante. La concentración de actividades humanas genera deposición de polvo, suciedad, arenas, materia orgánica, nutrientes, metales pesados, tóxicos y contaminación bacteriológica sobre las superficies de las cuencas.

La escorrentía generada a partir de los sucesos de lluvia, disuelve y arrastra estos materiales vertiéndolos, en última instancia, en el medio receptor. Evidentemente, como consecuencia de las diferentes actividades y usos que se realizan en ellas, así como de las prácticas de limpieza e higiene urbana, una cuenca natural, una cuenca rural, una cuenca urbana o una cuenca industrial, tendrán aguas de escorrentía con muy diferentes tipos y cargas de contaminación. Algunos de estos materiales se depositan también en las conducciones de las redes de drenaje y se convierten en fuente de contaminación para el medio receptor cuando son resuspendidos por los aguaceros más intensos. La contaminación presente en la escorrentía también puede proceder de la atmósfera. Al respecto, la lluvia y la nieve atrapan contaminantes presentes en la atmósfera en su caída.

La contaminación asociada a las aguas de escorrentía se puede clasificar, en un principio, como contaminación difusa. Las fuentes difusas, o no localizables, son aquellas cuya contaminación se origina y se encuentra dispersa en zonas muy extensas y su control es muy difícil, ya sea en su origen o en su acceso a los sistemas acuáticos. La contaminación difusa de zonas urbanas, industriales o vías de comunicación terrestre se caracteriza por:

- (i) acceder al medio receptor en forma de vertidos intermitentes, normalmente asociadas a sucesos meteorológicos;
- (ii) generarse en un área extensa de suelo y se traslada por encima de éste antes de llegar al medio acuático o de infiltrarse en el terreno;
- (iii) ser muy difíciles de muestrear y caracterizar en origen;
- (iv) el control, reducción y/o eliminación de cargas debe realizarse con técnicas enfocadas al control de los usos de los suelos y en la gestión de la escorrentía en origen, siempre que sea posible; las estrategias y técnicas del tratamiento aplicadas para focos de contaminación puntuales no pueden aplicarse a fuentes difusas;
- (v) los vertidos con los que accede a las masas de agua tienen una alta variabilidad en concentraciones tanto en el tiempo, durante un mismo suceso, como de un suceso a otro;
- (vi) los contaminantes más importantes que se deben gestionar son los sólidos suspendidos, nutrientes y los compuestos tóxicos; y, por último,
- (vii) las materias en suspensión transportadas por las aguas son de naturaleza esencialmente inorgánica.

Cada suceso de escorrentía presenta una gran variación en cargas y concentraciones contaminantes, como se ha comentado, y para comprenderlo mejor es necesario

conocer la variación de los caudales en el tiempo, la variación de las concentraciones instantáneas con respecto al tiempo, así como los flujos máxicos. De esta manera, los polutogramas e hidrogramas asociados constituyen las herramientas de análisis a ser utilizadas. La variabilidad y forma de los mismos es enorme, por los que algunos autores proponen como aproximación trabajar con las concentraciones medias ponderadas con el caudal para obtener una concentración media de suceso (i.e., se calcula de esta manera la denominada "concentración media de suceso", CMS), aunque también es importante valorar las concentraciones máxicas de algunos contaminantes.

El nivel de aproximación a utilizar en un estudio de caracterización de la contaminación aportada por las aguas de escorrentía urbana o por los desbordamientos de aguas pluviales, será función de la susceptibilidad del medio receptor a los diferentes tipos de presiones; es decir, será función del mayor o menor riesgo de que la presión (este tipo de vertido) no permita alcanzar los objetivos de calidad fijados para las masas de agua. Este nivel de aproximación quedará, a su vez, condicionado por los recursos disponibles.

Es habitual establecer tres niveles de estudio de los flujos de contaminación asociados a las aguas de escorrentía pluvial. En el primer nivel, se debería estudiar la variación de la concentración durante un evento de lluvia; este nivel de aproximación describe la variación de la concentración de un contaminante durante un evento de lluvia, y es posible determinar la CMS y la concentración máxica. En el segundo nivel de estudio, se deberían estudiar las cargas asociadas a sucesos de lluvia de forma individual; en este nivel de aproximación se estima la distribución de cargas asociadas a cada evento de lluvia. Por último, en el tercer nivel, se estudiarían las cargas medias anuales aportadas por la escorrentía; en este nivel de aproximación se estiman las cargas totales de contaminación aportadas por las aguas de lluvia desde una cuenca urbana o un área urbana durante un año a un determinado medio natural, que son importantes, por ejemplo, en los problemas de eutrofización o de bioacumulación.

Zonificación de espacios urbanos

Como ya se ha mencionado, una gran parte de la contaminación de las aguas de escorrentía procede del lavado del polvo y suciedad disponible en las superficies por las que discurre. Dicho polvo y suciedad depende del tipo de superficies y de los usos que en ella, o en su entorno, se realizan. Comprender mejor los procesos de contaminación de las aguas de escorrentía para optimizar su gestión implica zonificar el espacio urbano.

La zonificación de los espacios urbanos, posiblemente, debería realizarse en función del riesgo de generar contaminación, el cual podría ser bajo, medio o alto. En el caso de que de la zonificación se desprenda la posibilidad de un riesgo alto se debería comprobar mediante campañas de medición, o estudios similares, para constatar si efectivamente esas superficies están generando una afección relevante a las masas de agua receptoras. La aplicación de una técnica de drenaje sostenible pasa, pues, por el análisis de cada zona, la evaluación de la necesidad o conveniencia de implantarlo, y la elección adecuada de la tipología en función del entorno y de los objetivos a lograr. En cualquier caso, en todos los supuestos donde las aguas pluviales contaminadas formen

parte de un sistema que se deba analizar, las actuaciones necesarias deberán estudiarse con una visión holística e integrada dentro del sistema.

En el caso de que existan varios vertidos vinculados a aguas pluviales y se consideren relevantes (i.e., se constate su alto nivel de contaminación), su análisis exigirá, asimismo, un estudio específico que contemple todos los puntos de descarga; y las soluciones que se adopten deben garantizar que el medio natural reducirá sus presiones soportadas hasta un nivel acorde con el mantenimiento de su buen estado ecológico y químico.

Como se mencionó, es lógico sugerir que durante los procesos de zonificación exista una escala de valoración del riesgo de contaminación por escorrentía. Es entonces donde se sugieren escalas sencillas de valoración del riesgo (riesgo bajo, medio y alto de contaminación). En las zonas urbanas de riesgo bajo, posiblemente no se considera necesario ningún tipo de tratamiento con carácter general (p.ej., tejados residenciales y plazas en zonas con buena calidad del aire). En el caso de que se considere que puede haber un impacto hidromorfológico al medio receptor, o en el caso de que las aguas de escorrentía vayan a ser derivadas a un sistema de drenaje (separativo o unitario) en que su calidad pueda degradarse, puede considerarse la adopción de técnicas de drenaje sostenible que permitan gestionar un volumen equivalente según el régimen de lluvias de la zona en estudio. También se pueden adoptar estas medidas si se considera interesante la utilización de esa agua en la zona en la que se genera.

En zonas de riesgo medio (p.ej., mercados al aire libre y zonas comerciales peatonales), en caso de actuación, además de las precauciones sobre control del impacto hidromorfológico y entrada en redes que contaminen más el agua sugeridas para el riesgo bajo, se debería considerar previo a su vertido al medio receptor la adopción de técnicas de drenaje sostenible dimensionadas para tratar el agua de escorrentía y con un tipo de tratamiento que elimine los sólidos en suspensión totales. Para este tipo de aguas se deberían admitir técnicas basadas en infiltración.

Por último, en las zonas de alto riesgo de contaminación por escorrentía (p.ej., áreas comerciales o industriales con alta densidad de tráfico), estas deben localizarse y su potencial de contaminación debe analizarse mediante campañas de medición o estudios similares, que constaten si verdaderamente se está generando una contaminación que afecte a las masas de agua receptoras. En el caso de que haya varios vertidos, se debe considerar su efecto conjunto. De constatar la contaminación y el impacto significativo, se aconseja priorizar las actuaciones utilizando técnicas de drenaje sostenible dimensionadas para tratar el agua de escorrentía, técnicas o estrategias diferentes, siempre que se demuestre que su eficiencia en la eliminación de la contaminación es similar. Sin embargo, no se podrán posiblemente aplicar técnicas que impliquen infiltración sin realizar antes procedimientos de evaluación específicos que garanticen la idoneidad de las técnicas en la remoción de contaminación y mantenimiento de las mismas sin causar contaminación a las aguas subsuperficiales o subterráneas.

Medidas para eliminar o minimizar los impactos y aprovechar sosteniblemente las aguas de lluvia en entornos urbanos

Con el fin de eliminar o reducir las presiones que generan impactos sobre las masas de agua y ponen en riesgo, o no permiten, alcanzar el buen estado de las masas de agua, deben proponerse actuaciones sostenibles que limiten o eliminen la contaminación en todos los tipos de aguas contaminadas que se vierten, tanto desde los sistemas unitarios como en los separativos. El tipo de actuaciones sostenibles que llevan a la consecución de estos objetivos, que son muy diversas, deben aplicarse con una visión integral del sistema de saneamiento y deben incluir tanto acciones estructurales como no estructurales. Existen tres tipos de posibles acciones estructurales:

- (i) el desarrollo de sistemas urbanos de drenaje sostenible;
- (ii) la construcción de infraestructuras de regulación y tratamiento en los sistemas de saneamiento unitario, cuyo elemento más representativo son los tanques de tormenta; y
- (iii) el diseño inicial de la depuradora, o su adaptación posterior, para gestionar y tratar flujos en tiempo de lluvia en los sistemas de saneamiento unitario.

Por otro lado, se entienden como medidas no estructurales aquellas no vinculadas a obras o actuaciones físicas y se pueden señalar, por ejemplo:

- (i) limpieza periódica de calles y lugares con actividades singulares, como mercados, ferias, aparcamientos, áreas con actividades industriales, así como espacios privados (cubiertas, suelos, etc.);
- (ii) programas de educación pública y participación ciudadana: el objetivo prioritario de educación para el control de la contaminación por descargas de sistemas unitarios o separativos, es la concienciación de los ciudadanos en relación con la protección ambiental de los hábitats acuáticos que reciben los vertidos;
- (iii) programas de gestión de residuos sólidos: una gestión adecuada de estos materiales requiere, en primer lugar, la concienciación ciudadana a través de programas de educación pública y, en segundo lugar, un programa efectivo de gestión de residuos;
- (iv) control de la contaminación vinculada a zonas ajardinadas y parques, por ejemplo, los fertilizantes y pesticidas;
- (v) detección y eliminación de descargas ilegales de aguas residuales a la red de drenaje de aguas pluviales;
- (vi) control de la erosión del suelo: es importante pues las partículas del suelo llevan asociados nutrientes y metales, además de contribuir a los procesos de sedimentación en la red;
- (vii) control de la escorrentía de zonas comerciales e industriales: zonas como gasolineras, las inmediaciones de estaciones de ferrocarril y zonas de aparcamiento de vehículos son fuentes que contribuyen muy significativamente a la contaminación de las aguas entrantes en la red, especialmente de ciertos contaminantes tales como aceites y grasas, hidrocarburos, sólidos y también sales (en lugares en donde es necesario su uso para garantizar la vialidad invernal); e

(viii) implementación de sistemas de telecontrol que permitan una gestión activa del sistema de saneamiento orientada a disminuir la generación de descargas.

Muchas de las actividades citadas anteriormente se deberían integrar, posiblemente, en un plan de medidas mínimas de gestión del sistema de saneamiento y drenaje, encargado de garantizar la explotación adecuada del sistema y necesario en todos los casos y, si procede, en un plan director integral de saneamiento que incorpore tanto las acciones de gestión y no estructurales como las medidas estructurales necesarias.

Las diversas estrategias para minimizar las descargas contaminantes y conseguir un aprovechamiento de las aguas pluviales como recurso no son excluyentes unas de otras, sino que deben ser una combinación de todas, de manera que se consiga la mejor relación costo-beneficio y repercuta en que el sistema de saneamiento avance hacia su sostenibilidad, de forma integrada en el ciclo urbano del agua.

Finalmente, el objetivo principal de las medidas para eliminar o minimizar los impactos y aprovechar sosteniblemente las aguas de lluvia en entornos urbanos, es posiblemente proteger y promover la salud humana al proporcionar un ambiente limpio y romper el ciclo de la enfermedad. Para calificarlas como sostenibles, estas medidas deben ser económicamente viables, socialmente aceptables, apropiadas desde el punto de vista técnico e institucional, y deben proteger el ambiente y los recursos naturales. La mayoría de las medidas posiblemente se han diseñado teniendo en cuenta estos aspectos, pero posiblemente fallan porque no se cumplen algunos de los criterios mencionados. Es decir, probablemente no existe un sistema que sea absolutamente sostenible, y además el concepto de sostenibilidad es posiblemente más una dirección que un estado a alcanzar. No obstante, es crucial que las medidas estructurales y no estructurales se evalúen cuidadosamente con respecto a todas las dimensiones de la sostenibilidad, dado que la adecuación al contexto particular de cada caso es un criterio central para la gestión de las aguas de lluvia en entornos urbanos.



C1.1

Contaminación en las escorrentías de autopistas y vías con alta intensidad de tráfico

Vicente Jiménez Fernández
Héctor Del Río Cambeses
Pablo Ures Rodríguez
Daniel Torres Sánchez
Sara Vieito Raña
Paula M^a Payo Suárez
Carlos Temprano Pérez
Felipe De La Vega Gándaras
Joaquín Suárez López

RESUMEN

Hoy en día ya es conocido que la contaminación de las aguas de escorrentía superficial urbana puede aportar, en cierto tipo de cuencas, cargas de contaminación significativas a los medios acuáticos receptores. En la actualidad, según la Directiva Marco del Agua, las aguas de escorrentía de calles, carreteras y autopistas deben ser consideradas como "presiones" a valorar, por lo que es preciso su análisis con el fin de analizar si generan impactos sobre las masas de agua.

El estudio, o caso, que se desea presentar se centra en el análisis de la contaminación aportada por las escorrentías de viales con una intensidad de tráfico significativa. Se ha medido la contaminación (DQO, SS, nutrientes, metales pesados, hidrocarburos, bacteriología) en los flujos de escorrentía (hidrogramas y polutogramas) de una travesía urbana de cuatro carriles con una significativa intensidad de tráfico (18.000 de IMD) que es vertida finalmente a la ría de Ferrol (zona sensible). A partir de los datos obtenidos se realiza una valoración de la problemática de este tipo de flujos, de su impacto sobre los medios receptores y sobre las técnicas de control y tratamiento. Se propugna el uso de las Técnicas de Drenaje Sostenible de Escorrentías de Autopistas (TDSEA).

Palabras clave: Drenaje sostenible, escorrentías urbanas, TDSEA, TDUS, SUDS.

1. INTRODUCCIÓN

Hoy en día ya es conocido que la contaminación de las aguas de escorrentía urbana puede aportar, en cierto tipo de cuencas, cargas de contaminación significativas a los medios acuáticos receptores. La escorrentía generada a partir de los sucesos de lluvia, disuelve y arrastra los materiales, de todo tipo, que se encuentran depositados en las superficies y los transporta hacia las masas de aguas receptoras. Evidentemente, como consecuencia de las diferentes actividades y usos que se realizan en las cuencas, una en estado casi natural, una rural, una urbana o una cuenca industrial, tendrán aguas de escorrentía con muy diferentes tipos y cargas de contaminación.

La problemática que se aborda en esta comunicación se centra en el análisis de la contaminación aportada por las escorrentías de viales con una intensidad de tráfico significativa. En la actualidad, según la Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas) y la Instrucción de la Planificación Hidrológica (ORDEN ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica, España), las aguas de escorrentía de calles, carreteras y autopistas deben ser consideradas como “presiones” a tener en cuenta y es preciso su análisis con el fin de analizar si generan impactos sobre las masas de agua.

1.1. Contaminación en las escorrentías de autopistas y vías con alta intensidad de tráfico

1.1.1. Fuentes de contaminación de la escorrentía de autopistas y carreteras

En una autopista se podrían identificar, a priori, las siguientes fuentes de contaminación:

- Contaminación atmosférica.
- Contaminación de la superficie:
 - Tráfico rodado.
 - Erosión de los pavimentos.
 - Erosión de los pavimentos.
 - Actividades de jardinería.
 - Uso de sal para el deshielo de la nieve.

En la tabla siguiente se presentan las principales fuentes de contaminación en aguas de escorrentía urbana y en carreteras.

Si se analiza la bibliografía se puede constatar que el país en donde más ha sido caracterizada la escorrentía de las autopistas ha sido EE.UU. De hecho, allí se han realizado importantes esfuerzos tanto desde la “Federal Highway Administration” como desde la “Environmental Protection Agency” (EPA). Un ejemplo de la gran cantidad de información ya disponible es, por ejemplo, la “National Highway Runoff Water-Quality

CAPITULO 1. ESTIMACIÓN / MONITOREO DE ESCORRENTÍAS Y SEDIMENTOS VIALES

Data and Methodology Sysisis". El tipo de vehículos, el tipo de combustibles, e incluso el tipo de pavimentos, pueden determinar diferencias entre unos países y otros.

Tabla 1.- Fuentes antrópicas de contaminantes en escorrentías de pavimentos urbanos (Sansalone et al., 1997).

Parámetro	Frenos	Ruedas	Carrocería	Carburantes y aceites	Pavimentos		Sales deshielo	Basura
					hormigón	asfálticos		
Cadmio	Secundaria	Principal						
Cromo		Principal						
Cobre		Principal						
Hierro		Principal	Principal					Principal
Plomo	Secundaria	Principal		Secundaria		Secundaria	Secundaria	
Níquel		Principal				Secundaria		
Vanadio				Principal				
Zinc	Principal							
Cloruros								
Sólidos orgánicos						Principal	Principal	
Sólidos inorgánicos			Secundaria		Secundaria	Principal		Principal
HAPs				Secundaria		Principal		Principal
Fenoles						Principal		

Tabla 2.- Fuentes antrópicas de contaminantes en escorrentías de pavimentos urbanos (Sansalone et al., 1997).

Platino, Paladio, Rodio, Manganeso, Bromo, sulfuros, PCBs ...			
Componentes	Tipo de vehículo		Función
	Automóviles % en peso	Camiones % en peso	
Cauchos	48	45	Estructural - deformación
Negro humo	22	22	Mejora oxidación
Óxido de zinc	1,2	2,1	Catalizador
Material textil	5	0	Esqueleto estructural
Acero	15	25	Esqueleto estructural
Azufre	1	1	Vulcanización
Otros	12		Juventud



Tabla 3.- Principales fuentes de contaminación en aguas de escorrentía urbana y en carreteras.

CONTAMINANTE	ORIGEN
PLOMO	Gasolinas con plomo, cubiertas de neumáticos, aceites lubricantes y grasas, compuestos empleados en sales de deshielo
ZINC	Caucho vulcanizado de la cubierta de los neumáticos, acero galvanizado, infraestructura, aceite del motor (aditivos estabilizantes), grasas
HIERRO	Óxidos de la carrocería del vehículo, estructuras de acero en carreteras (guardarrailes, puentes, etc.), parte móviles del motor
COBRE	Revestimientos metálicos, partes móviles del motor, pastillas de freno, fungicidas e insecticidas (operaciones de mantenimiento en carretera)
CADMIO	Neumáticos (material de relleno), insecticidas, superficies galvanizadas con zinc
CROMO	Revestimientos metálicos, partes móviles del motor, pastillas de freno
NIQUEL	Gases de combustión del gasoil y aceites lubricantes, revestimientos metálicos, pastillas de freno y asfalto
MANGANESO	Partes móviles del motor

CAPITULO 1. ESTIMACIÓN / MONITOREO DE ESCORRENTÍAS Y SEDIMENTOS VIALES

CONTAMINANTE	ORIGEN
BROMO	Gases de combustión del vehículo
CIANURO	Compuestos anti-apelmazantes (férricos y ferro-cianuros, etc.) empleados para mantener la sal granulada
CLORUROS	Sales de deshielo
SULFATOS	Capas de la calzada, fuel, sales de deshielo
PETRÓLEO	Derrames y pérdidas de lubricantes del motor, anticongelante, fluidos hidráulicos, lixiviados de superficies asfálticas
PCBs	Sprays empleados en cunetas, deposiciones atmosféricas, catalizadores en neumáticos
CAUCHO	Cubiertas de neumáticos
SSV (sólidos en suspensión volátiles)	Cubiertas de neumáticos y abrasión del asfalto
AMIANTO	Embrague y pastillas de freno

Tabla 4.- Estimación de las cargas contaminantes anuales unitarias para aguas de escorrentía de carreteras en Francia con IMD de hasta 10.000 vehículos/día (SETRA, 2006).

	Carga contaminante específica anual (masa/ha impermeable.año por cada 1.000 vehículos/día)	SS	DQO	Zn	Cu	Cd	HC	HAP
		(kg)	(kg)	(kg)	(kg)	(g)	(g)	(g)
< 10.000 vehículos/día	Tramos abiertos (la dispersión por vía aérea no está limitada)	40	40	0,4	0,02	2	600	0,08
	Tramos confinados (la dispersión por vía aérea está limitada por la presencia de muros, barreras, desmontes, etc.)	60	60	0,2	0,02	1	900	0,15
> 10.000 vehículos/día	Carga contaminante específica anual suplementaria por los vehículos que sobrepasan los 10.000 vehículos día (masa/ha impermeable.año por cada 1.000 veh./día)							
	Tramos abiertos y confinados	10	4	0,0125	0,011	0,3	400	0,05

Tabla 5.- Clasificación de las escorrentías (Stockholm Vatten, 2001).

Parámetro	Orden de magnitud de concentraciones		ARU media
	Bajas	Altas	
DQO	25 - 60		
SST (mg/L)	< 50	> 175	
Ntot (mg/L)	< 1,25	> 5,0	
Ptot (mg/L)	< 0,1	> 0,2	
Pb (µg/L)	< 3,0	> 15,0	65
Cd (µg/L)	< 0,3	> 1,5	2
Hg (µg/L)	< 0,04	> 0,20	2
Cu (µg/L)	< 9,0	> 45,0	70
Zn (µg/L)	< 60,0	> 300	200
Ni (µg/L)	< 45,0	> 225	25
Cr (µg/L)	< 15,0	> 75	25
Aceites (mg/L)	< 0,5	> 1,0	
HAP (µg/L)	< 1,0	> 2,0	

En la siguiente tabla se muestran los valores que cabe esperar encontrar en el ámbito de una autopista (adaptado de Harrison, 1991). Los datos consignados presentan un coeficiente de variación (desviación estándar dividida entre la media) de 0,3. Las variaciones en los elementos traza pueden llegar a ser muy amplias y la de los niveles de contaminantes en las muestras de polvo pueden mostrar variaciones de un orden de magnitud.

Tabla 6.- Niveles de contaminantes en el ámbito de una autopista (adaptado de Harrison, 1991).

CONTAMINANTE		NIVELES TÍPICOS	
MATERIA PARTICULADA			
Partículas totales en suspensión el aire		100	µg/m ³
Humos negros en la atmósfera		30	µg/m ³
Sólidos en suspensión totales en escorrentías		100	g/m ³
Polvo superficial		50	g/m ²
Partículas de carbón elemental en suspensión el aire		3	µg/m ³
CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS EN FORMA GASEOSA			
CO		2	mg/m ³ (1,7 mg/L)
SO ₂		60	µg/m ³ (22 µg/L)
NO ₂		50	µg/m ³ (25 µg/L)
NO _x		150	µg/m ³ (100 µg/L)
Hidrocarburos totales		1500	µg/m ³
Compuestos orgánicos volátiles, COV		500	µg/m ³
METALES PESADOS			
Pb	en el aire	0,3	µg/m ³
	en el polvo	350	µg/g
	en las escorrentías	100	mg/m ³
Zn	en el aire	0,1	µg/m ³
	en el polvo	350	µg/g
	en las escorrentías	100	mg/m ³
Cd	en el aire	0,001	µg/m ³
	en el polvo	1	µg/g
	en las escorrentías	2	mg/m ³
Cu	en el aire	0,01	µg/m ³
	en el polvo	60	µg/g
	en las escorrentías	50	mg/m ³
HIDROCARBUROS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS, HAP			
Benzo(a)pireno	en el aire	2	ng/m ³
	en el polvo	0,5	µg/g
	en las escorrentías	0,1	mg/m ³
Fluoranteno	en el aire	10	ng/m ³
	en el polvo	1,1	µg/g
	en las escorrentías	0,3	mg/m ³

1.2. Técnicas de gestión y tratamiento de la escorrentía urbana

1.2.1. Las técnicas de drenaje urbano sostenible: objetivos y tipología

Las nuevas estrategias de gestión de las aguas pluviales, que integran tanto el control cuantitativo como el cualitativo, se fundamentan en la utilización de las denominadas Técnicas de Drenaje Urbano Sostenible (TDUS). Las TDUS son procedimientos o técnicas destinados a que el sistema global de drenaje y saneamiento mejore su eficacia en la recogida, transporte y tratamiento de las aguas pluviales.

En la literatura anglosajona las TDUS son denominadas “Best Management Practices” (BMP) y su uso está ampliamente extendido. En Europa, cuando estas técnicas están orientadas a la gestión de las aguas de escorrentía en la superficie de la cuenca se ha adoptado el nombre de “Sustainable Drainage Systems” (SUDS). Son técnicas que forman ya parte de los sistemas de saneamiento y drenaje sostenibles.

Países como Australia y Estados Unidos promueven el uso de sistemas de drenaje urbano sostenible, como técnicas de almacenaje y tratamiento del agua de lluvia para su posterior

utilización, integrándolos en los programas integrales de gestión de aguas pluviales. Las TDUS se integran dentro de las estrategias denominadas “Low Impact Development” (LID) o “Water Sensitive Urban Design” (WSUD).

Diversos autores han clasificado las TDUS con diferentes criterios.

Clar et al., citados en el texto “Stormwater Best Management Practice Design guide” (Clar, y otros, 2004), realizaron en el 2001 una clasificación de acuerdo con su objetivo de diseño, que ordenados de menor a mayor complejidad, son los siguientes:

- Control de los caudales punta y control frente a inundaciones.
- Control de puntas de caudal e inundaciones, y reducción de algunos contaminantes específicos.
- Control de inundaciones, puntas de caudal y control global de la calidad de agua.
- Control multi-objetivo.
- Control de calidad de los ecosistemas.

Con esta aproximación se emplea una combinación de los criterios de calidad de agua, del hábitat y morfológicos para comprobar el cumplimiento de los objetivos marcados en el medio receptor (US-EPA, 2004a).

1.2.2. Rendimientos de TDUS

A continuación, se presentan diversas referencias de rendimientos de las TDUS.

Tabla 7.- Rendimientos medios alcanzados por distintas técnicas de tratamiento de las aguas de escorrentía (“Urban stormwater BMP performance monitoring”, US-EPA- 2002).

TDUS	SST	P _{total}	P _{soluble}	N _{total}	NO _x	Cu	Zn
Estanque de detención	47	19	-6	25	4	26	26
Estanque de retención	80	51	66	33	43	57	66
Humedales	76	50	35	30	67	40	44
Sistemas infiltración	95	70	85	51	82	N/D	99
Filtros de arena	86	59	9	38	-14	49	88
“Swales”	81	34	38	8	31	51	71

La acción de las TDUS sobre la escorrentía urbana también comporta una serie de efectos que vale la pena destacar. En este sentido, los principales impactos que producen las aguas de escorrentía sobre el entorno se pueden clasificar en físicos (erosión de cauces y llanuras, impactos termales...), químicos e impactos sobre el hábitat. En la tabla siguiente se presenta, de forma resumida, los impactos que las diferentes TDUS pueden minimizar.

Tabla 8.- Efecto de las TDUS sobre los impactos de la escorrentía urbana (US-EPA, 2004a).

TEDUS		IMPACTOS QUÍMICOS	IMPACTOS FÍSICOS	ECOLÓGICO / SOBRE EL HÁBITAT
A	ESTANQUE DE RETENCIÓN	Reducción de SS, P _{total} , P _{orgánico} , N _{total} , NO ₃ , metales y bacterias.	Se muestran poco efectivos para controlar los impactos sobre los cauces provocados por el incremento de escorrentía, a veces incluso incrementan los caudales punta. No proporcionan capacidad de recarga de acuíferos.	No proporcionan prácticamente protección contra los impactos sobre los macro-invertebrados. Pueden provocar impactos termales en medios de peces de agua fría.
	ESTANQUE DE DETENCIÓN EXTENDIDA			
B	HUMEDALES	Reducción de SS, PT, P _{orgánico} , N _{total} , NO ₃ y bacterias.	Se pueden diseñar para el control de caudales, pero tienen las mismas limitaciones que los estanques. No se suelen emplear para la recarga de acuíferos.	Impactos termales.
C	ESTANQUE DE INFILTRACIÓN	Poca información disponible. Un único estudio destaca reducción de SS, P, N, metales y bacterias.	Sirven para controlar caudales punta. Muy efectivas para recargas de acuíferos. Reducen efectivamente el volumen de escorrentía.	No hay información disponible.
	ZANJAS DE INFILTRACIÓN	Reducción de SST, P, N, metales y bacterias.	Efectivo para recarga de acuíferos.	No hay información disponible.
	PAVIMENTOS POROSOS Y MODULARES	Reducción de SST, P _{total} , N _{total} , DQO y metales	Efectivo para recargar acuíferos (70-80% de la escorrentía anual.)	No hay información disponible.
D.	ZONAS DE BIORETENCIÓN	Eliminación de P _{total} , N _{total} , NH ₄ , metales, DQO y aceites.	Pueden proporcionar control de calidad y cierta capacidad de control de puntas.	No hay información de campo disponible.
	CUNETAS VEGETALES	Reducción de SST, P _{total} , N _{total} , NO ₃ , metales y bacterias.	Reducir punta en pequeños aguaceros y proporcionar recarga de acuíferos.	No hay información de campo disponible.
	ZANJAS VEGETALES FILTRANTES	Reducción de SST, nitritos y nitritos, P _{total} , y metales.	Proporcionan un poco de capacidad de recarga y aunque no tiene capacidad de laminar sucesos grandes si pueden emplearse como sistemas de detención fuera de línea.	No hay información de campo disponible.
E.	FILTROS DE ARENA.	Pocos estudios en general. Efectividad con SST, N _{total} , NO ₃ , metales y bacterias.	Con algunos tipos de filtro de arena se puede proporcionar recarga de acuíferos, pero en general no. No proporcionan buenas capacidades frente a control de caudales punta.	No existe mucha información. Pueden ayudar a prevenir impactos termales. No ayudarán a prevenir la degradación biológica de cauces y llanuras.
	FILTROS PERIMETRALES	Reducción de SST, N _{total} , NO ₃ y metales.		
	FILTROS SUPERFICIALES Y VERTICALES	Reducción de SST, P _{total} , P _{orgánico} , N _{total} , NO ₃ , metales y bacterias (en filtro superficial).		

En general, las normativas consideran a una TDUS válida para tratar el “volumen de calidad” si cumplen las siguientes condiciones:

- Los sistemas pueden capturar y tratar todo el volumen de calidad de agua.

- Se alcanzan rendimientos medios anuales de eliminación de un 80% de los sólidos en suspensión totales y de un 40% del fósforo total.
- Los sistemas tienen una vida útil elevada.
- Los sistemas disponen de un pretratamiento.

1.2.3. Las “Instrucciones Técnicas de Obras Hidráulicas de Galicia” y la gestión y tratamiento de las aguas de escorrentía de autopistas y vías con alta intensidad de tráfico

Las “Instrucciones Técnicas de Obras Hidráulicas de Galicia” ([iError! Referencia de hipervínculo no válida.](#)) dedican la ITOHG-SAN-1/4 a orientar y a establecer directrices sobre las TDUS a utilizar para el tratamiento de aguas de escorrentía. En concreto, el ámbito de aplicación de la ITOHG-SAN-1/4 es definir los lugares en donde es necesario, o recomendable, el empleo de TDUS para escorrentías de zonas urbanas.

En la tabla siguiente se presentan los principales usos del suelo que pueden configurar la estructura de cuencas urbanas con potencial para generar contaminación de aguas pluviales.

Tabla 9.- Relación entre usos del suelo con la generación de contaminación susceptible de ser arrastrada por las aguas de escorrentía pluvial.

USO DEL SUELO	CONTAMINANTE			
	Sólidos en suspensión	DQO	Metales pesados e hidrocarburos	Contaminación bacteriológica
Rural	Baja	No significativa	No significativa	Media
Urbana	Media-Alta	Media	Media	Alta
Urbana densa / Comercial	Alta	Alta	Alta	Alta
Industrial	Alta	Media-Alta	Media-Alta	Alta
Aparcamientos y carreteras	Media-Alta	Media	Media-Alta	Baja-Media
Autovías y autopistas	Media-Alta	Media	Alta	Baja-Media
Gasolineras, estaciones de transporte	Media-Alta	Media	Alta	Baja-Media

Atendiendo a lo recogido en la tabla anterior, y a otras razones expuestas en la ITOHG-SAN-1/4, se obliga a la adopción de TDUS para el control de la contaminación de las aguas de escorrentía en los siguientes casos:

- En zonas de nueva construcción en donde tras el proceso de urbanización se incrementen los caudales vertidos al medio receptor.
- En núcleos rurales, con población superior a los 1.000 habitantes, a excepción de núcleos que puedan producir una alta contaminación difusa (pesticidas, erosión del suelo), en los que se deben aplicar TDUS en cualquier caso.
- En zonas industriales.
- En aparcamientos de superficie superior a 0,5 ha.
- En carreteras con IMD superior a los 20.000 vehículos/día.
- En zonas como gasolineras, inmediaciones de estaciones de ferrocarril, de autobuses, o infraestructuras similares.

En las masas de agua catalogadas como zonas sensibles o zonas protegidas recogidas en la DMA se adoptarán TDUS en las siguientes circunstancias:

- En zonas de nueva construcción en donde tras el proceso de urbanización se incrementen los caudales vertidos al medio receptor.
- En núcleos rurales, con población superior a los 500 habitantes, a excepción de núcleos que puedan producir una alta contaminación difusa (pesticidas, erosión del suelo, etc.), en los que se deben aplicar TDUS en cualquier caso.
- En zonas industriales.
- En aparcamientos de superficie superior a 0,25 ha.
- En carreteras con IMD superior a los 10.000 vehículos/día.
- En zonas como gasolineras, inmediaciones de estaciones de ferrocarril, de autobuses, o infraestructuras similares.

En la ITOHG-SAN-1/4 se aconseja el uso de un gran número de tipologías de TDUS, que deben adaptarse al contexto concreto en el que se van a construir (tipo de aguas, espacio disponible, medio receptor, objetivos de cantidad o calidad del agua buscados...).

2. ANTECEDENTES Y OBJETIVOS

La Empresa Pública de Obras y Servicios Hidráulicos (EPOSH) de la Xunta de Galicia adjudicó el sistema de colectores, tanques de retención y EDAR de Ares, Fene y Mugaros (A Coruña, Galicia) a la UTE formada por las empresas "S.A de servicios y Obras COPASA" y "Construcciones Taboada y Ramos, S.L.", por el método de Concesión Administrativa.

La actuación que se está desarrollando contempla la ejecución de un colector general por la divisoria de la península desde la zona de Limodre, donde llega el colector que conduce los vertidos del Polígono Industrial de Vilar do Colo, hasta la zona de Punta Avarenta, en donde se construirá la EDAR, incorporando al mismo, mediante impulsiones y colectores de gravedad, los vertidos de aguas residuales que actualmente se producen en la ribera norte de la Ría de Ares y en la ribera sur de la Ría de Ferrol.

Las obras que se están ejecutando contemplan también la construcción de estructuras de detención-aliviadero (tanques de tormenta) conectadas a las redes unitarias (normalmente dotadas de equipos de bombeo) que conducen las aguas residuales hacia el sistema general de saneamiento, tanto en tiempo seco como en tiempo de lluvia.

Durante la fase de anteproyecto de las actuaciones se tomó la decisión, por parte de la EPOSH, de realizar algunas actuaciones piloto de control y tratamiento de escorrentías contaminadas. Se consideró de gran interés estudiar la problemática de uno de los viales de la zona, concretamente un tramo de la vía N-651 (Avenida de las Pías) en la zona "San Valentín".

Los viales en la zona de San Valentín tienen un eje principal de cuatro carriles con una alta densidad de tráfico y sus escorrentías de aguas pluviales, con cargas significativas

de contaminación, acaban vertiéndose a la ría de Ferrol, declarada “zona sensible” y con exigencias de calidad muy altas para cultivos marinos y baño.

La Dirección de Obra de la actuación consideró de interés analizar la contaminación que es movilizada por la escorrentía en este tipo de carreteras, con alta densidad de tráfico, y diseñar un sistema de tratamiento adecuado, basado en TDUS, que minimice la contaminación que se vierte a la ría.

A los sistemas de tratamiento de aguas de escorrentías de autopistas se les denomina “Técnicas de Drenaje Sostenible de Escorrentía de Autopistas” (TDSEA).

Para seleccionar y configurar una TDSEA adecuada al problema ambiental que se desea resolver era necesario analizar cómo se generaban los flujos de agua y cómo se movilizaba la contaminación. Con tal fin se realizaron campañas de caracterización.

El objetivo principal del estudio que se presenta fue, por lo tanto, diseñar y predimensionar una TDSEA para la gestión adecuada de las aguas de escorrentía que se generan en el tramo de la vía N-651 (Avenida de las Pías) y uno de sus enlaces, en el extremo Sur del Puente de las Pías.



Figura 1.- Vista general de la Avda. de las Pías y del enlace de San Valentín.

La consecución de tal objetivo implicó:

- Medir los caudales generados en la subcuenca de drenaje.
- Caracterizar la contaminación movilizada mediante la medición de polutogramas.
- Analizar el tipo y características de la contaminación movilizada.
- Analizar alternativas de tratamiento y configuración de la TDSEA.
- Seleccionar una alternativa de tratamiento y predimensionarla.

3. CARACTERÍSTICAS DE LA CUENCA Y DEL SISTEMA DE DRENAJE CARACTERIZADOS

La cuenca piloto caracterizada en este estudio está formada, en su mayor parte, por la calzada de la carretera nacional N-651, a su paso por la parroquia de San Valentín, en el Ayuntamiento de Fene (A Coruña, Galicia). La vía está configurada en 4 carriles, y dispone de una red de drenaje para las aguas pluviales, que vierte finalmente a la ría de Ferrol.

En la parte baja de la cuenca, en las proximidades de su desagüe a la ría, la red se ramifica extendiéndose alrededor del enlace que da acceso al astillero de la empresa Navantia, por un lado, y al polideportivo de A Xunqueira, por el otro.

La IMD es de 19.000 vehículos al día. La capa de rodadura está realizada con aglomerado asfáltico convencional.

La red está formada por cerca de 2 km de colectores, en su mayoría de hormigón de 400 mm (el diámetro mayor presente es de 600 mm, en algún pequeño tramo final), los imbornales que recogen las escorrentías, los pozos de registro y el desagüe a la ría de Ferrol.

La pendiente media de la red de drenaje es alta, del 3,49%, lo cual contribuye a que se registren caudales significativos en la sección de control, casi al mismo tiempo de ocurrencia de los eventos de lluvia; el tiempo de concentración es muy bajo. Este hecho también se ve favorecido por elevado grado de impermeabilización de la cuenca y por el reducido tamaño, relativo, de la misma.

3.1. Características del vial y de los enlaces



Figura 2.- En verde se sombrea el área de aportación que es estrictamente un vial de cuatro carriles con alta intensidad de tráfico. Se trata del 32% del área la cuenca total, que también incluye la zona sombreada en azul.

Tabla 10.- Cálculo de superficie de cuenca de aportación.

TOTAL DE CUENCA (m ²) ^[1+2]		44.650	
PERMEABLE ^[1]		13.200	
IMPERMEABLE ^{[2] = [3+4]}		31.450	
AVDA. DE LAS PÍAS ^[3]		14.530	
Otros viales ^[4]		16.920	
Coeficiente de escorrentía permeables		0,50	
Coeficiente de escorrentía impermeable		0,90	
Valor medio ponderado		0,78	
SUPERFICIES NETAS	de zonas permeables	13.200 x 0,50	6.600
	de zonas impermeables	31.450 x 0,90	28.305
SUPERFICIE NETA TOTAL (m ²)		34.905	
SUPERFICIE NETA TOTAL (ha)		3,5	

3.2. Características de la red de alcantarillado



Figura 3.- Red de colectores de la cuenca piloto.

3.3. Características climatológicas del área

En el gráfico siguiente se presenta la precipitación media de dos estaciones de referencia: la del CIS-Ferrol y la de Mabegondo. Los datos presentados proceden de Meteogalicia.

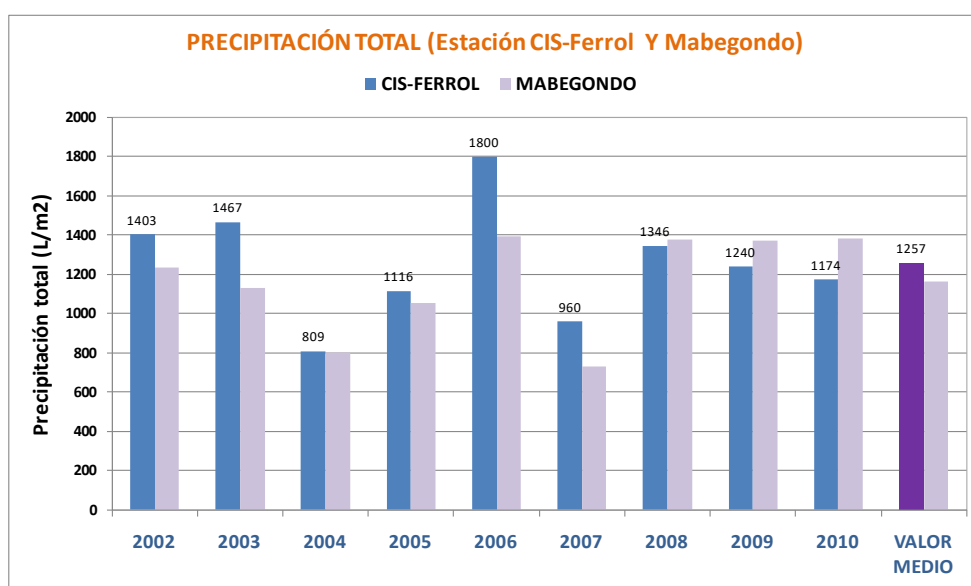


Figura 4.- Datos de precipitación total anual en las dos estaciones meteorológicas de referencia.

En el estudio se consideró el año 2009 como “año medio” representativo. Se pueden destacar también el año 2004, como el de menor precipitación, y el año 2006, como el de mayor precipitación de la serie presentada.

Tabla 11.- Precipitaciones mensuales registradas en el pluviómetro situado en la Estación CIS-Ferrol.

MESES	2004	2006	2008	2009
mm/m²	809	1.800	1.346	1.240

Para dar un orden de magnitud de los sucesos de lluvia que se producen en la cuenca analizada se presenta, a continuación, una tabla en la que se analizan los eventos de lluvia en función del tiempo inter-evento considerado. Se considera “intervalo inter-evento” al periodo de tiempo mínimo que se fija sin lluvia (registro de precipitaciones) que para que dos lluvias se consideren independientes.

Tabla 12.- Número de eventos de lluvia en los años seleccionados en función del intervalo inter-evento elegido.

Intervalo inter-evento	2004	2006	2008	2009
1 hora	523	434	587	520
2 horas	384	295	407	368
5 horas	229	163	204	189
12 horas	138	94	115	108
24 horas	72	61	68	62
48 horas	39	33	40	31

3.4. El medio acuático receptor

El 28 de enero de 2009 fue publicada en el DOG la Resolución por la que se revisa la declaración de zonas sensibles en el ámbito territorial de las cuencas hidrográficas de Galicia-Costa. En ella se declaró como "zona sensible" la ría de Ferrol, a los efectos previstos en el Real Decreto 11/1995, de 28 de diciembre, por la que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas (siguiendo los criterios de la Directiva 91/271). Esta declaración implica el control de la aportación de N y P a la ría.

En la ría, además, existen numerosas zonas de marisqueo y zonas de baño.



Figura 5.- Vista general de la Ría de Ferrol.

3.5. Instalación de la sección de control

Con el fin de caracterizar los flujos en tiempo de lluvia se instaló una estación de control. Esta sección se emplazó en el último de los pozos de registro de la red de drenaje de pluviales. Se trata de un pozo en el que convergen tres colectores, dos de ellos recogen gran parte de la cuenca, como se ha explicado en apartados anteriores.



Figura 6.- Situación de la estación de control, en el borde de una glorieta.



Figura 7.- Detalle del tomamuestras automático con la unidad de control y la bomba peristáltica de toma de muestras y disposición de las 24 botellas para la toma de muestras.

Características de los conductos que convergen en el pozo:

- Conductos de entrada:
 - Tubo de hormigón de 315 mm de diámetro (drenaje periferia de glorieta).
 - Tubo de hormigón (opuesto a salida) de 500 mm de diámetro.
 - Tubo de hormigón de 400 mm de diámetro (tubo de drenaje que trae bombeo de subestación).
- Conducto de salida:
 - Tubo de hormigón de 600 mm de diámetro.

Equipos instalados en la sección:

- Caudalímetro área-velocidad SIGMA 950. Velocidad por sistema doppler y calado mediante burbuja-presión.
- Tomamuestras automático SIGMA 900, con 24 botellas de 1 litro, programable para toma de muestras con intervalo variable.
- Cable de conexión entre caudalímetro y tomamuestras para enviar señal de arranque por nivel.
- Pluviómetro de intensidad con data-logger TINYTAG PLUS.

Equipamiento complementario para explotación de la sección:

- Sistema de comunicaciones por GPRS.
- Ordenador portátil TRIMBLE YUMA RUGGED TABLET para la descarga de datos de los sistemas de almacenamiento.



Figura 8.- Conducto de vertido hacia el mar. Debido a la existencia de un punto alto en la rasante se acumula una pequeña lámina de agua de 2-3 cm en la zona de medida. Se aprecia la situación de la pastilla de medida de velocidad y de calado.



Figura 9.- Fase de colocación de instrumentación en la sección de control.

Explotación de la sección de control:

- El periodo de explotación de la sección se ha extendido durante un año y tres meses, debido a la complejidad de tomar muestras representativas de sucesos. La entrada de la marea y la existencia de un bombeo de achique de un drenaje de la subestación eléctrica cercana han complicado la toma de muestras.
- El bombeo genera pulsos de caudal que elevan la lámina de agua en el punto de medida. El tomamuestras se pone en marcha por una alarma de nivel. La existencia del bombeo ha producido numerosas "tomas falsas" de sucesos de lluvia y ha obligado a elevar la señal de alarma hasta 7 cm, por lo que parte del inicio de los hidrogramas de lluvia se pierden.

4. RESULTADOS OBTENIDOS

4.1. Caracterización hidráulica

En la sección de control se han efectuado un total de 74.625 registros del nivel de la lámina de agua en la conducción, de la velocidad del flujo y del caudal circulante, a intervalos de 5 minutos, entre los días 19 de marzo de 2010 y 15 de junio de 2011.

Como resumen del registro de caudales realizado se puede destacar que el caudal medio registrado en los periodos en los que circulaba agua por la sección de control ha sido de 1,42 litros/segundo. El valor del caudal máximo registrado ha sido de 399,5 litros por segundo.

En el registro de caudales se observa la influencia de la marea, que llega hasta la sección de control, dejando anotaciones de caudales con valores negativos y también la influencia de los caudales aportados por el bombeo de las aguas de un pozo cercano, que regula el nivel freático en las inmediaciones de una subestación eléctrica.

Los tiempos de concentración son muy pequeños. Las causas son la elevada pendiente media de la cuenca, del 5,12%, además de su elevado grado de impermeabilidad, alrededor del 70%, y de, como ya se apuntó anteriormente, de la pendiente media de la red de drenaje (del 3,49%) y del reducido tamaño, relativo, de la cuenca.

Al ser una cuenca con un tiempo de concentración muy pequeño, la dirección de avance de los frentes de precipitación condiciona excesivamente su determinación con una precisión aceptable. Sucede que, aun a pesar de estar el pluviómetro prácticamente al lado de la sección de control, en algunas ocasiones, se han registran caudales instantes antes de empezar a tener registros de precipitación.

4.2. Caracterización de los flujos contaminantes

Todos los datos de caracterización de cada suceso de lluvia son organizados y manipulados en la denominadas "fichas de suceso", con una serie de tablas en las que se detallan, de forma resumida, los siguientes valores obtenidos en los sucesos caracterizados:

- Referencias y parámetros descriptivos de los sucesos muestreados.
- Concentraciones máximas de los parámetros de contaminación convencionales (C_{MAX}).
- Concentraciones medias de suceso de los parámetros de contaminación convencionales (C_{MS}).
- Masas totales de los parámetros de contaminación convencionales movilizadas en cada suceso de lluvia y cargas superficiales específicas.
- Concentraciones máximas de los parámetros de medida de metales pesados totales (C_{MAX}).
- Concentraciones máximas de los parámetros de medida de metales pesados en forma disuelta (C_{MAX}).
- Análisis del fraccionamiento de los metales pesados medidos en los sucesos de lluvia.
- Concentraciones medias de suceso de los parámetros de medida de metales pesados (C_{MS}).
- Concentraciones máximas de los parámetros de medida de hidrocarburos y aceites y grasas (C_{MAX}).

CAPITULO 1. ESTIMACIÓN / MONITOREO DE ESCORRENTÍAS Y SEDIMENTOS VIALES

- Concentraciones medias de suceso de los parámetros de medida de hidrocarburos y aceites y grasas.

Tabla 13.- Referencias y parámetros descriptivos de los sucesos muestreados.

	SUCESO 1	SUCESO 2	SUCESO 3	SUCESO 4	SUCESO 5
REFERENCIA Y DESCRIPCIÓN DE SUCESOS					
Comienzo del hidrograma	08.6.10 17:20	02.7.10 09:16	08.7.10 20:42	07.9.10 10:05	29.9.10 13:38
Finalización del hidrograma	08.6.10 20:00	02.7.10 11:03	08.7.10 23:59	07.9.10 11:18	29.9.10 16:13
Tipo de muestras	COMPUESTAS				
Comienzo del muestreo	08.6.10 17:37	02.7.10 09:33	08.7.10 20:48	07.9.10 10:19	29.9.10 14:11
Finalización del muestreo	08.6.10 19:41	02.7.10 10:53	08.7.10 22:39	07.9.10 11:03	29.9.10 15:35
Nº botellas de 1 L recogidas	19	16	6	10	18
Nº de muestras en el suceso	10	8	3	5	8
Nº botellas 1 L por muestra	2-3	2	2	2	2
Comienzo balance de masas	08.6.10 17:37	02.7.10 09:33	08.7.10 20:48	07.9.10 10:19	29.9.10 14:11
Finalización balance masas	08.6.10 19:41	02.7.10 10:53	08.7.10 22:39	07.9.10 11:03	29.9.10 15:35
LLUVIAS					
Tiempo seco precedente	0 ^d 8 ^h 0 ^m	17 ^d 4 ^h 45 ^m	0 ^d 10 ^h 55 ^m	0 ^d 21 ^h 10 ^m	5 ^d 10 ^h 10 ^m
Precipitación total (mm)	12,60	6,20	8,00	3,20	4,00
Inicio	07.6.10 18:31	02.7.10 07:33	08.7.10 20:50	07.9.10 09:54	29.9.10 13:18
Fin	09.6.10 18:21	02.7.10 13:33	08.7.10 22:40	07.9.10 12:54	29.9.10 15:08
Duración	23:50:00	6:00:00	1:50:00	3:00:00	1:50:00
Int. media de suceso (mm/h)	0,26	1,03	4,36	1,07	2,18
Int. 5minutal máx. (mm/h)	12,00	7,20	26,40	12,00	4,80
Máxima precip. 5 minutos	1,00	0,60	2,20	1,00	0,40
CAUDALES Y VOLUMENES DEL SUCESO MUESTREADO					
Caudal mínimo (L/s)	0,21	0,39	0 ^d 20 ^h 42 ^m	0,11	
Caudal máximo (L/s)	61,05	3,22	31,13	16,24	4,64
Caudal medio (L/s)	5,64	1,20	4,98	2,38	0,94
Coef. punta (Qmax/Qmin)	284,01	8,34	36,10	145,00	
VOLUMEN TOTAL DEL SUCESO					
Volumen total suceso (m ³)	97,75	11,54	54,85	18,44	10,65
	SUCESO 6	SUCESO 7	SUCESO 8	SUCESO 9	SUCESO 10
REFERENCIA Y DESCRIPCIÓN DE SUCESOS					
Comienzo del hidrograma	24.10.10 09:25	11.2.11 18:50	24.3.11 19:10	07.5.11 12:58	29.5.11 16:55
Finalización del hidrograma	24.10.10 15:35	11.2.11 21:29	24.3.11 20:35	07.5.11 23:59	29.5.11 19:25
Tipo de muestras	COMPUESTAS				
Comienzo del muestreo	24.10.10 10:25	11.2.11 19:03	24.3.11 19:10	07.5.11 13:00	29.5.11 16:56
Finalización del muestreo	24.10.10 12:19	11.2.11 20:16	24.3.11 20:15	07.5.11 23:25	29.5.11 19:06
Nº botellas de 1 L recogidas	24	24	14	24	24
Nº de muestras en el suceso	9	9	7	10	10
Nº botellas 1 L por muestra	2	2	2	2	2
Comienzo balance de masas	24.10.10 10:25	11.2.11 19:03	24.3.11 19:10	07.5.11 13:00	29.5.11 16:56
Finalización balance masas	24.10.10 12:19	11.2.11 20:16	24.3.11 20:15	07.5.11 23:25	29.5.11 19:06
LLUVIAS					
Tiempo seco precedente	15 ^d 1 ^h 10 ^m	11 ^d 11 ^h 55 ^m	8 ^d 0 ^h 25 ^m	14 ^d 2 ^h 5 ^m	21 ^d 13 ^h 25 ^m
Precipitación total (mm)	6,40	3,60	9,20	14,40	22,20
Inicio	29.9.10 13:18	29.9.10 13:18	08.7.10 20:50	07.5.11 13:01	08.7.10 20:50
Fin	29.9.10 15:08	29.9.10 15:08	08.7.10 22:40	07.5.11 23:20	08.7.10 22:40

CAPITULO 1. ESTIMACIÓN / MONITOREO DE ESCORRENTÍAS Y SEDIMENTOS VIALES

	SUCESO 6	SUCESO 7	SUCESO 8	SUCESO 9	SUCESO 10
Duración	1:50:00	1:50:00	1:50:00	10:20:00	1:50:00
Int. media de suceso (mm/h)	3,49	1,96	5,02	1,39	12,11
Int. 5minutal máx. (mm/h)	4,80	2,40	21,60	19,20	69,60
Máxima precip. 5 minutos	0,40	0,20	1,80	1,60	5,80
CAUDALES Y VOLUMENES DEL SUCESO MUESTREADO					
Caudal mínimo (L/s)		0,09	0,80		
Caudal máximo (L/s)	8,63	7,76	81,00	132,06	357,98
Caudal medio (L/s)	1,11	1,55	9,71	5,14	37,00
Coef. punta (Qmax/Qmin)		82,55	101,43		
VOLUMEN TOTAL DEL SUCESO					
Volumen total suceso (m ³)	16,21	18,96	91,00	432,43	696,37



Figura 10.- Aspecto de las muestras tomadas durante el Suceso 10.

Los valores de concentraciones obtenidos de diferentes contaminantes, se presentan en gráficas. Primeramente, de concentraciones máximas (CMAX) y posteriormente de concentraciones medias de suceso (CMS).

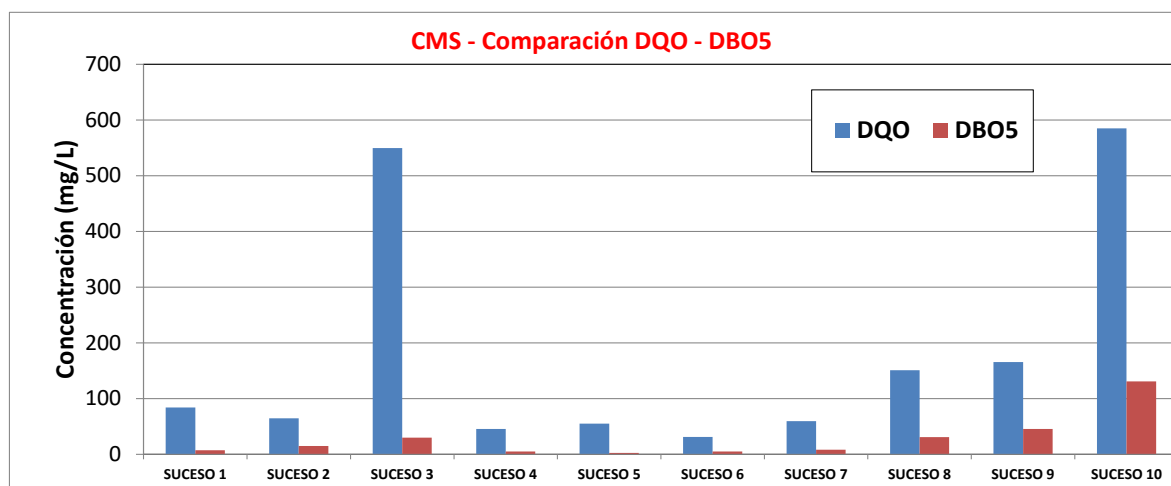


Figura 11.- Comparación de concentraciones medias de suceso de DQO y de DQO soluble.

Con los datos obtenidos de las determinaciones analíticas y de los parámetros elaborados para cada suceso de lluvia es posible realizar un tratamiento estadístico.

Los valores de los resultados obtenidos se comparan con distintos valores de estudios de referencia.

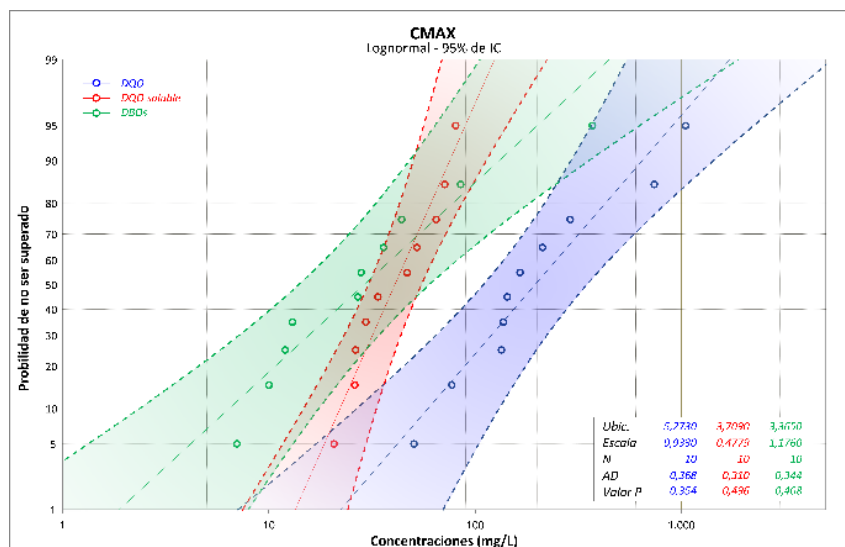


Figura 12.- Gráfica de probabilidad acumulada.

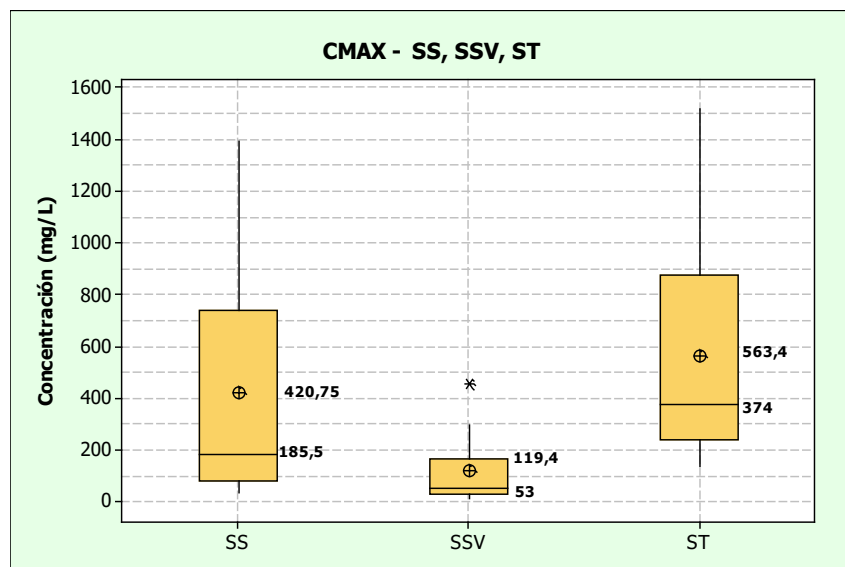


Figura 13.- Gráfica box-plot.

Comentarios:

- Se puede comentar que los valores de DQO son relativamente más altos (en su valor medio) en la cuenca piloto de Fene que los datos referenciados por CALTRANS (2003); no ocurre lo mismo para el valor de la mediana.
- Sí que se han obtenido valores mayores de sólidos en suspensión tanto en el valor medio como en la mediana.
- Se han obtenido valores mayores de Arsénico, en Cobre (valor de la mediana) y en contaminación bacteriológica.
- Mucho más bajos en Plomo y Cadmio.
- Los demás valores se encuentran, si bien en valores inferiores, en el mismo orden de magnitud.

CAPITULO 1. ESTIMACIÓN / MONITOREO DE ESCORRENTÍAS Y SEDIMENTOS VIALES

Tabla 14.- Comparación de los resultados obtenidos con los el resumen de parámetros de contaminación del sistema de Transportes de California (CALTRANS).

PARÁMETRO	SÍMBOLO	UD	RANGO		VALOR MEDIO	
			CALTRANS		CALTRANS	CALTRANS
CONVENCIONALES						
Demanda Química de Oxígeno	COD	mg/L	10 - 390		117,9	179,1
Sólidos Disueltos Totales	TDS	mg/L	14 - 470		109,4	85,1
Sólidos en Suspensión Totales	TSS	mg/L	3 - 4.800		157,9	237,5
METALES (TOTAL)						
Aluminio	Al	ug/L	29 - 12.600		2.610,3	2.200
Arsénico	As	ug/L	1 - 17		2,5	4,5
Cadmio	Cd	ug/L	0,5 - 378		4,5	0,1
Cromo	Cr	ug/L	1 - 100		10,9	6,5
Cobre	Cu	ug/L	1 - 800		48,5	45,3
Hierro	Fe	ug/L	4,1 - 24,0		4.283,5	3.545
Plomo	Pb	ug/L	1 - 2.300		113,6	12,7
Níquel	Ni	ug/L	0,91 - 317		12,6	6,2
Zinc	Zn	ug/L	5 - 2.400		227,5	142,6
NUTRIENTES						
Nitrógeno Total	T-N	mg/L			4,83	3,5
Fósforo Total	T-P	mg/L	0,05 - 10		0,26	0,6
MICROBIOLÓGICOS						
Coliformes Totales	CT	MPN/100/mL	20 - 500.000		10013	338.201
Coliformes Fecales	CF	MPN/100/mL	17 - 160.000		2664	234.712
Aceites y Grasas	AyG	mg/L	1 - 226		10,9	4,1

Tabla 15.- Comparación de los valores obtenidos con la clasificación de las escorrentías de Stockholm Vatten, (2001), con los niveles de contaminantes en el ámbito de una autopista de Harrison, (1991), y con los valores de Storhaug, R. (1996, Noruega).

Parámetros	Orden de magnitud de concentraciones, Stockholm Vatten (2001)		Harrison (1991) Autopista	Storhaug, R. (1996) Noruega	FENE - AVDA. AS PÍAS		
	Bajas	Altas			Media de las Cmax	Media de CMS	Valoración
DQO	25 -60				299,3	179,1	ALTA
SST (mg/L)	< 50	> 175			420,8	237,5	ALTA
Ntot (mg/L)	< 1,25	> 5,0			5,5	3,5	MEDIA
Ptot (mg/L)	< 0,1	> 0,2			1,0	0,6	ALTA
Pb (µg/L)	< 3,0	> 15,0	100	1 - 33	21,9	12,7	MEDIA
Cd (µg/L)	< 0,3	> 1,5	2	0,1 - 0,5	0,2	0,1	BAJA
Hg (µg/L)	< 0,04	> 0,20		0,2 - 1,2	0,2	0,1	MEDIA
Cu (µg/L)	< 9,0	> 45,0	60	6 -120	64,4	45,3	ALTA
Zn (µg/L)	< 60,0	> 300	100	10 - 300	241,0	142,6	MEDIA
Ni (µg/L)	< 45,0	> 225		3 - 190	10,5	6,2	BAJA
Cr (µg/L)	< 15,0	> 75		1 - 170	10,9	6,5	BAJA
Aceites y grasas (mg/L)	< 0,5	> 1,0			7,1	4,1	ALTA
HAP (µg/L)	< 1,0	> 2,0		0,1 - 2,7	9,5	2,6	ALTA
Fluoranteno (µg/L)			0,1		2,0	0,5	ALTA
Benzo(a)pireno (µg/L)			0,3		0,7	0,1	MEDIA

5. ELABORACIÓN DEL MODELO DE SIMULACIÓN HIDRÁULICA DE LA RED

Para el análisis del comportamiento hidráulico de la cuenca se ha elaborado un modelo de red con el "Storm Water Management Model" de la EPA.

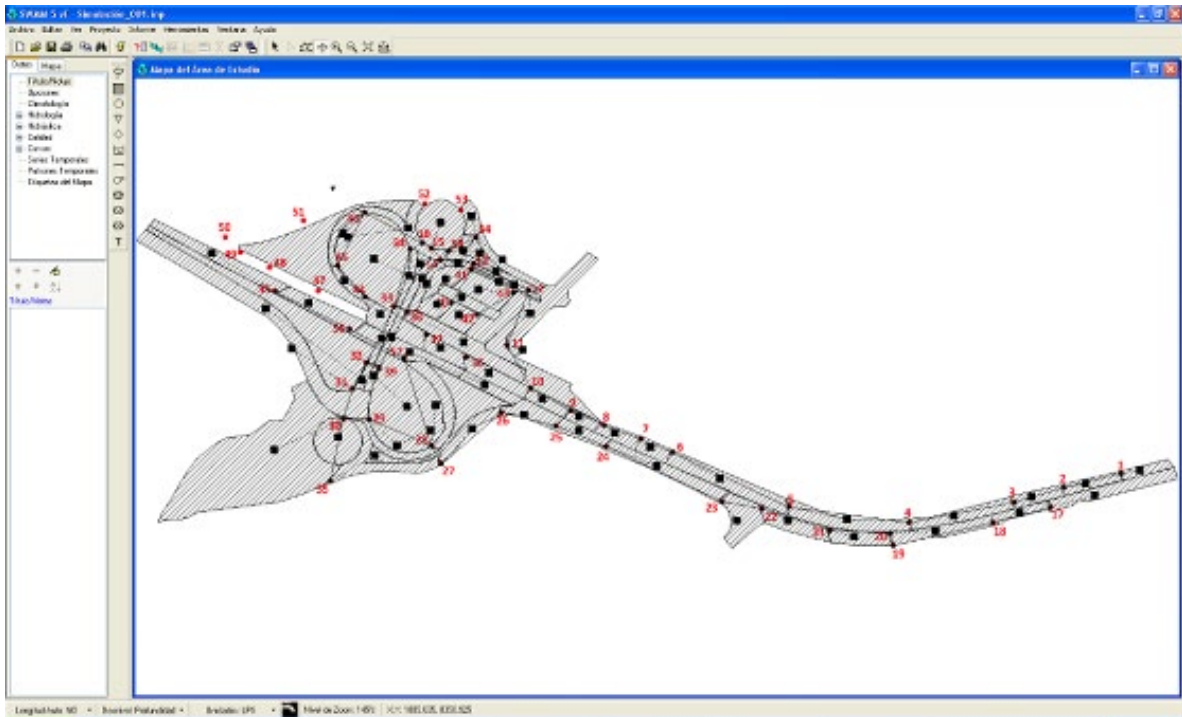


Figura 14.- Numeración asignada a pozos de registro-nodos en los que es introducida la escorrentía de la superficie en la red de alcantarillado.

Una vez conceptualizada la cuenca se procedió a realizar la calibración y validación, a partir de sucesos discretos medidos (lluvia-caudal en la sección de control), del modelo hidráulico elaborado con el SWMM. En la figura siguiente se presenta un ejemplo de calibración del modelo ante un suceso de lluvia registrado.

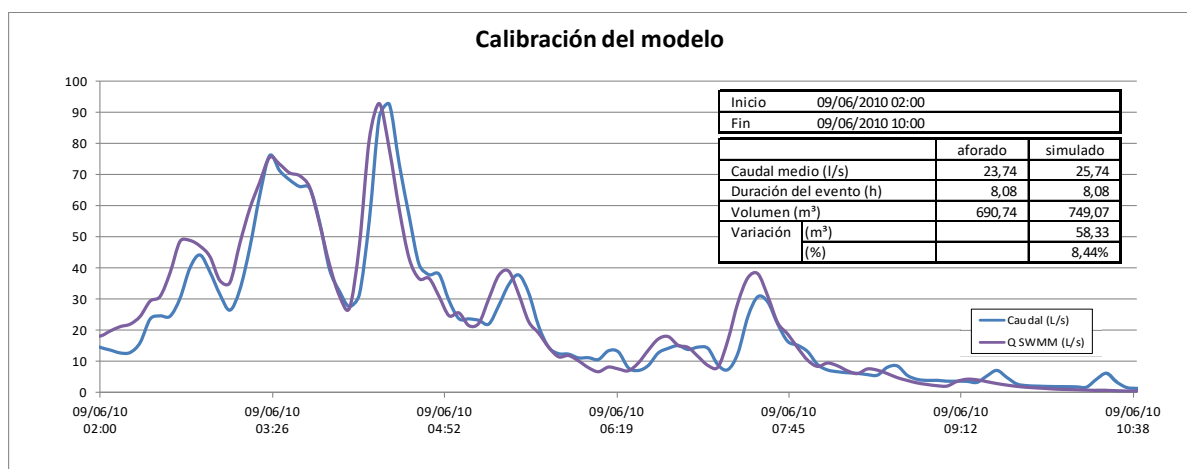


Figura 15.- Ejemplo de hidrograma real e hidrograma simulado mediante el SWMM.

El ajuste alcanzado se considera satisfactorio y permite el análisis de series de lluvias anuales.

6. ANÁLISIS DE ALTERNATIVAS

Por el tipo de cuenca de aportación, vía con alta intensidad de tráfico, su tamaño y pendiente, así como por la contaminación que se ha medido y el tipo de medio receptor, se decide el predimensionamiento de una unidad de tratamiento basada en decantación-filtración, ambas integradas en depósitos de hormigón semi-enterrados.

Si bien en un principio se estuvo trabajando con el objetivo de realizar un sistema de tratamiento de las escorrentías de toda la cuenca caracterizada (de 4,6 ha) se pudo comprobar, una vez realizado un predimensionamiento de la posible TDUS a implantar y un análisis de las cotas disponibles, la imposibilidad de poder realizar la infraestructura deseada, adecuada al tipo de aguas caracterizadas y al medio receptor.

Con el fin de continuar con el objetivo del estudio, que era analizar las alternativas y predimensionar una solución de tratamiento piloto, se optó por trabajar con una cuenca de drenaje de menor tamaño; en concreto la configurada por uno de los viales integrados en la cuenca ya caracterizada. Esta selección es posible dado que la red de alcantarillado de la zona de viales se encuentra dividida en dos ramales, una para cada sentido de circulación, con lo cual es posible trabajar con las aguas drenadas por uno de ellos.

Analizadas las posibles alternativas de emplazamiento, y teniendo en cuenta la cota necesaria entre la entrada y la salida de la nueva infraestructura, se tomó la decisión de trabajar con la calzada izquierda, si se circula sentido hacia Ferrol.

El sistema de tratamiento se situaría en una de las "lágrimas" generadas por el enlace, tal como se presenta en las figuras siguientes.

El área de aportación final es de 9.354 m².



Figura 16.- Cuenca finalmente seleccionada para tratar las escorrentías.

7. PREDISEÑO DE LA UNIDAD DE TRATAMIENTO

7.1. Análisis de lluvias en diferentes años de interés

A continuación, se presenta un análisis de la probabilidad de aparición de una lluvia de una determinada precipitación. El estudio se ha realizado teniendo en cuenta diferentes intervalos inter-evento.

Para este estudio, como ya se ha comentado, se ha considerado el año 2009 como año medio representativo (2008 es muy similar). El año 2004 se presenta como año de poca precipitación, mientras que el año 2006 se presenta como el de mayor precipitación de la serie analizada.

Como resumen de las gráficas que se presentarán posteriormente se muestra el número de eventos de lluvia que quedan definidos en función del intervalo inter-evento elegido.

Tabla 16.- Resumen del número de sucesos de lluvia en los diferentes años de interés en función del intervalo inter-evento seleccionado.

Intervalo inter-evento	2004	2006	2008	2009
1 hora	523	434	587	520
2 horas	384	295	407	368
5 horas	229	163	204	189
12 horas	138	94	115	108
24 horas	72	61	68	62
48 horas	39	33	40	31

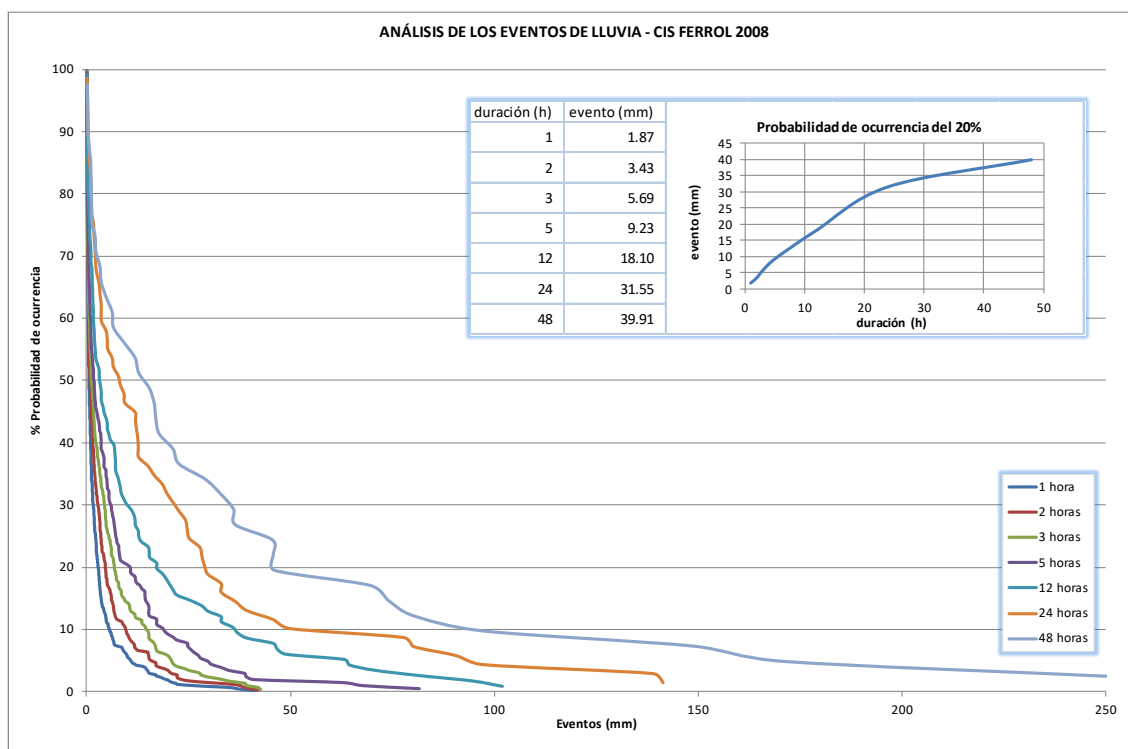


Figura 17.- Análisis de los eventos de lluvia – CIS Ferrol 2008.

7.2. Análisis del volumen de TDSEA a partir del modelo de simulación hidráulico

A partir de modelo elaborado con el SWMM de la nueva subcuenca se ha procedido a realizar un análisis del número de vertidos de agua sin tratar que se producirían y del porcentaje de escorrentía que se trataría en función de diferentes volúmenes de la unidad de decantación-filtración.

De la simulación con el SWMM se han obtenido resultados para cada uno de los años estudiados:

Tabla 17.- Volúmenes de escorrentía tratada considerando TDSEA de diferente capacidad, con distintos tiempos de tratamiento y considerando lluvias con inter eventos de 3 y 6 horas.

TDSEA m ³ /ha	Tiempo vaciado (h)	año	Volúmenes (m ³)					alivios (tiempo inter eventos)	
			tratado	%	aliviado	%	total	3h	6h
50	12	2004	6.354,02	77,75%	1.818,37	22,25%	8.172,40	26	23
50	24	2004	5.392,94	64,97%	2.907,26	35,03%	8.300,21	38	49
50	48	2004	4.185,52	50,45%	4.110,33	49,55%	8.295,85	75	59
100	12	2004	7.631,85	92,78%	593,66	7,22%	8.225,51	8	8
100	24	2004	7.154,03	86,88%	1.080,35	13,12%	8.234,39	17	16
100	48	2004	6.182,38	74,41%	2.125,75	25,59%	8.308,13	32	25
150	12	2004	7.921,05	96,56%	282,58	3,44%	8.203,63	3	3
150	24	2004	7.778,63	94,21%	478,18	5,79%	8.256,82	5	5
150	48	2004	7.360,21	89,16%	894,74	10,84%	8.254,96	15	12
200	12	2004	8.077,31	98,55%	118,48	1,45%	8.195,80	2	2
200	24	2004	8.010,62	97,60%	197,32	2,40%	8.207,94	2	2
200	48	2004	7.902,10	95,58%	365,48	4,42%	8.267,59	6	6
250	12	2004	8.165,86	99,76%	19,39	0,24%	8.185,25	1	1
250	24	2004	8.133,65	99,12%	72,53	0,88%	8.206,18	1	1
250	48	2004	8.174,07	98,52%	122,39	1,48%	8.296,46	2	2

A partir del siguiente gráfico se puede determinar el porcentaje de escorrentía tratada y el número de vertidos, para un determinado volumen específico de TDSEA, en función del tiempo de vaciado, para cada uno de los años estudiados.

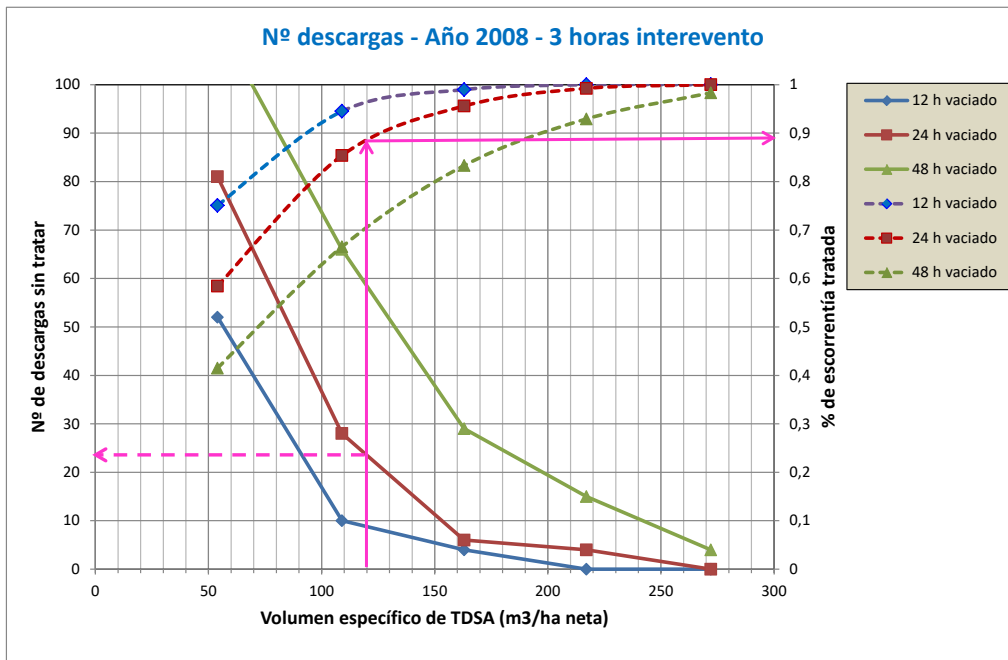


Figura 18.- Análisis del año 2004.

7.3. Selección del volumen de la unidad de decantación-filtración

Si se seleccionan los años 2008 y 2009, y se analiza la lluvia que tiene una probabilidad de ser superada inferior a un 10%, para un intervalo inter-evento de 3 horas, se obtienen alturas de precipitación de 14 mm en ambos años.

Al tener la cuenca 0,94 ha, y un coeficiente de escorrentía asignado de 0,9, el área neta es de 0,846 ha, el volumen de la unidad debería ser de 118,5 m³. Se decidió construir una unidad de 120 m³/ha neta.

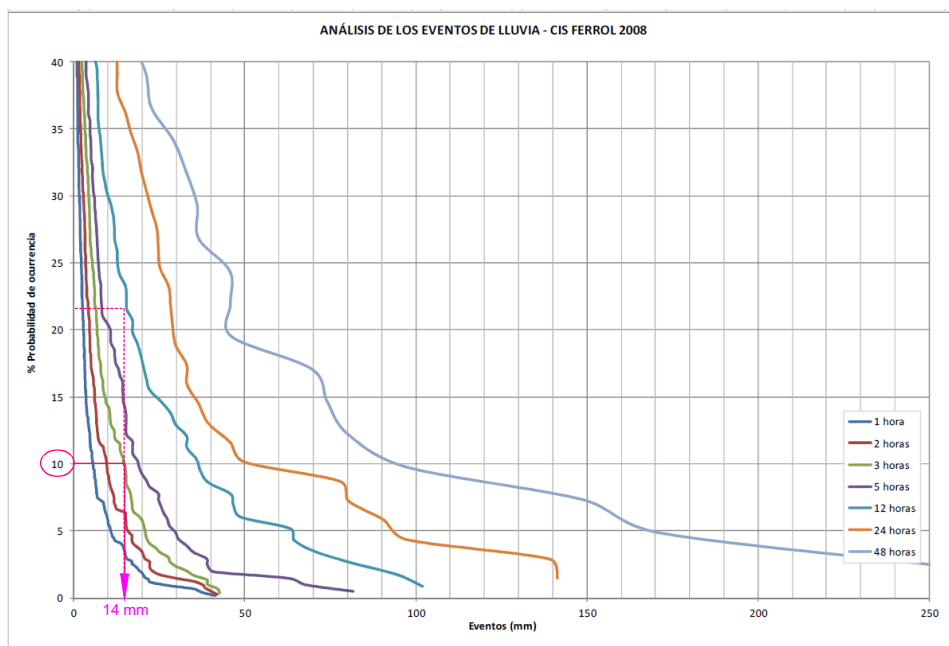


Figura 19.- Análisis de los eventos de lluvia.

En la siguiente tabla se recoge el número de vertidos y el porcentaje de escorrentía tratada si el volumen de la unidad de decantación-filtración es de 120 m³/ha neta.

Tabla 18.- Número de vertidos y porcentaje de escorrentía tratada.

AÑO	Nº VERTIDOS (3h inter-evento)	% ESCORRENTÍA TRATADA
2004	15	90
2006	50	65
2008	23	89
2009	21	94

7.4. Dimensionamiento de la TDSEA

El sistema de tratamiento ha quedado configurado de las siguientes etapas:

- Pozo-aliviadero: Pozo de 1,5 m de sección circular y 1,5 m de altura, en el que se conecta la red de drenaje a la TDSEA y en el que se ha dispuesto un aliviadero para que, en situaciones extraordinarias, se derive el caudal que exceda la capacidad de tratamiento de la TDSEA a la red de drenaje preexistente.

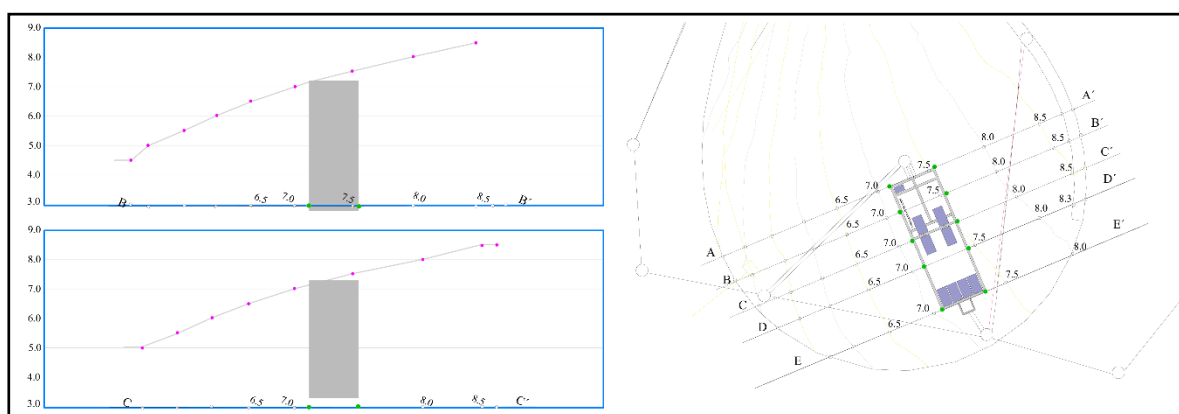


Figura 20.- Planta y perfiles transversales de la TDSEA.

- Cámara de desbaste: Arqueta de sección cuadrada de 1,5 m de lado y 1,2 m de altura (2,7 m³ útiles), que sirve de alojamiento a la reja de desbaste, de limpieza manual.
- Depósito de decantación: Depósito de dimensiones interiores 10 x 6 m de planta y 2,7 de altura (102 m³ útiles, ya que al alcanzar la lámina de agua 1,7 m empieza a aliviar), con una pendiente en la solera del 1%. El paso de la cámara de desbaste al depósito de decantación se efectúa a través de un tubo de disipación y orientación de flujo, de 40 cm de diámetro.

- Cámaras de filtración: Las cámaras de filtración se alojan en un depósito con unas dimensiones interiores de 6 x 6 m de planta y 3,8 m de altura, con tres divisiones: una transversal de 80 cm que forma un canal en el que se recoge el agua proveniente del depósito de decantación y se le hace perder energía y otras dos longitudinales, que alojan los filtros de 5 x 2,9 x 0,6 m de material filtrante (2 x 8,7 m³ útiles). El paso del agua desde el depósito de decantación a las cámaras de filtración se realiza por sendos tubos ranurados de 40 cm de diámetro.
- Cámara de muestreo: Al final del bloque formado por los elementos que se describen en los apartados b), c), d) y e) y con unas dimensiones interiores de 1 x 6 m de planta y 4 m de altura; su función es poder alojar los equipos de medición y tomamuestras.

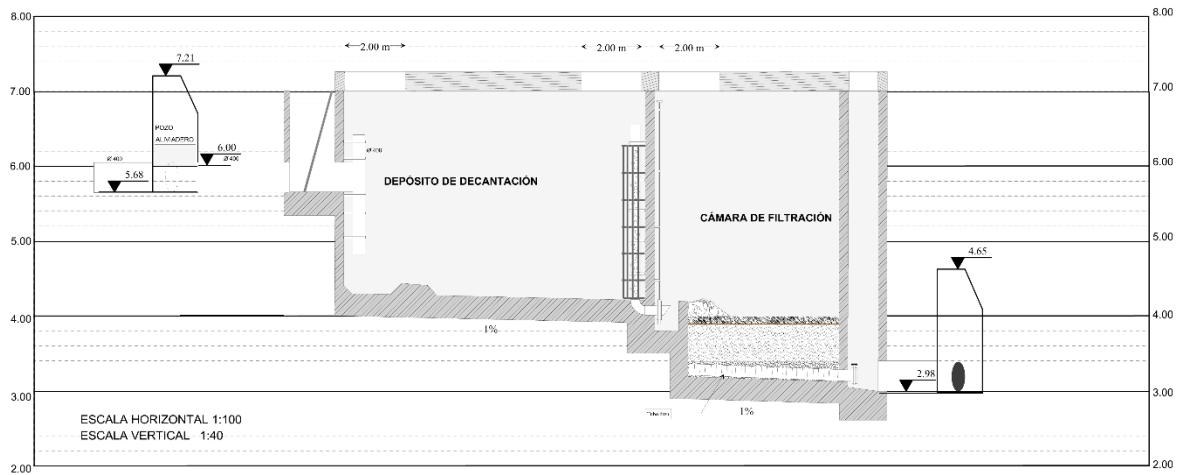


Figura 21.- Perfil longitudinal de la TDSEA.

- Pozo de conexión a la red. Pozo de 1,5 m de sección circular y 1,6 m de altura, en el que se conecta la TDSEA a la red de drenaje.

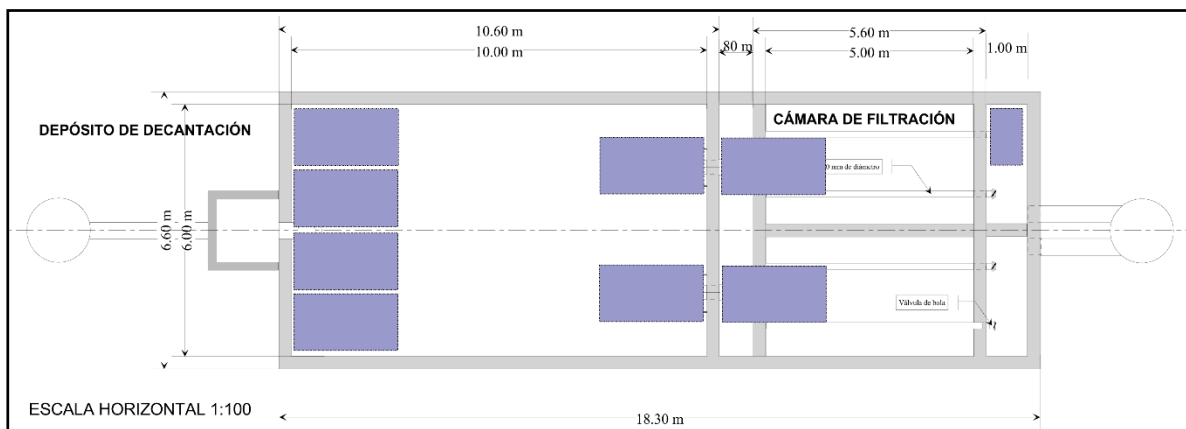


Figura 22.- Planta de la TDSEA.

8. CONCLUSIONES

La realización del estudio que se presenta, refuerza la necesidad de considerar los impactos que las escorrentías de las vías de alta capacidad generan sobre los medios acuáticos naturales que, si bien ya eran considerados en los documentos de implantación de la DMA, en la práctica no han sido tenidas en cuenta en la elaboración de la planificación ni en los programas de medidas.

Los resultados obtenidos de las campañas de caracterización de los flujos de agua y de la contaminación asociada que se moviliza, pueden servir de referencia para tomar decisiones a nivel de planificación y de redacción de proyectos.

Desde el Grupo de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente (GEAMA) de la Universidade da Coruña, se realizan estudios similares de otras cuencas piloto, representativas de contextos con actividades diferentes a las presentadas y que generan cargas de contaminación diferentes en la escorrentía, con el fin de avanzar en el conocimiento de la problemática y en la búsqueda de las mejores soluciones, adaptadas a las peculiaridades regionales.

La parte final del estudio, pendiente de la construcción de la TDSEA, es comprobar su eficacia, tanto desde el punto de vista de los rendimientos de eliminación de contaminantes, como de los caudales tratados. Los resultados permitirán afinar o corregir el diseño y validar el método que se ha seguido para su dimensionamiento.

Finalmente, el extenso trabajo realizado contribuye al desarrollo un valioso “know how”, dentro del Grupo, aplicable a estudios relacionados y que conlleven la utilización de equipos tales como los empleados: caudalímetros área-velocidad, tomamuestras automáticos programables, disparadores de señales, pluviómetros, registro tipo data-logger, sistemas de comunicación por GPRS, etc.

Países como Francia, Holanda o Gran Bretaña, ya han desarrollado normativas que obligan al tratamiento de las aguas de escorrentía de viales. España debería incorporarse a esta estrategia.

REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA

- CLAR, M.L., BARFIELD, B.J., O'CONNOR, T. (2004). "Stormwater Best Management Practice Design Guide". Cincinnati, U.S. Environmental Protection Agency (EPA), EPA/600/R-04/121. https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NRMRL&dirEntryId=99739
- HARRISON, R.M., HAMILTON, R.S. (1991). "Highway Pollution". Amsterdam, Elsevier Science Publishers B.V. ISBN: 0-444-88188-3.
- PUERTAS, J., SUÁREZ, J., ANTA, J. (2008). "Gestión de las aguas pluviales: implicaciones en el diseño de los sistemas de saneamiento y drenaje urbano". Ministerio de Fomento, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, CEDEX. España. ISBN: 978-84-7790-475-5
- RODRÍGUEZ, J.J., DÍAZ, A. (2009). "Guía técnica de diseño y gestión de balsas y otros dispositivos de retención de contaminantes en carreteras". Ministerio de Fomento, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, CEDEX. España. ISBN: 978-84-7790-486-1.
- SÉTRA (2006). "Calcul des charges de pollution chronique des eaux de ruissellement issues des plates-formes routières". Service d'Études Techniques des Routes et Autoroutes, Francia. <http://catalogue.setra.fr/documents/Cataloguesetra/0004/Dtrf-0004143/DT4143.pdf>
- CALTRANS (2003). "Construction Site Best Management Practices (BMPs) Manual". State of California Department of Transportation, EE.UU. <https://dot.ca.gov/-/media/dot-media/programs/construction/documents/environmental-compliance/csbmp-may-2017-final.pdf>
- STOCKHOLM VATTEN (2001). "Klassificering av dagvatten och recipienter samt riktlinjer för reningskrav. Del 2", Dagvattenklassificering. <https://www.stockholmvattenochavfall.se/globalassets/pdf1/rapporter/dagvatten/dagvattenklassificeringdel2.pdf>
- STORHAUG, R. (1996). "Miljøgifter i overvann". Oslo: Statens forurensningstilsyn.
- US-EPA (2002). "Urban Stormwater BMP Performance Monitoring". Washington, Environmental Protection Agency. <https://www3.epa.gov/npdes/pubs/montcomplete.pdf>
- XUNTA DE GALICIA (2009). "Instrucciones Técnicas de Obras Hidráulicas de Galicia". Santiago de Compostela. https://augasdeg Galicia.xunta.gal/docs/7/7?content=/Portal-Web/Contidos_Augas_Galicia/Seccions/itohg/seccion.html&std=itohg.html



C1.2

Gestión de la escorrentía pluvial: acumulación de metales pesados en el sedimento depositado sobre superficies viales urbanas

Carlos Alfonso Zafra Mejía
Julio Eduardo Beltrán Vargas
Joaquín Suárez López

RESUMEN

Las superficies viales representan sólo una pequeña parte del paisaje urbano, no obstante, su elevado grado de impermeabilidad favorece su contribución con significativas cargas de metales pesados durante los eventos de escorrentía. Los sedimentos viales pueden afectar a la calidad del aire, el suelo y la vegetación del entorno cuando son suspendidos por el viento y la turbulencia del tráfico. En este artículo se identifican y analizan los factores físicos que intervienen en el proceso de acumulación de metales pesados (Pb, Zn y Cu) en el sedimento vial, especialmente para la toma de decisiones en la gestión de la escorrentía pluvial. Se utilizaron las bases de datos electrónicas "ScienceDirect" y "Google Scholar" con el objeto de establecer un orden de importancia a través de cuartiles para los once factores físicos identificados. Los resultados muestran que los factores físicos probablemente se pueden clasificar en tres categorías: (I) climática, (II) antropogénica y (III) física. Las investigaciones referencian con mayor frecuencia el uso del suelo y precipitación como factores dominantes. La investigación sugiere un comportamiento semejante entre las magnitudes de las concentraciones de Zn, Pb y Cu asociadas con los sólidos depositados sobre la superficie en tiempo seco y la fracción soluble producto del lavado por escorrentía. Finalmente, la investigación permite ampliar el conocimiento acerca del comportamiento de los metales pesados asociados con el sedimento vial, y la influencia de los factores físicos identificados en los procesos de deposición, remoción, suspensión e interceptación de la carga metálica en los ambientes viales urbanos.

Palabras Clave: calidad del agua, calidad del aire, escorrentía urbana, metales pesados, sedimento vial.

1. INTRODUCCIÓN

La experiencia en la gestión de la polución ha evidenciado una relación directa entre el tipo de crecimiento urbano y las cargas contaminantes vertidas en los sistemas de drenaje y cuerpos de agua, el suelo y la atmósfera. Las superficies viales representan sólo una pequeña parte del paisaje, no obstante, su elevado grado de impermeabilidad favorece su contribución con significativas cargas de metales pesados durante los eventos de precipitación y, por lo tanto, de escorrentía superficial (Stagge et al., 2012). Además, los sedimentos viales acumulados en tiempo seco pueden afectar la calidad del aire, el suelo y la vegetación del entorno cuando son suspendidos por el viento y la turbulencia inducida por el tráfico (Amato et al., 2013). De esta manera, los metales pesados asociados con el sedimento vial requieren de especial atención debido a sus efectos tóxicos sobre la salud pública (Apeageyi et al., 2011). El objetivo principal de este artículo es identificar y analizar los factores físicos que intervienen en el proceso de acumulación de metales pesados (Pb, Zn y Cu) en el sedimento depositado sobre superficies viales, especialmente para la toma de decisiones en la gestión de la escorrentía vial y la contaminación metálica en superficie. Este análisis se realiza en trabajos y estudios realizados en el período comprendido entre los años de 1970 y 2013. Es importante mencionar que en la presente investigación se excluyeron los factores químicos y biológicos que pueden intervenir en el proceso de acumulación de metales pesados.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizaron las bases de datos electrónicas "ScienceDirect" y "Google Scholar" para detectar artículos y libros acerca de la contaminación metálica asociada con el sedimento depositado sobre superficies viales, con el objeto de establecer un orden de importancia para los factores físicos identificados. En la primera fase de la investigación bibliográfica (Fase 1) se utilizaron las siguientes palabras clave: (I) escorrentía vial urbana "urban road runoff" y (II) metales pesados "heavy metals". Esta revisión se realizó entre los años de 1970-2013, y sobre el contenido total de los artículos y libros incluidos en las bases de datos utilizadas. En esta primera fase se detectaron 2.826 y 14.900 documentos en las bases de datos "ScienceDirect" y "Google Scholar", respectivamente (Tabla 1).

Posteriormente, se desarrolló una segunda fase de revisión bibliográfica (Fase 2) donde se incluyeron palabras clave adicionales a partir de las temáticas asociadas y reportadas por la base de datos "ScienceDirect" (i.e., factores físicos): (I) precipitación "rainfall", (II) deposición atmosférica "atmospheric deposition", (III) periodo seco previo "previous dry period", (IV) viento "wind", (V) uso del suelo "land use", (VI) limpieza vial "street cleaning", (VII) tráfico "Vehicles", (VIII) cubiertas de edificaciones "roofs", (IX) características físicas de la cuenca "physical characteristics of the basin", (X) granulometría de sedimento vial "particle size", y (XI) vegetación "trees". A partir de lo anterior, se desarrolló un índice que relacionó por temáticas el número de documentos detectados en la segunda y primera fase de la metodología aplicada para la revisión bibliográfica (Índice de frecuencia de citación). Lo anterior, con el objeto de establecer un orden de importancia a través de cuartiles para los once factores detectados. El índice tuvo una variación entre 0-1 (Tabla 1). La Tabla 2 presenta el orden de importancia calculado para los factores físicos

identificados a partir de la metodología de revisión propuesta. Como se observa, las investigaciones referencian con mayor frecuencia el uso del suelo (Q1), precipitación (Q2), tamaño de partícula (Q2) y vehículos (Q3) como factores dominantes. Finalmente, en la presente investigación bibliográfica se seleccionaron 55 artículos.

Tabla 1.- Resultados de las fases 1 y 2 de la metodología aplicada para la revisión bibliográfica.

Fase	Palabras Clave	Base de datos				Índice medio
		ScienceDirect		Google Scholar		
		Documentos detectados	Índice	Documentos detectados	Índice	
1	"Escorrentía vial urbana" y "metales pesados"	2.826	1,000	14.900	1,000	-
	"Precipitación"	1.509	0,534	10.700	0,718	0,585
	"Deposición atmosférica"	1.228	0,435	6.060	0,407	0,413
	"Periodo seco previo"	1.027	0,363	9.840	0,660	0,450
	"Viento"	1.106	0,391	6.640	0,446	0,403
2	"Uso del suelo"	2.136	0,756	12.800	0,859	0,820
	"Limpieza vial"	333	0,118	4.970	0,334	0,255
	"Tráfico"	1.116	0,395	7.820	0,525	0,467
	"Cubiertas de edificaciones"	545	0,193	3.660	0,246	0,222
	"Características físicas de la cuenca"	1.042	0,369	7.150	0,480	0,401
	"Granulometría del sedimento vial"	1.534	0,543	8.960	0,601	0,512
	"Vegetación"	945	0,334	7.260	0,487	0,419

Tabla 2.- Orden de importancia para los factores físicos identificados.

N°	Factor	Categoría			Cuartil
		C	A	F	
1	Uso del suelo		•		Q1
2	Precipitación	•			Q2
3	Granulometría del sedimento vial			•	Q2
4	Tráfico		•		Q3
5	Periodo seco previo	•			Q3
6	Vegetación			•	Q3
7	Deposición atmosférica	•			Q3
8	Viento	•			Q3
9	Características físicas de la cuenca			•	Q3
10	Limpieza vial		•		Q3
11	Cubiertas de edificaciones			•	Q4

Nota. C-climática; A-Antropogénica; F-física.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Acumulación de contaminantes sobre superficies impermeables.

Una de las primeras y más reconocidas investigaciones acerca de la acumulación de contaminantes sobre superficies viales fue realizada por "Sartor y Boyd" (1972). Los investigadores explicaron el proceso a partir de la identificación de factores dominantes que hicieron que la carga contaminante en superficie variara de un lugar a otro con respecto al tiempo (p.ej., por precipitación, viento o barrido vial). Igualmente, en otras investigaciones (p.ej. Aksoy et al., 2012) se han identificado factores físicos dominantes del proceso de acumulación que podrían ser agrupados en tres categorías principales: (I) climática, (II) antropogénica y (III) física (Tabla 3).

Tabla 3.- Categorías y factores físicos dominantes del proceso de acumulación de contaminantes sobre superficies viales.

Categoría	Factor dominante
(I) Climática	Precipitación, escorrentía, deposición atmosférica, período seco previo y viento.
(II) Antropogénica	Densidad poblacional, uso del suelo, limpieza vial, densidad de tráfico, mantenimiento vial, accidentes viales y tipo de contaminante.
(III) Física	Características físicas de la cuenca, la superficie de rodadura y el sistema de drenaje; cubiertas y fachadas de las edificaciones; cantidad y granulometría del sedimento vial, y plantas y desechos vegetales.

3.1. Uso del suelo (Q1)

Al revisar las concentraciones de metales pesados asociados con el sedimento vial para diferentes usos del suelo, los resultados sugirieron la siguiente secuencia porcentual a partir del número total de investigaciones detectadas: comercial (50%), residencial (32,5%), industrial (17,5%) y suburbano (0%) (Tabla 4). Finalmente, es importante resaltar como numerosas investigaciones sugirieron que la magnitud en la concentración de los elementos metálicos estuvo principalmente influenciada por la densidad de tráfico antes que por el uso del suelo (p.ej., Bian y Zhu, 2009; Apeageyi et al., 2011).

Tabla 4.- Concentración de metales pesados (Pb, Zn y Cu) asociados con el sedimento vial para diferentes usos del suelo (recolectado en tiempo seco).

Localidad	Uso del suelo				Investigación
	R	C	I	SU	
Davis, EE.UU.	+			-	Kayhanian et al., 2012a
Barcelona, España		++		+	Amato et al., 2009
Massachusetts, EE.UU.		+		-	Apeageyi et al., 2011
Londres, Inglaterra (muestreo en cuneta)	+	++		-	Ellis y Revitt, 1982
Pensacola, EE.UU.	-	+			Liebens, 2001
Varias ciudades, EE.UU.	+	-	++		Sartor et al., 1974
Zhenjiang, China	+	-			Bian y Zhu, 2009
Tokyo, Japón (muestreo en cuneta)	-	+			Murakami et al., 2009
Christchurch, Nueva Zelanda	-	+			Rijkenberg y Depree, 2010
Ulsan, Corea del Sur	++	+	-		Duong y Lee, 2011
Luleå, Suecia	-	+			Viklander, 1998
Beijin, China	+	-			Zhao et al., 2010
Brisbane, Australia	+	-	++		Herngren et al., 2006
Torrelavega, España	+			-	Zafra et al., 2011
Singapur, Malasia	-		+		Yuen et al., 2012
Hangzhou, China	-	+	+	--	Zhang y Wang, 2009
Maha Sarakham, Tailandia	-	+			Ma y Singhirunnusorn, 2012
Queensland, Australia	++	+	-		Gunawardana et al., 2012
Kavala, Grecia	+	+	-		Christoforidis y Stamatis, 2009
Zhenjiang, China	+	-			Zhu et al., 2008
Proporción (%)	32,5	50	17,5	0	

Nota. R: residencial; C: comercial; I: industrial; SU: sub-urbana

3.2. Precipitación (Q2)

La Tabla 5 presenta una revisión bibliográfica acerca de las concentraciones de elementos metálicos detectadas en la fracción soluble del agua de escorrentía vial. Se reportaron grandes fluctuaciones en la concentración de los metales en estudio, sugiriendo que los aportes e importancia de las fuentes contaminantes variaron significativamente en el ambiente vial. Al respecto, la prueba t de Student emparejada mostró que existieron

diferencias significativas entre las concentraciones de Pb y Zn (t : -4,0476; gl : 26; p -valor: 0,0002), y Zn y Cu (t : 3,9900; gl : 29; p -valor: 0,0002). Sin embargo, la prueba t de Student emparejada mostró que no existieron diferencias significativas entre las magnitudes de las concentraciones de Pb y Cu (t : 1,0289; df : 27; p -valor: 0,1563). Por lo tanto, los resultados mostraron que las magnitudes de las concentraciones metálicas tuvieron la siguiente secuencia en la fracción soluble de la escorrentía vial: $Zn > Cu-Pb > Cd$. Por otro lado, se realizó un análisis con el coeficiente de correlación de Pearson con el objeto de evaluar la afinidad en el origen de los elementos metálicos reportados en la Tabla 5. 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 (r : 0,66), sugiriendo la existencia de una fuente común o dominante para estos elementos metálicos en el ambiente vial. Finalmente, los coeficientes de correlación lineal entre las concentraciones de Pb y Cd, Pb y Zn, Zn y Cd, y Zn y Cu fueron 0,43, 0,38, 0,40 y 0,28, respectivamente; evidenciando correlaciones positivas entre débiles y medias. Excepto entre Cu y Cd (r : -0,03), donde se insinuó la existencia de diferentes fuentes de contaminación para estos elementos metálicos en el ambiente vial.

3.3. Granulometría y carga del sedimento vial (Q3)

Con respecto a la granulometría del sedimento vial, Zafra et al. (2008) y Yuen et al. (2012) reportaron que los tamaños de las partículas se ajustaron a una distribución de tipo Log-normal positivamente sesgada y en promedio con tamaños dominantes entre 250-1000 μm . Los resultados mostraron que los percentiles d_{10} , d_{50} y d_{90} fueron en promedio 74 μm , 394 μm y 1.390 μm , respectivamente (Bian y Zhu, 2009; Zhao et al., 2010). Las anteriores evidencias se basaron en investigaciones que evaluaron en promedio la fracción de tamaño inferior a 3.000 μm del sedimento vial. Los resultados sugirieron que la fracción de tamaño del sedimento vial menor a 250 μm tendió a registrar las mayores concentraciones de metales pesados; los investigadores atribuyeron este comportamiento a una mayor superficie específica y, por lo tanto, a una mayor capacidad de adsorción (Zafra et al., 2011; Apeageyi et al., 2011; Yuen et al., 2012). En promedio, esta fracción de tamaño tendió a acumular el 68,1% de la carga total de metales pesados asociados con el sedimento vial (Sartor et al., 1974; Ellis y Revitt, 1982; Ma y Singhirunnusorn, 2012).

Tabla 5.- Concentración de metales pesados en la fracción soluble de la escorrentía vial.

Localidad	Concentración ($\mu g/L$)				Investigación
	Pb	Zn	Cu	Cd	
Revisión bibliográfica (años: 1974-1979)	602	608	102	2,8	Ellis y Revitt, 1982
Cincinnati, EE.UU.	16	1322	44	4	Sansalone y Buchberger, 1997a
Austin, EE.UU.	37	90	15	-	Barrett et al., 1998
Charlotte, EE.UU.	14	-	13	2,5	Wu et al., 1998
Nantes, Francia	3,9	222	25	0,5	Legret y Pagotto, 1999
Vila Real, Portugal	11	172	11	-	Barbosa y Hvitved-Jacobsen, 1999
Queensland, Australia	350	1000	185	-	Drapper et al., 2000
Nantes, Francia	57	320	36	1,3	Pagotto et al., 2000
Winterthur, Suiza	26	354	57	-	Furumai et al., 2002
Mariestad y Linköping, Suecia	< 1	70	76	0,1	Bäckström et al., 2003
Fossombrone, Italia	2,8	76	25	-	Mangani et al., 2005
Vancouver, Canadá	45	364	62	-	Preciado y Li, 2006
Monmouth, EE.UU.	15	67	17	-	Tuccillo, 2006
Luleå, Suecia	17	150	38	0,2	Westerlund y Viklander, 2006

Localidad	Concentración (µg/L)				Investigación
	Pb	Zn	Cu	Cd	
Austin, EE.UU.	< 1	47	6	-	Barrett et al., 2006
Westphalia, Alemania	197	376	81	6,7	Göbel et al., 2007
California, EE.UU.	8	69	15	0,2	Kayhanian et al., 2007
Stockholm, Suecia	0,1	98	20	0,1	Hallberg et al., 2007
Tokyo, Japón	-	24	310	0,2	Murakami et al., 2008
Austin, EE.UU.	< 1	52	6	-	Li y Barrett, 2008
Shanghai, China	22	495	38	-	Nie et al., 2008
Tokyo, Japón	-	220	161	-	Murakami et al., 2009
Munich, Alemania	< 1	229	40	-	Helmreich et al., 2010
Baltimore, EE.UU.	-	63	17	-	Camponelli et al., 2010
Beijing, China	28	53	34	0,1	Zhao et al., 2010
Xiamen, China	80	920	65	0,7	Wei et al., 2010
Sydney, Australia	99	282	75	-	Davis y Birch, 2010
Maryland, EE.UU.	53	475	63	2,2	Stagge et al., 2012
Amsterdam, Holanda	2,6	131	82	0,4	Tromp et al., 2012
Mediana	20	221	40	0,7	
Media	73	353	63	1,5	
Desv. estándar	132	410	64	1,8	

3.4. Tráfico (Q3)

La revisión bibliográfica listada en la Tabla 6 sugirió que no existió correlación entre la densidad de tráfico y las concentraciones de Pb y Zn asociadas con el sedimento vial (fracción de tamaño < 2.000 µm. Sin embargo, se observó una correlación positiva entre débil y media para la concentración de Cu (r-Pearson: 0.39; gl: 27). Posteriormente, se realizó una evaluación similar a la anterior teniendo como referencia las investigaciones que reportaron concentraciones metálicas en las fracciones de tamaño inferiores a 1.000 µm del sedimento vial. Los resultados mostraron la existencia de una correlación positiva de débil a media entre la densidad de tráfico y las concentraciones de Zn (r-Pearson: 0,26; gl: 19) y Pb (r-Pearson: 0,39; gl: 18), respectivamente. Con respecto al Cu, los resultados evidenciaron una correlación positiva entre media y fuerte (r-Pearson: 0,65; gl: 19). Como se pudo observar, la relación entre la densidad de tráfico y las concentraciones metálicas asociadas con el sedimento vial fueron más evidentes para la fracción de tamaño inferior a 1.000 µm. Nuevamente, se reportaron grandes fluctuaciones en la concentración de los metales pesados en estudio, sugiriendo que los aportes e importancia de las fuentes contaminantes variaron significativamente en el ambiente vial (ver Tabla 6). Al respecto, la prueba t de Student emparejada mostró que existieron diferencias significativas entre las concentraciones de Zn y Cu (t: 4,5077; gl: 26; p-valor: 0,00006). Sin embargo, la prueba t de Student emparejada mostró que no existieron diferencias significativas entre las concentraciones de Pb y Zn (t: -1,6967; df: 23; p-valor: 0,0516), y Pb y Cu (t: 1,5654; df: 23; p-valor: 0,0656). Por lo tanto, los resultados sugirieron que las magnitudes de las concentraciones metálicas asociadas con el sedimento depositado sobre superficies las viales en tiempo seco tuvieron la siguiente secuencia: Zn > Pb > Cu. Por otro lado, se realizó un análisis con el coeficiente de correlación de Pearson con el objeto de evaluar la afinidad en el origen de los elementos metálicos reportados en la Tabla 6. Los resultados mostraron que existió una correlación positiva de media a considerable entre las concentraciones de Zn y Cu asociadas con el sedimento (r: 0,61), sugiriendo la existencia de una fuente común o dominante para estos elementos metálicos en el ambiente vial. Finalmente, los coeficientes de correlación

lineal entre las concentraciones de Zn y Pb, y Pb y Cu fueron 0,44 y 0,19, respectivamente; evidenciando correlaciones positivas entre muy débiles y medias.

Tabla 6.- Concentración de metales pesados asociados con el sedimento vial a partir de diferentes densidades de tráfico (recolectado en tiempo seco).

Localidad	Densidad (vehículos/d)	Fracción analizada (µm)	Concentración (mg/kg)			Investigación
			Pb	Zn	Cu	
Davis, EE.UU.	130.000	< 1000	110	414	236	Kayhanian et al., 2012a
Barcelona, España	120.000	< 10	229	1252	771	Amato et al., 2009
Massachusetts, EE.UU.	106.000	< 2000	79	381	172	Apeageyi et al., 2011
Londres, Inglaterra	4.000 ^a	< 250	2296	1212	386	Ellis y Revitt, 1982
Baltimore, EE.UU.	45.575	< 63	-	343	196	Camponelli et al., 2010
Londres, Inglaterra	1.750 ^a	< 250	1826	695	280	Ellis y Revitt, 1982
Zhenjiang, China	1438 ^a	< 2000	589	687	158	Bian y Zhu, 2009
Tokyo, Japón	28.250	< 2000	-	1500	340	Murakami et al., 2009
Tokyo, Japón	28.250	< 2000	-	1525	708	Murakami et al., 2009
Hamilton, Nueva Zelanda	25.000	125-250	251	1073	184	Zanders, 2005
Christchurch, Nueva Zelanda	24.000	< 1000	290	370	73	Rijkenberg y Depree, 2010
Hildesheim, Alemania	22.000	< 2000	255	120	84	Grottker, 1987
Ulsan, Corea del Sur	20.118	< 2000	153	325	182	Duong y Lee, 2011
Luleå, Suecia	20.000	75-125	68	150	89	Viklander, 1998
Tokyo, Japón	19.600	< 2000	200	1300	510	Murakami et al., 2008
Barcelona, España	15.000	< 100	283	542	216	Pérez et al., 2008
Jönköping, Suecia	11.200	< 250	45	257	282	German y Svensson, 2002
Jönköping, Suecia	11.200	< 2000	23	125	119	German y Svensson, 2002
Beijin, China	8.900	150-250	59	280	72	Zhao et al., 2010
Sydney, Australia	8.800	< 200	511	249	124	Ball et al., 1998
Aberdeen, Escocia	6.900	63-250	305	345	325	Deletic y Orr, 2005
Luleå, Suecia	5.000	75-125	15	80	53	Viklander, 1998
Luleå, Suecia	4.500	75-125	14	100	91	Viklander, 1998
Torrelavega, España	3.800	125-250	246	309	90	Zafra et al., 2011
Torrelavega, España	3.800	125-250	299	309	117	Zafra et al., 2011
Londres, Inglaterra	100 ^a	< 250	978	2133	91	Ellis y Revitt, 1982
Singapur, Malasia	726	< 63	297	1585	465	Yuen et al., 2012
	Mediana	< 250	249	370	182	
	Media	< 765	393	654	238	

Nota ^a: vehículos/h

4. CONCLUSIONES

La investigación bibliográfica sugiere la existencia de cuatro fenómenos principales en la acumulación de la carga contaminante sobre las superficies viales: (I) deposición, (II) remoción, (III) intercepción y (IV) suspensión. Además, muestra que los factores físicos del proceso de acumulación de metales pesados se pueden clasificar en tres categorías: (I) climática, (II) antropogénica y (III) física. Las investigaciones referencian con mayor frecuencia el uso del suelo (Q1) y la precipitación (Q2) como factores dominantes. Los resultados evidencian que Zn es el elemento metálico mayoritario en la fracción soluble de la escorrentía vial, seguido por Pb y Cu, sin existir una diferencia significativa entre estos dos últimos metales pesados. Al respecto, los resultados muestran que las magnitudes de las concentraciones metálicas asociadas con el sedimento recolectado en tiempo seco sobre superficies las viales tienen una secuencia similar: Zn, Pb y Cu. Esto sugiere un comportamiento semejante entre las magnitudes de las concentraciones viales de Zn, Pb y Cu asociadas con los sólidos depositados sobre la superficie en tiempo seco y la fracción soluble producto del lavado por escorrentía. Por otro lado, los resultados

muestran la existencia de una correlación positiva de media a considerable entre las concentraciones de Cu y Pb en la fracción soluble de la escorrentía (r-Pearson: 0,66). Igualmente, muestran que existe una correlación positiva de media a considerable entre las concentraciones de Zn y Cu asociadas con el sedimento recolectado en tiempo seco sobre las superficies viales (r: 0,61). Lo anterior, insinúa la existencia de una fuente común o dominante para estos elementos metálicos en el ambiente vial: los vehículos. Consecuentemente, los resultados muestran en el sedimento vial recolectado en tiempo seco la existencia de una correlación positiva de débil a media y de media a fuerte entre la densidad de tráfico y las concentraciones de Zn (r-Pearson: 0,26) y Pb (r-Pearson: 0,39), y las concentraciones de Cu (r-Pearson: 0,65), respectivamente. Adicionalmente, estas relaciones son más evidentes a medida que se reduce la fracción de tamaño del sedimento vial en evaluación (i.e., para la fracción de tamaño $< 1.000 \mu\text{m}$). Finalmente, la investigación permite ampliar el conocimiento acerca del comportamiento de los metales pesados asociados con el sedimento vial. Adicionalmente, la investigación es de utilidad para los organismos públicos y privados involucrados en la gestión de la salud pública, ya que permite vigilar y controlar la calidad del agua, el aire y suelo, y de diseñar e implementar las labores de limpieza en el ambiente vial. Por lo tanto, el presente manuscrito se constituye en un documento de apoyo para vislumbrar opciones en la toma de decisiones para la gestión de la escorrentía vial y la contaminación metálica en superficie.

REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA

- AKSOY, H., UNAL, N.E., COKGOR, S., GEDIKLI, A., YOON, J., KOCA, K., INCI, S.B. AND ERIS, E., (2012). "A rainfall simulator for laboratory-scale assessment of rainfall-runoff-sediment transport processes over a two-dimensional flume". *Catena*, 98, 63-72. DOI: [10.1016/j.catena.2012.06.009](https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.06.009).
- AMATO, F., PANDOLFI, M., VIANA, M., QUEROL, X., ALASTUEY, A. AND MORENO, T., (2009). "Spatial and chemical patterns of PM10 in road dust deposited in urban environment". *Atmospheric Environment*, 43 (9), 1650-1659. DOI: [10.1016/j.atmosenv.2008.12.009](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.12.009).
- AMATO, F., SCHAAP, M., DENIER VAN DER GON, H.A.C., PANDOLFI, M., ALASTUEY, A., KEUKEN, M. AND QUEROL, X., (2013). "Short-term variability of mineral dust, metals and carbon emission from road dust resuspensión". *Atmospheric Environment*, 74, 134-140. DOI: [10.1016/j.atmosenv.2013.03.037](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.03.037)
- APEAGYEI, E., BANK, M.S. AND SPENGLER, J.D. (2011). "Distribution of heavy metals in road dust along an urban-rural gradient in Massachusetts". *Atmospheric Environment*, 45 (13), 2310-2323. DOI: [10.1016/j.atmosenv.2010.11.015](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.11.015)
- BÄCKSTRÖM, M., NILSSON, U., HÅKANSSON, K., ALLARD, B. AND KARLSSON, S. (2003). "Speciation of heavy metals in road runoff and roadside total deposition". *Water, Air, and Soil Pollution*, 147 (1-4), 343-366. DOI: [10.1023/A:1024545916834](https://doi.org/10.1023/A:1024545916834)
- BALL, J.E., JENKS, R. AND AUBOURG, D. (1998). "An assessment of the availability of pollutant constituents on road surfaces". *Science of the Total Environment*, 209 (2-3), 243-254. DOI: [10.1016/S0048-9697\(98\)80115-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)80115-0)
- BARBOSA, A.E. AND HVITVED-JACOBSEN, T. (1999). "Highway runoff and potential for removal of heavy metals in an infiltration pond in Portugal". *Science of the Total Environment*, 235 (1-3), 151-159. DOI: [10.1016/S0048-9697\(99\)00208-9](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00208-9)
- BARRETT, M.E., IRISH JR., L.B., MALINA JR., J.F. AND CHARBENEAU, R.J. (1998). "Characterization of highway runoff in Austin, Texas, area". *Journal of Environmental Engineering*, 124 (2), 131-137. DOI: [10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1998\)124:2\(131\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1998)124:2(131))
- BARRETT, M.E., KEARFOTT, P. AND MALINA JR., J.F. (2006). "Stormwater quality benefits of a porous friction course and its effect on pollutant removal by roadside shoulders". *Water Environment Research*, 78 (11), 2177-2185. DOI: [10.2175/106143005x82217](https://doi.org/10.2175/106143005x82217)
- BIAN, B. AND ZHU, W., (2009). "Particle size distribution and pollutants in road-deposited sediments in different areas of Zhenjiang, China". *Environmental Geochemistry and Health*, 31 (4), 511-520. DOI: [10.1007/s10653-008-9203-8](https://doi.org/10.1007/s10653-008-9203-8)
- CAMPONELLI, K.M., LEV, S.M., SNODGRASS, J.W., LANDA, E.R. AND CASEY, R.E. (2010). "Chemical fractionation of Cu and Zn in stormwater, roadway dust and stormwater pond sediments". *Environmental Pollution*, 158 (6), 2143-2149. DOI: [10.1016/j.envpol.2010.02.024](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.02.024)
- CHRISTOFORIDIS, A. AND STAMATIS, N. (2009). "Heavy metal contamination in street dust and roadside soil along the major national road in Kavala's region, Greece". *Geoderma*, 151 (3-4), 257-263. DOI: [10.1016/j.geoderma.2009.04.016](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.04.016)
- DAVIS, B. AND BIRCH, G. (2010). "Comparison of heavy metal loads in stormwater runoff from major and minor urban roads using pollutant yield rating curves". *Environmental Pollution*, 158 (8), 2541-2545. DOI: [10.1016/j.envpol.2010.05.021](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.05.021)
- DELETIC, A. AND ORR, D.W. (2005). "Pollution buildup on road surfaces". *Journal of Environmental Engineering*, 131 (1), 49-59. DOI: [10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2005\)131:1\(49\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2005)131:1(49))
- DRAPPER, D., TOMLINSON, R. AND WILLIAMS, P. (2000). "Pollutant concentrations in road runoff: Southeast Queensland case study". *Journal of Environmental Engineering*, 126 (4), 313-320. DOI: [10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2000\)126:4\(313\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2000)126:4(313))

- DUONG, T.T. AND LEE, B.K. (2011). "Determining contamination level of heavy metals in road dust from busy traffic areas with different characteristics". *Journal of Environmental Management*, 92 (3), 554-562. DOI: [10.1016/j.jenvman.2010.09.010](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.09.010)
- ELLIS, J.B. AND REVITT, D.M. (1982). "Incidence of heavy metals in street surface sediments: Solubility and grain size studies". *Water, Air, and Soil Pollution*, 17 (1), 87-100. DOI: [10.1007/BF00164094](https://doi.org/10.1007/BF00164094)
- FURUMAI, H., BALMER, H. AND BOLLER, M. (2002). "Dynamic behavior of suspended pollutants and particle size distribution in highway runoff". *Water Science and Technology*, 46 (11-12), 413-418. DOI: [10.2166/wst.2002.0771](https://doi.org/10.2166/wst.2002.0771)
- GERMAN, J. AND SVENSSON, G. (2002). "Metal content and particle size distribution of street sediments and street sweeping waste". *Water Science and Technology*, 46 (6-7), 191-198. DOI: [10.2166/wst.2002.0679](https://doi.org/10.2166/wst.2002.0679)
- GÖBEL, P., DIERKES, C. AND COLDEWEY, W.G. (2007). "Storm water runoff concentration matrix for urban áreas". *Journal of Contaminant Hydrology*, 91 (1-2), 26-42. DOI: [10.1016/j.jconhyd.2006.08.008](https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2006.08.008)
- GUNAWARDANA, C., GOONETILLEKE, A., EGODAWATTA, P., DAWES, L. AND KOKOT, S. (2012). "Source characterisation of road dust based on chemical and mineralogical composition". *Chemosphere*, 87 (2), 163-170. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2011.12.012](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.12.012)
- HALLBERG, M., RENMAN, G. AND LUNDBOM, T. (2007). "Seasonal variations of ten metals in highway runoff and their partition between dissolved and particulate matter". *Water, Air, and Soil Pollution*, 181 (1-4), 183-191. DOI: [10.1007/s11270-006-9289-5](https://doi.org/10.1007/s11270-006-9289-5)
- HELMREICH, B., HILLIGES, R., SCHRIEWER, A. AND HORN, H. (2010). "Runoff pollutants of a highly trafficked urban road - Correlation analysis and seasonal influences". *Chemosphere*, 80 (9), 991-997. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2010.05.037](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.05.037)
- HERNGREN, L., GOONETILLEKE, A. AND AYOKO, G.A. (2006). "Analysis of heavy metals in road-deposited sediments". *Analytica Chimica Acta*, 571 (2), 270-278. DOI: [10.1016/j.aca.2006.04.064](https://doi.org/10.1016/j.aca.2006.04.064)
- KAYHANIAN, M., MCKENZIE, E.R., LEATHERBARROW, J.E. AND YOUNG, T.M. (2012^a). "Characteristics of road sediment fractionated particles captured from paved surfaces, surface run-off and detention basins". *Science of the Total Environment*, 439, 172-186. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2012.08.077](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.08.077)
- KAYHANIAN, M., SUVERKROPP, C., RUBY, A. AND TSAY, K. (2007). "Characterization and prediction of highway runoff constituent event mean concentration". *Journal of Environmental Management*, 85 (2), 279-295. DOI: [10.1016/j.jenvman.2006.09.024](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.09.024)
- LEGRET, M. AND PAGOTTO, C. (1999). "Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway". *Science of the Total Environment*, 235 (1-3), 143-150. DOI: [10.1016/S0048-9697\(99\)00207-7](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00207-7)
- LIEBENS, J. (2002). "Heavy metal contamination of sediments in stormwater management systems: The effect of land use, particle size, and age". *Environmental Geology*, 41 (3-4), 341-351. DOI: [10.1007/s002540100392](https://doi.org/10.1007/s002540100392)
- MA, J. AND SINGHIRUNNUSORN, W. (2012). "Distribution and Health Risk Assessment of heavy metals in surface dusts of Maha Sarakham municipality". *Procedia-Social and Behavioral Sciences*, 50, 280-293. DOI: [10.1016/j.sbspro.2012.08.034](https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2012.08.034)
- MANGANI, G., BERLONI, A., BELLUCCI, F., TATÀNO, F. AND MAIONE, M. (2005). "Evaluation of the pollutant content in road runoff first flush waters". *Water, Air, and Soil Pollution*, 160 (1-4), 213-228. DOI: [10.1007/s11270-005-2887-9](https://doi.org/10.1007/s11270-005-2887-9)
- MURAKAMI, M., NAKAJIMA, F. AND FURUMAI, H. (2008). "The sorption of heavy metal species by sediments in soakaways receiving urban road runoff". *Chemosphere*, 70 (11), 2099-2109. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2007.08.073](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.08.073)

- NIE, F.H., LI, T., YAO, H.F., FENG, M. AND ZHANG, G.K. (2008). "Characterization of suspended solids and particle-bound heavy metals in a first flush of highway runoff". *Journal of Zhejiang University: Science A*, 9 (11), 1567-1575. DOI: [10.1631/jzus.A0820271](https://doi.org/10.1631/jzus.A0820271)
- PAGOTTO, C., LEGRET, M. AND LE CLOIREC, P. (2000). "Comparison of the hydraulic behaviour and the quality of highway runoff water according to the type of pavement". *Water Research*, 34 (18), 4446-4454. DOI: [10.1016/S0043-1354\(00\)00221-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00221-9)
- PÉREZ, G., LÓPEZ-MESAS, M. AND VALIENTE, M. (2008). "Assessment of heavy metals remobilization by fractionation: Comparison of leaching tests applied to roadside sediments". *Environmental Science and Technology*, 42 (7), 2309-2315. DOI: [10.1021/es0712975](https://doi.org/10.1021/es0712975)
- PRECIADO, H.F. AND LI, L.Y. (2006). "Evaluation of metal loadings and bioavailability in air, water and soil along two highways of British Columbia, Canada". *Water, Air, and Soil Pollution*, 172 (1-4), 81-108. DOI: [10.1007/s11270-005-9063-0](https://doi.org/10.1007/s11270-005-9063-0)
- RIJKENBERG, M.J.A. AND DEPREE, C.V. (2010). "Heavy metal stabilization in contaminated road-derived sediments". *Science of the Total Environment*, 408 (5), 1212-1220. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2009.11.053](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.11.053)
- SANSALONE, J.J. AND BUCHBERGER, S.G. (1997^a). "Partitioning and first flush of metals in urban roadway storm water". *Journal of Environmental Engineering*, 123 (2), 134-143. DOI: [10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1997\)123:2\(134\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1997)123:2(134))
- SARTOR, J.D., BOYD, G.B. AND AGARDY, F.J. (1974). "Water pollution aspects of street surface contaminants". *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 46 (3), 458-467. [Google Scholar](#)
- STAGGE, J.H., DAVIS, A.P., JAMIL, E. AND KIM, H. (2012). "Performance of grass swales for improving water quality from highway runoff". *Water Research*, 46 (20), 6731-6742. DOI: [10.1016/j.watres.2012.02.037](https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.02.037)
- STONE, M. AND MARSALEK, J. (1996). "Trace metal composition and speciation in street sediment: Sault Ste. Marie, Canada". *Water, Air, and Soil Pollution*, 87 (1-4), 149-169. DOI: [10.1007/BF00696834](https://doi.org/10.1007/BF00696834)
- TROMP, K., LIMA, A.T., BARENDREGT, A. AND VERHOEVEN, J.T.A. (2012). "Retention of heavy metals and poly-aromatic hydrocarbons from road water in a constructed wetland and the effect of de-icing". *Journal of Hazardous Materials*, 203-204, 290-298. DOI: [10.1016/j.jhazmat.2011.12.024](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.12.024)
- TUCCILLO, M.E. (2006). "Size fractionation of metals in runoff from residential and highway storm sewers". *Science of the Total Environment*, 355 (1-3), 288-300. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2005.03.003](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.03.003)
- VAZE, J. AND CHIEW, F.H.S. (2002). "Experimental study of pollutant accumulation on an urban road Surface". *Urban Water Journal*, 4 (4), 379-389. DOI: [10.1016/S1462-0758\(02\)00027-4](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(02)00027-4)
- VIKLANDER, M. (1998). "Particle size distribution and metal content in street sediments". *Journal of Environmental Engineering*, 124 (8), 761-766. DOI: [10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1998\)124:8\(761\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1998)124:8(761))
- WEI, B. AND YANG, L. (2010). "A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China". *Microchemical Journal*, 94 (2), 99-107. DOI: [10.1016/j.microc.2009.09.014](https://doi.org/10.1016/j.microc.2009.09.014)
- WESTERLUND, C. AND VIKLANDER, M. (2006). "Particles and associated metals in road runoff during snowmelt and rainfall". *Science of the Total Environment*, 362 (1-3), 143-156. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2005.06.031](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.06.031)
- WU, J.S., ALLAN, C.J., SAUNDERS, W.L. AND EVETT, J.B. (1998). "Characterization and pollutant loading estimation for highway runoff". *Journal of Environmental Engineering*, 124 (7), 584-592. DOI: [10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1998\)124:7\(584\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1998)124:7(584))
- YUEN, J.Q., OLIN, P.H., LIM, H.S., BENNER, S.G., SUTHERLAND, R.A. AND ZIEGLER, A.D. (2012). "Accumulation of potentially toxic elements in road deposited sediments in residential and light industrial neighborhoods of Singapore". *Journal of Environmental Management*, 101, 151-163. DOI: [10.1016/j.jenvman.2011.11.017](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.11.017)

- ZAFRA, C.A., TEMPRANO, J. AND TEJERO, I. (2008). "Particle size distribution of accumulated sediments on an urban road in rainy weather". *Environmental Technology*, 29 (5), 571-582. DOI: [10.1080/09593330801983532](https://doi.org/10.1080/09593330801983532)
- ZAFRA, C.A., TEMPRANO, J. AND TEJERO, I. (2011). "Distribution of the concentration of heavy metals associated with the sediment particles accumulated on road surfaces". *Environmental Technology*, 32 (9), 997-1008. DOI: [10.1080/09593330.2010.523436](https://doi.org/10.1080/09593330.2010.523436)
- ZANDERS, J.M. (2005). "Road sediment: Characterization and implications for the performance of vegetated strips for treating road run-off". *Science of the Total Environment*, 339 (1-3), 41-47. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2004.07.023](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.07.023)
- ZHANG, M. AND WANG, H. (2009). "Concentrations and chemical forms of potentially toxic metals in road-deposited sediments from different zones of Hangzhou, China". *Journal of Environmental Sciences*, 21 (5), 625-631. DOI: [10.1016/S1001-0742\(08\)62317-7](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62317-7)
- ZHAO, H., LI, X., WANG, X. AND TIAN, D. (2010). "Grain size distribution of road-deposited sediment and its contribution to heavy metal pollution in urban runoff in Beijing, China". *Journal of Hazardous Materials*, 183 (1-3), 203-210. DOI: [10.1016/j.jhazmat.2010.07.012](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.07.012)
- ZHU, W., BIAN, B. AND LI, L. (2008). "Heavy metal contamination of road-deposited sediments in a medium size city of China". *Environmental Monitoring and Assessment*, 147 (1-3), 171-181. DOI: [10.1007/s10661-007-0108-2](https://doi.org/10.1007/s10661-007-0108-2)



C1.3

Evaluación temporal de la concentración de metales pesados asociada con el sedimento depositado sobre superficies viales de la ciudad de Bogotá D.C. (Colombia)

Carlos Alfonso Zafra Mejía
María del Pilar Romero Barreiro
Rubén Pinilla Castañeda

RESUMEN

Los metales pesados asociados con el sedimento vial pueden deteriorar la calidad del aire, suelo y vegetación del entorno cuando son suspendidos por el viento y la turbulencia inducida por el tráfico. Adicionalmente, pueden afectar la calidad del agua de los sistemas fluviales cuando son transportados por la escorrentía. El objetivo de este artículo es presentar una evaluación temporal diaria (08/05/2010-08/05/2011) de la concentración de metales pesados (Pb-Cu) asociada con el sedimento vial de las localidades de Fontibón y Barrios Unidos (Bogotá D.C.-Colombia). Para la recolección del sedimento se utilizó una escobilla de fibras plásticas y un recogedor de mano. La concentración metálica se determinó por medio de espectrometría de absorción atómica con llama; previamente las muestras fueron digeridas en una mezcla de ácido clorhídrico y nítrico (3:1-agua regia). Los resultados muestran con respecto a la fracción más fina del sedimento vial ($<63 \mu\text{m}$) y más cercana a la potencialmente inhalable ($\leq 10 \mu\text{m}$), que las concentraciones tienden a aumentar en tiempo seco (Pb: 34%; Cu: 40%). Las concentraciones de Pb y Cu durante este período son 1,59 y 5,30 veces superiores al valor límite más bajo fijado por las normatividades de referencia: Cataluña-España y Canadá, respectivamente. Finalmente, los hallazgos serán de utilidad para las instituciones públicas y privadas encargadas de la gestión de la contaminación metálica urbana, para diseñar y evaluar las prácticas de control en superficies viales. Adicionalmente, son un punto de referencia a nivel latinoamericano para la publicación de legislación asociada con este tipo de contaminación (residuo peligroso).

Palabras Clave: contaminación urbana, metales pesados, sedimento vial.

1. INTRODUCCIÓN

La contaminación urbana por actividades industriales y el tráfico vehicular se ha incrementado con la rápida urbanización y el acelerado desarrollo económico (Li et al., 2013). En este sentido, la ciudad de Bogotá D.C. (Colombia) fue reportada por la Organización Panamericana de la Salud como el tercer centro urbano de mayor contaminación atmosférica en América Latina (OPS, 2005). Al respecto, Giraldo (2005) reportó que en la ciudad las fuentes móviles aportaron el 65% de los principales contaminantes atmosféricos, frente al 35% proveniente de las fuentes industriales (i.e., fijas). De esta manera, el incremento local de las investigaciones sobre los corredores viales está asociado con el interés de evaluar las emisiones contaminantes provenientes de las fuentes móviles (p.ej., de metales pesados).

A nivel mundial se ha reportado la preocupación por la contaminación urbana con metales pesados debido a su continua emisión (Meza et al., 2007), a los largos períodos de residencia en el ambiente, al transporte dentro de las masas de aire, a su eventual deposición en superficie (Tasdemir y Kural, 2005), y a que los elementos metálicos fueron significativamente móviles y potencialmente biodisponibles (González et al., 2009). Es por esto, que en algunas investigaciones se han utilizado a los sedimentos viales como indicadores de la presencia de metales pesados en la superficie de los ambientes urbanos (p.ej., Apeageyi et al., 2011; Yuen et al., 2012). Además, los sedimentos viales representaron la acumulación más reciente de los contaminantes en una zona determinada (Melaku et al., 2008).

Las superficies viales representaron sólo una pequeña parte del paisaje urbano, sin embargo, su elevado grado de impermeabilidad favoreció su contribución con significativas cargas de metales pesados durante los eventos de precipitación y, por lo tanto, de escorrentía superficial (Wicke et al., 2012; Zhao y Li, 2013). Adicionalmente, los sedimentos viales acumulados en tiempo seco afectaron la calidad del aire, el suelo y la vegetación del entorno cuando fueron suspendidos por el viento y la turbulencia inducida por el tráfico (Legret y Pagotto, 2006; Amato et al., 2013). De esta manera, los metales pesados asociados con el sedimento vial requieren de especial atención debido a sus efectos tóxicos sobre la salud de los usuarios y residentes de áreas cercanas a los corredores viales (Apeageyi et al., 2011; Li et al., 2013). A partir de lo anterior, el estudio de la contaminación metálica asociada con el sedimento vial es de interés creciente debido a su significancia sobre la salud pública, a la limpieza gradual de las fuentes puntuales de polución, y a la cantidad de metales pesados descargados en los sistemas acuáticos, el suelo y la atmósfera de áreas aledañas a las superficies viales urbanas.

El aporte de metales pesados por parte de los vehículos sobre las superficies viales se debió a fugas de combustible y lubricante, óxido y herrumbre de carrocerías, desgaste de las llantas y frenos, y a gases de combustión (Mangani et al., 2005; Turer, 2005). Los metales pesados predominantes en el sedimento vial fueron Zn, Pb y Cu (Gnecco et al., 2005); sin embargo, se pudo encontrar Ni, Hg, Cr y Cd (Zafra et al., 2011). Por otra parte, Ellis y Revitt (1982), y Bian y Zhu (2009) reportaron que la deposición de metales pesados sobre las superficies viales fue proporcional a la densidad de tráfico. Al respecto,

Bannerman et al. (1993), Drapper et al. (2000), y Apeageyi et al. (2011) demostraron que las concentraciones de Zn, Pb y Cu se relacionaron con la densidad de tráfico. Sin embargo, Barrett et al. (1995) sugirieron que la densidad de tráfico era importante únicamente a escala local; a gran escala las variaciones en la concentración metálica fueron atribuibles a otros factores (p.ej. a fuentes industriales).

Con respecto a la variación temporal, Li et al. (2007) reportaron que el período seco previo a un evento de precipitación era el factor hidrológico más importante en la determinación de la carga de sólidos acumulada sobre las superficies viales. En este sentido, Tian et al. (2009) reportaron que la carga de sedimento aumentó en tiempo seco con una tendencia de tipo lineal para la fracción de tamaño más pequeña del sedimento vial (i.e., menor a 125 μm). Además, Vaze y Chiew (2002) concluyeron que la acumulación de sólidos viales ocurre rápidamente después de un evento de precipitación; sin embargo, tiende a disminuir después de varios días de tiempo seco debido a la redistribución superficial de los sólidos acumulados (p.ej. por el viento). Al respecto, algunos investigadores (Vaze y Chiew, 2002; Wicke et al., 2012) han sugerido que la carga de sólidos acumulada en tiempo seco sobre las superficies viales tendió a un valor máximo o de equilibrio. De esta manera, se reportó que los metales pesados asociados con el sedimento vial presentaron en tiempo seco una tendencia similar (Ball et al., 1998; Wicke et al., 2012).

El objetivo de este artículo es presentar una evaluación temporal (diaria) de la concentración de metales pesados asociada con el sedimento depositado sobre las superficies viales de las localidades de Fontibón y Barrios Unidos de la ciudad de Bogotá D.C. (Colombia). Los metales pesados a valorar son: Pb y Cu. Además, se pretende estudiar la relación entre el contenido metálico en el sedimento vial y las variables climatológicas de precipitación y velocidad del viento. Finalmente, se realizará una evaluación de las concentraciones detectadas con respecto a la normatividad seleccionada como de referencia.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Descripción de los lugares de investigación

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

La superficie vial de investigación de la Zona 1 se localizó en el centro urbano de la localidad de Fontibón, sobre la Carrera 96G entre las Calles 17 y 19. La cuenca vial tiene una elevación media de 2.548 m.s.n.m. y una pendiente media de 1,4% (impermeabilización

del 95%). La superficie vial tiene dos sentidos, cada uno con un carril para el tráfico (Tabla 1). La calzada está separada del andén o acera por un bordillo en concreto (Figura 1a). El sistema de drenaje vial está constituido por sumideros laterales localizados al final de la vía (i.e., en la boca-calle); sin embargo, la vía no posee una cuneta para la recolección y conducción del agua de escorrentía hacia los sumideros. La vía da acceso en orden de importancia según el uso del suelo a áreas industriales, comerciales y residenciales (Figura 1a). En este sentido, la actividad industrial predominante en la zona de estudio corresponde a la dedicada al mantenimiento y reparación automotriz, en algunas ocasiones sobre la misma superficie vial de investigación (sin autorización).

El segundo lugar de investigación (Zona 2) se localizó sobre una superficie vial de la localidad de Barrios Unidos en la ciudad de Bogotá D.C., en el centro de Colombia: 4°39'36" N, 74°04'42" O. El lugar de investigación se caracterizó por presentar durante el período de muestreo una temperatura promedio de 14,5 °C, y una precipitación anual de 1.811 mm. La velocidad promedio diaria del viento durante el período de muestreo fue de 5,6 km/h, con magnitudes diarias de hasta 19,0 km/h. Los datos climatológicos fueron obtenidos de una estación (RMCAB) localizada a 650 metros de la superficie vial de investigación.

La superficie vial de investigación de la Zona 2 se localizó en el centro urbano de la localidad de Barrios Unidos, sobre la Calle 64A entre las Avenidas Ciudad de Quito y carrera 50. La cuenca vial tiene una elevación media de 2.553 m.s.n.m. y una pendiente media de 1,2% (impermeabilización del 90%). La superficie vial tiene un sentido (Tabla 1) y está separada del andén por un bordillo en concreto (Figura 1b). El sistema de drenaje vial está constituido por sumideros laterales localizados al final de la vía (i.e., en la boca-calle); sin embargo, la vía no posee una cuneta para la recolección y conducción del agua de escorrentía hacia los sumideros. La vía da acceso en orden de importancia según el uso del suelo a áreas residenciales (con actividades de construcción) y comerciales (Figura 1b).



1a



1b

Figura 1.- Superficies viales de investigación. a) Fontibón-Zona 1, y b) Barrios Unidos-Zona 2 5.

Tabla 1.- Características de las superficies viales en estudio.

Característica	Zona 1 Fontibón	Zona 2 Barrios Unidos
Densidad poblacional (habitantes/ha)	Alta (600)	Alta (600)
Líneas de tráfico/parqueo	1 ^a /ninguna	1 ^b /ninguna
Longitud vial (m)	100	95
Pendiente longitudinal/transversal (%)	0,7/4	2,2/4
Tipo/textura del pavimento	Asfalto/rugoso	Asfalto/rugoso
Tráfico promedio diario (Vehículos/día)	650	1.600
Velocidad promedio (km/h)	10-30	10-30
Composición del tráfico Zona 1/Zona 2 (%)	Carros: 93/81; camiones ligeros: 5/16; camiones sin remolque: 1/1; camiones con remolque: 0/0; buses: 1/2	

a: uso frecuente como línea de aparcamiento y de mantenimiento automotriz

b: uso frecuente como línea de aparcamiento

2.2. Sistema de muestreo

Las muestras de las superficies viales se tomaron en tiempo seco, a un costado del bordillo (i.e. a 0,50 m), a la misma hora y durante un período de un año (08/05/2010-08/05/2011). La frecuencia promedio de muestreo fue de 10 días, no obstante, se presentaron ligeras variaciones debido a la ocurrencia de eventos de precipitación que impidieron la recolección del sedimento vial en seco. La superficie de muestreo tuvo un área de 0,49 m² (0,70 m X 0,70 m); las dimensiones del área de recolección se garantizaron colocando sobre la superficie un marco de madera de idénticas dimensiones que las del área de muestreo. Adicionalmente, se controló el lugar de muestreo para evitar repetir y estar cerca de anteriores puntos de recolección del sedimento vial.

Para la recolección del sedimento vial se utilizó una escobilla de fibras plásticas y un recogedor de mano. La superficie de muestreo fue barrida ligeramente para evitar el desprendimiento de partículas pertenecientes al pavimento e intentando aplicar el mismo esfuerzo sobre la escobilla durante todo el período de investigación. La cantidad total de muestras recolectadas sobre las calzadas fue de 72; 36 muestras por cada zona.

2.3. Análisis de laboratorio

La distribución por tamaños de las partículas del sedimento vial se determinó usando el método ISO-11277 (2000). El rango de la serie de tamices utilizado para el análisis granulométrico y metálico del sedimento estuvo comprendido entre 63 µm-2.800 µm. Por otro lado, el análisis temporal de la concentración de metales pesados del sedimento vial se realizó para la fracción de tamaño inferior a 250 µm. Lo anterior, debido a que las investigaciones han reportado que esta fracción tendió a registrar las mayores concentraciones metálicas; los investigadores atribuyeron este comportamiento a una mayor superficie específica y, por lo tanto, a una mayor capacidad de adsorción (Ellis y Revitt, 1982; Deletic y Orr, 2005; Bian y Zhu, 2009; Zafra et al., 2011; Yuen et al., 2012).

Finalmente, la concentración de los metales pesados asociados con el sedimento vial se determinó por medio de espectrometría de absorción atómica con llama (ISO-11047, 2000). Las muestras de sedimento fueron previamente digeridas en una mezcla de ácido clorhídrico y ácido nítrico (3:1; agua regia), método ISO-11466 (2000). Los metales pesados analizados fueron los siguientes: Pb y Cu.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Evaluación climática

A continuación, se presenta una evaluación temporal de las variables climatológicas reportadas por las investigaciones como factores dominantes de los procesos de acumulación y remoción de los metales pesados asociados con el sedimento vial: (I) precipitación, y (II) velocidad del viento (p.ej., Ball et al., 1998; Vaze y Chiew, 2002; Li et al., 2007; Zafra et al., 2008; Tian et al., 2009; Wicke et al., 2012; Amato et al., 2013).

Los registros de precipitación obtenidos durante el período de investigación (08/05/2010-08/05/2011) permitieron evidenciar la existencia de dos épocas de aumento de las lluvias: (I) desde inicios del mes de marzo hasta el inicio de julio, y (II) desde mediados de octubre hasta finales de diciembre; lo anterior, coincidiendo con el comportamiento reportado por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia para el fenómeno climático de "La Niña" (IHMEA, 2012). Por otro lado, los registros mostraron que los meses con predominio de tiempo seco fueron los siguientes: enero, febrero, agosto y septiembre (Figura 2). De esta manera, los resultados sugirieron la existencia de dos épocas para el análisis temporal de las concentraciones metálicas asociadas con el sedimento vial: (I) tiempo de aumento, y (II) tiempo de disminución de la precipitación (Figura 2).

A partir de lo anterior, se observó que durante la caracterización realizada en la Zona 1 (Fontibón) se identificaron dos períodos donde la precipitación tendió a disminuir: (I) entre 18/07-17/10/2010 y (II) entre 10/01-01/03/2011 (Figura 2). Por otro lado, la precipitación total durante el período de muestreo fue un 57,7% mayor con respecto de la precipitación promedio anual para la zona de estudio (537 mm/año). De esta manera, el tiempo seco durante el período de estudio fue escaso, es decir, de 365 días de muestreo llovió en 222 días.

Por otro lado, se observó para la Zona 2 (Barrios Unidos) un comportamiento temporal similar. Es decir, se observó que durante la caracterización realizada en la Zona 2 se identificaron los mismos períodos de disminución de la precipitación. En esta Zona, la precipitación total durante el período de muestreo fue un 150,8% mayor con respecto de la precipitación promedio anual (722 mm/año). De esta manera, el tiempo seco durante el período de estudio fue escaso, es decir, de 365 días de muestreo llovió en 273 días.

Finalmente, se presentaron diferencias en la velocidad del viento entre las zonas de investigación. Al respecto, los resultados mostraron que la velocidad promedio diaria en la Zona 1 fue 1,8 veces superior a la registrada en la Zona 2. Además, se registraron magnitudes promedio diarias de hasta 14,6 y 19 km/h, y horarias de hasta 33,5 y 19,8 km/h en las Zonas 1 y 2, respectivamente.

3.2. Evaluación del sedimento vial

3.2.1 Carga de sedimento vial

La caracterización se enfocó en la determinación y análisis de la cantidad o carga de sedimento acumulado sobre las superficies viales (g/m^2) a partir de la variación temporal de la precipitación en las áreas de investigación. Por lo tanto, se asumió que la época de disminución de la precipitación estuvo dominada principalmente por el fenómeno de acumulación de la carga vial, y que la época de aumento de la precipitación estuvo dominada por el fenómeno de remoción de la carga vial; este último representado principalmente por el lavado generado por la escorrentía superficial. Adicionalmente, la determinación y análisis de la carga de sedimento vial se realizó para la fracción de tamaño seleccionada como representativa desde el punto de vista de la concentración metálica (i.e., menor a $250 \mu\text{m}$); lo anterior, a partir de lo expuesto en el capítulo de materiales y métodos del presente manuscrito.

La carga promedio de sedimento durante los periodos en los cuales se identificó una disminución en la precipitación fue de $76,2$ y $97,5 \text{ g}/\text{m}^2$ sobre las superficies viales de las Zonas 1 y 2, respectivamente (Figura 2). Por lo tanto, los resultados evidenciaron un aumento de la carga superficial de sedimento en la Zona 2 (Barrios Unidos); lo anterior, probablemente debido al desarrollo de actividades de construcción residencial en cercanías a la superficie vial de investigación. Al respecto, Konno y Nonomura (1981) reportaron que las cargas de sedimento transportadas por la escorrentía pueden incrementarse hasta cien veces debido al desarrollo de actividades de construcción u otras formas de perturbación del suelo en una cuenca urbana.

Adicionalmente, se debe tener en cuenta que en la Zona 1 el efecto de suspensión y transporte inducido por el viento sobre las partículas del sedimento vial probablemente fue más intenso (velocidad promedio diaria: $10,1 \text{ km}/\text{h}$; máxima horaria: $33,5 \text{ km}/\text{h}$); lo anterior, debido a que esta zona registró una velocidad promedio diaria $1,8$ veces superior a la registrada en la Zona 2. Por lo tanto, los resultados sugirieron una mayor reducción en la carga de sedimento vial de la Zona 1 debido a este fenómeno. Al respecto, Barkdoll et al. (1977) y Harrison y Wilson (1985) reportaron que las partículas viales de tamaño menor a $246 \mu\text{m}$ pudieron ser suspendidas por velocidades del viento mayores a $8 \text{ km}/\text{h}$, y Ball et al. (1998) encontraron que velocidades del viento mayores a $21 \text{ km}/\text{h}$ pudieron ser consideradas como eventos de eliminación de la carga de sólidos viales (g/m^2).

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

A partir de los períodos identificados con respecto de la precipitación, se procedió a realizar una estimación preliminar de la pérdida promedio de sedimento sobre las calzadas de las zonas en estudio en época de lluvia. Lo anterior, asumiendo que la diferencia en la carga de sedimento vial entre las épocas de aumento y disminución de la precipitación equivalía a la cantidad de sedimento removido en época de lluvia desde las superficies viales hacia los sistemas de drenaje pluvial. La carga promedio de sedimento durante los períodos en los cuales se identificó un aumento en la precipitación fue de 28,8 y 45,4 g/m² en las Zonas 1 y 2, respectivamente (Figura 2). Por otro lado, la carga de sedimento vial durante los períodos donde existió una disminución en la precipitación fue de 76,2 g/m² (2,65 veces mayor) y 97,5 g/m² (2,15 veces mayor) sobre las superficies viales de las Zonas 1 y 2, respectivamente. Por lo tanto, los resultados sugirieron que en tiempo de lluvia existió una pérdida promedio de sedimento vial del 62,3 y 53,5% en las Zonas 1 y 2, respectivamente. Lo anterior, fue valido para la fracción de tamaño representativa del sedimento vial (i.e., < 250 μm).

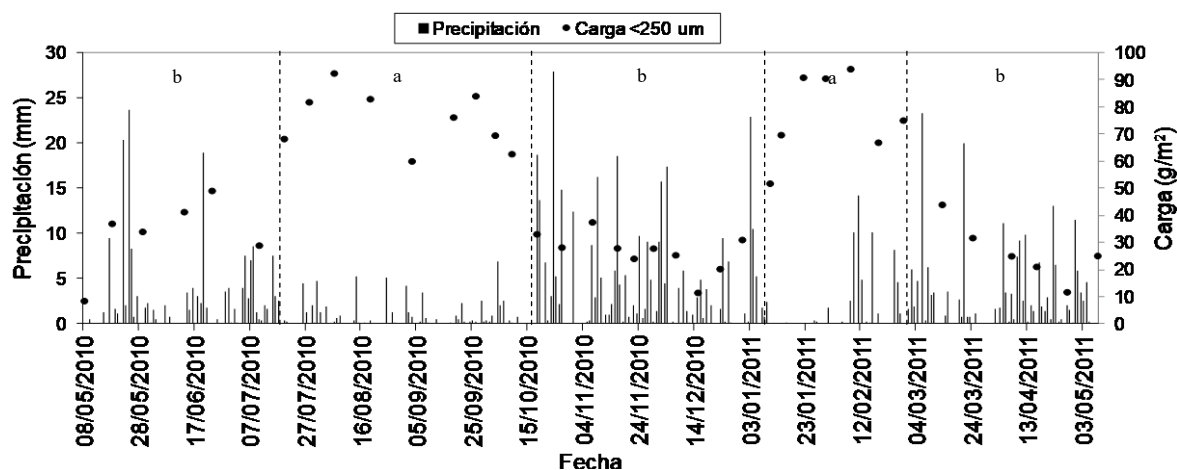


Figura 2.- Variación temporal de la carga de sedimento vial con respecto a la precipitación (Zona 1- Fontibón). a) Disminución y b) aumento de la precipitación.

Finalmente, el efecto de la turbulencia inducida por el tráfico sobre la pérdida o suspensión del sedimento vial (p.ej. Amato et al., 2013) no fue considerado en los anteriores análisis. Sin embargo, en posteriores análisis de la variación de la concentración metálica será de gran interés. Además, es importante mencionar para la presente investigación, que el efecto del barrido mecánico o manual sobre la acumulación y remoción de la carga de sedimento (p.ej. Selbig y Bannerman, 2007) no fue tenido en cuenta debido a que en las vías de estudio no existió esta práctica de control de la contaminación.

3.2.2 Concentración de metales pesados

En las calzadas de investigación la fracción más fina del sedimento vial presentó las mayores concentraciones de Pb y Cu (< 63 μm). Al respecto, se probaron varios modelos de regresión para evaluar la tendencia en el aumento de la concentración metálica a medida que disminuyó la fracción de tamaño del sedimento. Los resultados mostraron que los modelos de tipo exponencial y potencial fueron los que mejores resultados produjeron (R² > 0,83). En este sentido, Ellis y Revitt (1982), Deletic y Orr (2005), Zafra et

al. (2011), y Zhao y Li (2013) encontraron resultados similares. Es importante mencionar para la presente investigación, que esta fracción de tamaño fue la más cercana a la fracción potencialmente respirable desde el punto de vista de la salud pública (i.e., $\leq 10 \mu\text{m}$) y, además, la más susceptible de ser suspendida por altas velocidades del viento o por la turbulencia inducida por el tráfico en las vías de investigación.

La Zona 1 tendió a presentar las mayores concentraciones de Pb y Cu durante la totalidad del período de investigación. En promedio para Pb, el 100% de las concentraciones de la Zona 1 fueron mayores que las determinadas en la Zona 2; lo anterior, con respecto al valor medio de la concentración para cada fracción de tamaño (Tabla 2). Por lo tanto, los resultados mostraron que las concentraciones de Pb en la Zona 1 fueron en promedio 1,64 veces superiores a las registradas en la Zona 2. Por otro lado, las concentraciones de Cu presentaron una tendencia similar, es decir, se registraron mayores concentraciones en la Zona 1: el 100% de las concentraciones fueron mayores con respecto de la Zona 2; en promedio fueron 3,04 veces superiores.

En el presente estudio, los resultados sugirieron que la zona con mayor uso de la calzada como línea de aparcamiento y de mantenimiento automotriz (Zona 1) presentó las mayores concentraciones de Pb y Cu, a pesar de haber registrado la menor densidad promedio de tráfico (i.e., Zona 1: 650; Zona 2: 1600 vehículos/día). La anterior tendencia probablemente se debió a una mayor acumulación de grasa, aceite lubricante y de motor sobre la superficie de muestreo por las labores de mantenimiento y reparación automotriz en la Zona 1; y al mayor uso del sistema de frenado, desgaste de las llantas y del pavimento asfáltico por las operaciones de aparcamiento. Al respecto, Shaheen (1975) reportó elevadas concentraciones de Pb y Cu en materiales como el revestimiento para los frenos (Pb: 1050 mg/kg; Cu: 30600 mg/kg) y el caucho desprendido por el desgaste de las llantas (Pb: 1110 mg/kg; Cu: 247 mg/kg).

Tabla 2.- Concentración de metales pesados con un 95% de intervalo de confianza.

		Fracción de tamaño (μm)						
		<63	63-125	125-250	250-500	500-1.000	1.000-2.000	2.000-2.800
Época seca ^a								
Pb ^b	1c	107±20	90±18	71±12	69±14	66±11	49±10	36±7
	2	84±13	45±11	44±9	29±8	24±6	23±6	11±5
Cu	1	520±89	350±62	169±26	96±16	92±13	47±9	31±6
	2	148±17	97±15	80±14	45±10	19±7	14±4	12±4
Época de lluvia								
Pb	1	64±13	42±10	37±11	30±9	23±9	17±7	13±5
	2	83±16	58±12	43±8	33±7	20±5	16±5	6±2
Cu	1	309±47	191±28	135±19	105±15	28±9	20±7	11±4
	2	132±22	58±13	50±11	20±6	11±5	8±3	7±2
Totalidad del período de muestreo								
Pb	1	86±17	66±13	54±11	49±11	45±9	33±7	24±6
	2	84±15	52±12	44±9	31±8	22±6	20±6	9±4
Cu	1	415±56	271±37	152±22	101±13	60±10	34±8	21±6
	2	140±20	78±14	65±13	33±8	15±6	11±4	9±3

a: época de disminución de la precipitación; b: metal pesado; c: zona de estudio

A partir de lo anterior, se realizó un análisis de correlación entre las concentraciones de Pb y Cu asociadas con la fracción de tamaño representativa del sedimento vial ($< 250 \mu\text{m}$) para evaluar su afinidad en el origen. Los resultados mostraron para las Zonas 1 y

2 unos coeficientes de correlación lineal de 0,58 y 0,68, respectivamente. Por lo tanto, los resultados sugirieron la probable existencia de una fuente común o dominante para los metales pesados acumulados sobre las superficies viales en estudio (i.e., probablemente el tráfico).

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

Sustentando lo anterior, algunas investigaciones han reportado que la magnitud y duración del lavado por escorrentía de los contaminantes acumulados sobre las superficies viales aumentó con la intensidad de la precipitación (p.ej. Lee et al., 2002; Zhao y Li, 2013). Además, el lavado vial por escorrentía de la carga contaminante tendió a aumentar cuando el período seco previo fue prolongado (Zhu et al., 2008; Helmreich et al., 2010). Como era de esperar, los resultados sugirieron que la frecuencia de los eventos de precipitación probablemente influyó en la disminución de la concentración metálica asociada con el sedimento vial.

Finalmente, las concentraciones metálicas asociadas con la fracción más fina del sedimento vial ($< 63 \mu\text{m}$) presentaron una tendencia similar a la anteriormente mencionada. Por ejemplo, los resultados mostraron que las concentraciones de Pb en las Zonas 1 y 2 durante la época de disminución de la precipitación fueron en promedio 1,67 y 1,01 veces superiores con respecto de la época de aumento de la precipitación, respectivamente (ver Tabla 3). Igualmente, evidenciaron que durante esta época las concentraciones de Cu fueron en promedio 1,68 y 1,12 veces superiores. Nuevamente es importante mencionar para la presente investigación, que esta fracción de tamaño fue la más cercana a la fracción potencialmente respirable desde el punto de vista de la salud pública (i.e., $\leq 10 \mu\text{m}$) y, además, la más susceptible de ser suspendida por altas velocidades del viento o por la turbulencia inducida por el tráfico en las vías de investigación. Lo anterior, probablemente afectando la calidad del aire, el suelo y la vegetación del entorno y, por lo tanto, la salud de los usuarios y residentes de las áreas cercanas a los corredores viales en evaluación.

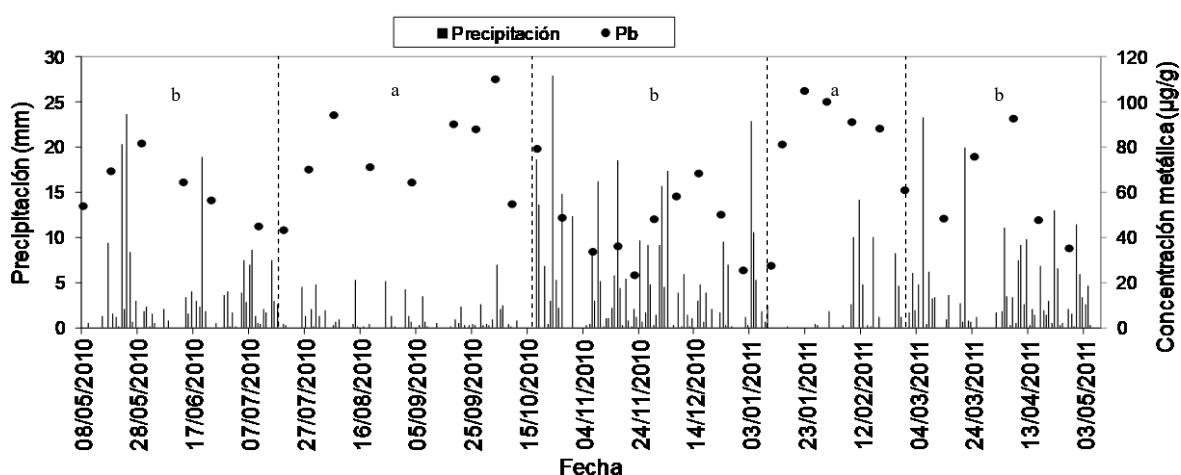


Figura 3.- Variación de la concentración de Pb en el sedimento vial a partir de los períodos climáticos identificados (Zona 1-Fontibón): a) Disminución, y b) aumento de la precipitación.

3.2.3 Evaluación legislativa

La concentración de los elementos metálicos asociados con el sedimento vial de las Zonas 1 y 2 fue comparada con la legislación establecida para la protección de la salud humana según el uso del suelo (i.e. urbano) de las siguientes administraciones: (I) Comunidad Autónoma de Cataluña (España) (GENCAT, 2006), (II) Comunidad Autónoma del País Vasco (España) (EUSKO-LEGE BILTZARRA, 2005), y (III) Canadá (CCME, 1997) (Tabla 3). Como se pudo observar para la fracción representativa del sedimento vial ($< 250 \mu\text{m}$), la concentración promedio de Pb de la Zona 1 durante la época de disminución de la precipitación superó los límites establecidos por la legislación utilizada como de referencia; específicamente la de Cataluña (60 mg/kg). Además, la Zona 2 podría superar los límites a partir de los intervalos de confianza obtenidos para las concentraciones de Pb. Con respecto a las concentraciones de Cu durante la época de disminución de la precipitación, los resultados mostraron que en las Zonas 1 y 2 se superó el límite establecido por la administración de Canadá (63 mg/kg).

Como es sabido, durante la época de aumento de la precipitación las concentraciones metálicas tendieron a disminuir. Los resultados mostraron con respecto de la fracción de tamaño representativa del sedimento vial ($< 250 \mu\text{m}$), que las concentraciones promedio de Pb en las Zonas 1 y 2 no superaron los límites establecidos por la legislación utilizada como de referencia (Tabla 3). No obstante, al tener en cuenta los intervalos de confianza calculados, las concentraciones de Pb en la Zona 1 podrían igualar o superar ligeramente los límites establecidos por la administración de Cataluña (60 mg/kg).

Finalmente, con respecto a la fracción de tamaño más fina del sedimento vial ($< 63 \mu\text{m}$), los resultados mostraron que independientemente de la época (aumento y disminución de precipitación), las concentraciones promedio de Pb y Cu en las Zonas 1 y 2 superaron los límites más bajos de la legislación utilizada como de referencia.

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

Metal	Concentración (mg/kg de materia seca)		Cataluña, España ^a	País Vasco, España ^b	Canadá ^c
	Zona 1	Zona 2			
Época de disminución de la precipitación					
	< 250 µm	< 250 µm			
Pb	78±7	58±4	60	150	140
Cu	280±53	118±11	301	-	63
	< 63 µm	< 63 µm			
Pb	107±20	84±13	60	150	140
Cu	520±89	148±17	310	-	63
Época de aumento de la precipitación					
	< 250 µm	< 250 µm			
Pb	57±7	37±4	60	150	140
Cu	227±53	74±11	310	-	63
	< 63 µm	< 63 µm			
Pb	64±13	89±16	60	150	140
Cu	309±47	132±22	301	-	63

^a: Niveles de referencia para la protección de la salud humana (suelo urbano) (GENCAT, 2006)

^b: Valores indicativos de evaluación para la protección de la salud humana (suelo urbano) (EUSKO-LEGE BILTZARRA, 2005)

^c: Valores para la protección de la salud humana (suelo residencial y zonas verdes) (CCME, 1997).

4. CONCLUSIONES

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

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

Finalmente, las anteriores consideraciones podrán ser de utilidad para las instituciones públicas y privadas encargadas de la gestión de la contaminación metálica en superficie,

para diseñar y evaluar las prácticas de control de la contaminación presente sobre las superficies viales; como por ejemplo, el establecimiento de la frecuencia de barrido vial en las épocas de disminución y aumento de la precipitación. Además, se constituyen en un punto de referencia a nivel colombiano para la discusión y publicación de legislación ambiental asociada con la protección de la salud humana en suelo urbano frente a este tipo de contaminación.

REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA

- AMATO, F.; SCHAAP, M.; DENIER VAN DER GON, H. A. C.; PANDOLFI, M.; ALASTUEY, A.; KEUKEN, M.; QUEROL, X. "Short-term variability of mineral dust, metals and carbon emission from road dust resuspension". *Atmospheric Environment*. 2013, vol. 74, núm. 8, pp. 134-40. DOI: [10.1016/j.atmosenv.2013.03.037](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.03.037)
- APEAGYEI, E.; BANK, M. S.; SPENGLER, J. D. "Distribution of heavy metals in road dust along an urban-rural gradient in Massachusetts". *Atmospheric Environment*. 2011, vol. 45, núm. 13, pp. 2310-23. DOI: [10.1016/j.atmosenv.2010.11.015](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.11.015)
- BALL, J. E.; JENKS, R.; AUBOURG, D. "An assessment of the availability of pollutant constituents on road surfaces". *Science of the Total Environment*. 199, vol. 209, núms. 2-3, pp. 243-54. DOI: [10.1016/S0048-9697\(98\)80115-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)80115-0)
- BANNERMAN, R. T.; OWENS, D. W.; DODDS, R. B.; HORNEWER, N. J. "Sources of pollutants in Wisconsin stormwater". *Water Science and Technology*. 1993, vol. 28, núms. 3-5, pp. 241-259. DOI: [10.2166/wst.1993.0426](https://doi.org/10.2166/wst.1993.0426)
- BARKDOLL, M. P.; OVERTON, D. E.; BETSON, R.P. "Some effects of dustfall on urban stormwater quality". *Water Pollution Control. Control Fed.* 1977, vol. 49, núm. 9, pp. 1976-84. [Google Scholar](https://scholar.google.com/)
- BARRETT, M.; KEARFOTT, P.; MALINA, J. "Stormwater quality benefits of a porous friction course and its effect on pollutant removal by roadside shoulders". *Water Environment Research*. 2006, vol. 78, núm. 11, pp. 2177-85. DOI: [10.2175/106143005x82217](https://doi.org/10.2175/106143005x82217)
- BIAN, B. y ZHU, W. "Particle size distribution and pollutants in road-deposited sediments in different areas of Zhenjiang, China". *Environmental Geochemistry and Health*. 2009, vol. 31, núm. 4, pp. 511-20. DOI: [10.1007/s10653-008-9203-8](https://doi.org/10.1007/s10653-008-9203-8)
- CCME. "Recommended Canadian soil quality guidelines". 1st ed. Ed. Canadian Council of Ministers of the Environment. Winnipeg, Canada. 1997, pp. 23-141. https://esdat.net/Environmental_Standards.aspx
- DELETIC, A. y ORR, D. "Pollution buildup on road surfaces". *Journal of Environmental Engineering-ASCE*. 2005, vol. 131, núm. 1, pp. 49-59. DOI: [10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2005\)131:1\(49\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2005)131:1(49))
- DRAPPER, D.; TOMLINSON, R.; WILLIAMS, P. "Pollutant concentrations in road runoff: Southeast Queensland case study". *Journal of Environmental Engineering-ASCE*. 2000, vol. 126, núm. 4, pp. 313-19. DOI: [10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2000\)126:4\(313\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2000)126:4(313))
- ELLIS, J.B. AND REVITT, D.M. (1982). "Incidence of heavy metals in street surface sediments: Solubility and grain size studies". *Water, Air, and Soil Pollution*, 17 (1), 87-100. DOI: [10.1007/BF00164094](https://doi.org/10.1007/BF00164094)
- EUSKO-LEGE BILTZARRA. "Ley 1/2005: Prevención de la contaminación del suelo del País Vasco. 1st ed. Ed. Boletín Oficial del País Vasco". Bilbao, España. 2005, pp. 2124-2126. <https://www.euskadi.eus/y22-bopv/es/bopv2/datos/2015/07/1502935a.pdf>
- GENCAT. Generalitat de Catalunya. "Niveles genéricos de referencia (NGR), valores de los NGR para metales y metaloides y protección de la salud humana aplicables a Cataluña". 1st ed. Ed. Agencia de Residuos de Cataluña. Barcelona, España. 2006, pp. 1-2. http://residus.gencat.cat/es/ambits_dactuacio/sols_contaminats/nivells_generics_de_referencia_ngr
- GIRALDO, L. "Estimación del inventario de emisiones de Fuentes móviles para la ciudad de Bogotá e identificación de variables pertinentes". Bogotá D. C., Colombia. 2005, Universidad de los Andes. <http://hdl.handle.net/1992/9147>
- GNECCO, I.; BERRETTA, C.; LANZA, L. G.; LA-BARBERA, P. "Storm water pollution in the urban environment of Genoa, Italy". *Atmospheric Research*. 2005, vol. 77, núms. 1-4, pp. 60-73. DOI: [10.1016/j.atmosres.2004.10.017](https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2004.10.017)

- GONZALEZ, F. E.; TORNERO C. M. A.; ANGELES C. Y.; BONILLA, F. N. "Concentración total y especiación de metales pesados en biosólidos de origen urbano". *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 2009, vol. 25, núm. 1, pp. 15-22. <https://www.revistascca.unam.mx/rica/index.php/rica/article/download/21612/21604>
- HARRISON, R. M. y WILSON, S. J. "The chemical composition of highway drainage waters. II. Chemical associations of metals in the suspended sediment". *Science of the Total Environment*. 1985, vol. 43, núm. 1-2, pp. 79-87. DOI: [10.1016/0048-9697\(85\)90032-4](https://doi.org/10.1016/0048-9697(85)90032-4)
- HELMREICH, B.; HILLIGES, R.; SCHRIEWER, A.; HORN, H. "Runoff pollutants of a highly trafficked urban road – Correlation analysis and seasonal influences". *Chemosphere*. 2010, vol. 80, núm. 1, pp. 991-7. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2010.05.037](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.05.037)
- IDEAM. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2012). "Características climatológicas de ciudades principales y municipios turísticos de Colombia". Recuperado el 23 de febrero de 2012, de: <http://institucional.ideam.gov.co/descargas?com=institucional&name=pubFile7982&downloadname=1Sitios%20turisticos2.pdf>
- ISO. "Standards Handbook". 1st ed. Ed. International Organization for Standardization. Geneva, Switzerland. 2000. pp. 1-112.
- KONNO, H. y NONOMURA, S. "Sediment discharge on land grading areas in Kohoku, Japan, Urban stormwater quality, management, and planning". *Proceeding of the Second International Conference on Urban Storm Drainage*, Water Resources Publications, B.C. Yen, eds., Colorado, USA. 1981, pp. 209-217.
- LEE, J. H.; BANG, K. W.; KETCHUM, L. H.; CHOE, J. S.; YU, M. J. "First flush analysis of urban storm runoff". *Science of the Total Environment*. 2002, vol. 293, núms. 1-3, pp. 163-75. DOI: [10.1016/S0048-9697\(02\)00006-2](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00006-2)
- LEGRTE, M. y PAGOTTO, C. "Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway". *Science of the Total Environment*. 1999, vol. 235, núms. 1-3, pp. 143-50. DOI: [10.1016/S0048-9697\(99\)00207-7](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00207-7)
- Li LQ, Yin CQ, Kong LL, He QC. "Effect of antecedent dry weather period on urban storm runoff pollution load". *Chinese Journal of Environmental Science*. 2007, vol. 28, núm. 10, pp. 2287-93.
- 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". *Science of the Total Environment*. 2013, vol. 456, núm. 7, pp. 456-457, pp. 212-21. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2013.03.094](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.03.094)
- MANGANI, G.; BERLONI, A.; BELLUCCI, F.; TATANO, F.; MAIONE, M. "Evaluation of the pollutant content in road runoff first flush waters". *Water Air and Soil Pollution*. 2005, vol. 160, núms. 1-4, pp. 213-28. DOI: [10.1007/s11270-005-2887-9](https://doi.org/10.1007/s11270-005-2887-9)
- MELAKU, S.; MORRIS, V.; RAGHAVAM, D.; HOSTEN, C. "Seasonal variation of heavy metals in ambient air and precipitation at single site in Washington, D.C." *Environmental Pollution*. 2008, vol. 155, núm. 1, pp. 88-98. DOI: [10.1016/j.envpol.2007.10.038](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.10.038)
- MEZA, D.; DE LA O. M. y DE LA PARRA, M. "Heavy metal distribution in dust from elementary schools in Hermosillo, Sonora, México". *Atmospheric Environment*. 2007, vol. 41, núm. 2, pp. 276-288. DOI: [10.1016/j.atmosenv.2006.08.034](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.08.034)
- OPS. Organización Panamericana de la Salud. "Evaluación de los Efectos de la Contaminación del Aire en la Salud de América Latina y el Caribe". Washington, Estados Unidos: Organización Panamericana de la Salud. 2005.
- SELBIG, W. R. y BANNERMAN, R. T. "Evaluation of street sweeping as a stormwater-quality-management tool in three residential basins in Madison, Wisconsin". U.S.GS, eds., Virginia, USA. 2007. https://pubs.usgs.gov/sir/2007/5156/pdf/SIR_2007-5156.pdf
- SHAHEEN, D. "Contributions of urban roadway usage to water pollution". U.S.EPA, eds., Washington D.C., USA. 1975. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/9100SJ30.PDF?Dockey=9100SJ30.PDF>

- TASDEMIR, Y. y KURAL, C. "Atmospheric dry deposition fluxes of trace elements measured in Bursa, Turkey". *Environmental Pollution*. 2005, vol. 138, núm. 3, pp. 462-472. DOI: [10.1016/j.envpol.2005.04.012](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.04.012)
- TIAN, P.; LI, Y.; YANG, Z. "Effect of rainfall and antecedent dry periods on heavy metal loading of sediments on urban roads". *Frontiers of Earth Science in China*. 2009, vol. 3, núm. 3, pp. 297-302. DOI: [10.1007/s11707-009-0042-4](https://doi.org/10.1007/s11707-009-0042-4)
- TURER, D. "Effect of non-vehicular sources on heavy metal concentrations of roadside soils". *Water Air Soil Poll.* 2005, vol. 166, núms. 1-4, pp. 237-50. DOI: [10.1007/s11270-005-7378-5](https://doi.org/10.1007/s11270-005-7378-5)
- VAZE, J. y CHIEW, H. S. "Experimental study of pollutant accumulation on an urban road Surface". *Urban Water*. 2002, vol. 4, núm. 4, pp. 379-89. DOI: [10.1016/S1462-0758\(02\)00027-4](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(02)00027-4)
- WICKE, D.; COCHRANE, T. A.; O'SULLIVAN, A. "Build-up dynamics of heavy metals deposited on impermeable urban surfaces". *Journal of Environmental Management*. 2012, vol. 113, pp. 347-54. DOI: [10.1016/j.jenvman.2012.09.005](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.09.005)
- YUEN, J. Q.; OLIN, P. H.; LIM, H. S.; BENNER, S. G.; SUTHERLAND, R. A.; ZIEGLER, A. D. "Accumulation of potentially toxic elements in road deposited sediments in residential and light industrial neighborhoods of Singapore". *Journal of Environmental Management*. 2012, vol. 101, núm. 6, pp. 151-63. DOI: [10.1016/j.jenvman.2011.11.017](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.11.017)
- ZAFRA, C. A.; TEMPRANO, J.; TEJERO, I. "Distribution of the concentration of heavy metals associated with the sediment particles accumulated on road Surface". *Environmental Technology*. 2011, vol. 32, núms. 9-10, pp. 997-1008. DOI: [10.1080/09593330.2010.523436](https://doi.org/10.1080/09593330.2010.523436)
- ZAFRA, C. A.; TEMPRANO, J.; TEJERO, I. "Particle size distribution of accumulated sediments on an urban road in rainy weather". *Environmental Technology*. 2008, vol. 29, núm. 5, pp. 571-82. DOI: [10.1080/09593330801983532](https://doi.org/10.1080/09593330801983532)
- ZHAO, H. y LI, X. "Understanding the relationship between heavy metals in road-deposited sediments and washoff particles in urban stormwater using simulated rainfall". *Journal of Hazardous Materials*. 2013, vol. 246, núm. 2, pp. 246-247:267-76. DOI: [10.1016/j.jhazmat.2012.12.035](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.12.035)
- ZHU, W.; BIAN, B.; LI, L. "Heavy metal contamination of road-deposited sediments in a medium size city of China". *Environmental Monitoring and Assessment*. 2008, vol. 147, núms. 1-3, pp. 171-81. DOI: [10.1007/s10661-007-0108-2](https://doi.org/10.1007/s10661-007-0108-2)



C2.1

Estudio de los flujos de contaminación generados en tiempo de lluvia en una cuenca separativa del noroeste de España

Joaquín Suárez López
Héctor Del Río Cambeses
Alfredo Jácome Burgos
Montserrat Martínez Puentes
Anna Llopart-Mascaró Bassols
Rubén Ruiz Arriazu
Pere Malgrat Bregolat
Pablo Ures Rodríguez
Vicente Jiménez Fernández
Jerónimo Puertas Agudo

RESUMEN

La concentración de actividades humanas genera deposición de polvo, suciedad, arenas, materia orgánica, nutrientes, metales pesados, tóxicos y contaminación bacteriológica sobre las superficies de las cuencas. La escorrentía, generada a partir de los sucesos de lluvia, disuelve y arrastra estos materiales vertiéndolos, en última instancia, en el medio receptor.

En esta comunicación se presentan algunos de los resultados obtenidos en la caracterización de los flujos (caudal y contaminación) en tiempo de lluvia en una red de drenaje de pluviales. Se realiza una completa caracterización a partir del análisis de hidrogramas y de los polutogramas asociados.

Los valores obtenidos son comparados con algunas referencias bibliográficas con el fin de acotar su importancia. Los resultados obtenidos caracterizan los flujos medidos como de contaminación media-baja para este tipo de aguas.

Palabras clave: escorrentía urbana, contaminación, CMS, polutogramas, TDUS.

1. INTRODUCCIÓN

Una visión integrada de la planificación y gestión de los sistemas de saneamiento y drenaje que realmente busque minimizar los impactos sobre el medio acuático receptor implica considerar tanto los flujos de tiempo seco como los flujos en tiempo de lluvia. Cuando se estudia la problemática de las aguas pluviales en los sistemas de saneamiento y drenaje es preciso diferenciar tres tipos de fenómenos de contaminación asociados:

- El primero es el generado por las aguas de escorrentía contaminada que llega de forma directa o a través de redes de alcantarillado separativas a las masas de agua receptoras. La escorrentía superficial lava las superficies, de los tejados y de las calles, pudiéndose cargar de forma significativa de algunos contaminantes.
- El segundo tipo de fenómeno de contaminación es el generado por las Reboses del Alcantarillado Unitario (RAU) (DSU, Descargas de Sistemas Unitarios en tiempo de lluvia, CSO, "Combined Sewer Overflow" en la literatura anglosajona), con aguas que son mezcla de aguas pluviales contaminadas y aguas residuales urbanas convencionales. En estas últimas redes hay que tener muy en cuenta el fenómeno de resuspensión de los depósitos de sedimentos y biopelículas existentes en la red, resultado de la sedimentación de partículas y contaminación permitida por el régimen hidráulico existente durante el período de tiempo seco.
- El tercer problema de contaminación asociado a las aguas pluviales es el generado en las depuradoras. Por un lado, la punta de caudal que asume la red acaba llegando a la depuradora y, si supera su capacidad de tratamiento, también se produce un vertido en tal punto. Por otro lado, el proceso de depuración puede quedar fuertemente alterado, provocando una bajada de rendimientos, que puede llegar a durar semanas y que acaba afectando finalmente a la calidad de las aguas en el medio receptor. Esta perturbación es debida tanto a las sobrecargas de caudal como a la variación de concentraciones, que oscilan desde valores muy elevados a valores bajos por dilución.

El interés en estudiar la contaminación de la escorrentía superficial de las cuencas urbanas tiene dos objetivos fundamentales: por un lado, conocer la contaminación que se envía al medio receptor, que puede llegar a ser significativa en determinados tipos de contaminantes y que puede ser necesario tratar, y, por otro, el interés en considerar el agua de lluvia como un recurso alternativo en las aglomeraciones urbanas. Conocer la calidad del agua puede orientar a los posibles usos a los que se puede destinar.

La concentración de actividades humanas genera deposición de polvo, suciedad, arenas, materia orgánica, nutrientes, metales pesados, tóxicos y contaminación bacteriológica sobre las superficies de las cuencas. La escorrentía, generada a partir de los sucesos de lluvia, disuelve y arrastra estos materiales vertiéndolos en última instancia en el medio receptor. Evidentemente, como consecuencia de las diferentes actividades y usos que se realizan en ellas, una cuenca natural, una cuenca rural, una cuenca urbana o una cuenca industrial tendrán aguas de escorrentía con muy diferentes tipos y cargas de contaminación. En 1972, el estudio de la EPA (la Agencia de Protección Ambiental de los EE. UU.) "Water Pollution Aspects of Street Contaminants", de Sartor y Boyd (1972),

se convirtió en el marco de referencia de las investigaciones relacionadas con la contaminación de las aguas de escorrentía urbana.

El estudio que se presenta a continuación es parte de los trabajos desarrollados en el Proyecto SOSTAQUA - "DESARROLLOS TECNOLÓGICOS PARA UN CICLO URBANO DEL AGUA AUTOSOSTENIBLE. Línea de trabajo: 3.- Valorización de aguas pluviales" SOSTAQUA, 2010). En este proyecto se estudió la contaminación de la escorrentía en diferentes ámbitos y cuencas urbanas; una de dichas cuencas fue la denominada "Los Rosales", situada en la ciudad de A Coruña (Galicia, España). Galicia está situada al noroeste de la Península Ibérica y goza de un clima oceánico, con inviernos y veranos suaves; la pluviometría media anual de la ciudad de A Coruña es del orden de 1.000 mm. La cuenca estudiada tiene una superficie aproximada de 32 ha., de las cuales aproximadamente la mitad se corresponden con zonas permeables, por lo que puede considerarse una cuenca de grado de urbanización "medio". La población residente en la cuenca es del orden de 15.000 habitantes. La pendiente media de la cuenca es alta (12%). Actualmente, toda el agua recogida por la red de drenaje es vertida directamente en la costa.

2. OBJETIVOS

El estudio que se presenta ha tenido los siguientes objetivos fundamentales:

- Caracterizar los flujos (tanto caudal como contaminación) de tiempo de lluvia en una red de alcantarillado de aguas pluviales.
- Conocer la evolución de la contaminación a lo largo del hidrograma generado por un suceso de lluvia.
- Desarrollar una metodología que permitiese parametrizar los fenómenos medidos de forma que los resultados obtenidos pudiesen ser comparables con los de otras cuencas.
- Comparar los valores de parámetros de contaminación obtenidos con los de otras cuencas y valorar su importancia.

3. METODOLOGÍA

La cuenca seleccionada para realizar el estudio, como ya se ha citado, fue la de "Los Rosales", en la ciudad de A Coruña. Se seleccionó el emplazamiento de la sección de control en un punto de la red de drenaje aguas abajo de la cuenca, en concreto en un colector de diámetro 1.200 mm. Se registraron medidas de caudales, cada cinco minutos, mediante la instrumentación de un caudalímetro "Hach Sigma 950" de tipo área-velocidad. Para la recogida de muestras durante los sucesos se instaló un tomamuestras automático Sigma 900 conectado al caudalímetro, para recibir de éste la señal de alarma de arranque por aumento de nivel de agua en el colector. Durante un suceso de lluvia se tomaban muestras en intervalos cortos de tiempo; en general cada cinco minutos las primeras muestras y cada 10 o 15 minutos en el tramo final del hidrograma; de esta forma, para cada hidrograma medido es posible construir un "polutograma". En el seno de la cuenca se instaló un pluviómetro para el conocimiento

de los hietogramas de los aguaceros. Los datos de caudales eran enviados a un servidor "online" mediante un módulo de comunicación de datos por GPRS. Se estudiaron 8 eventos, o sucesos, de lluvia.

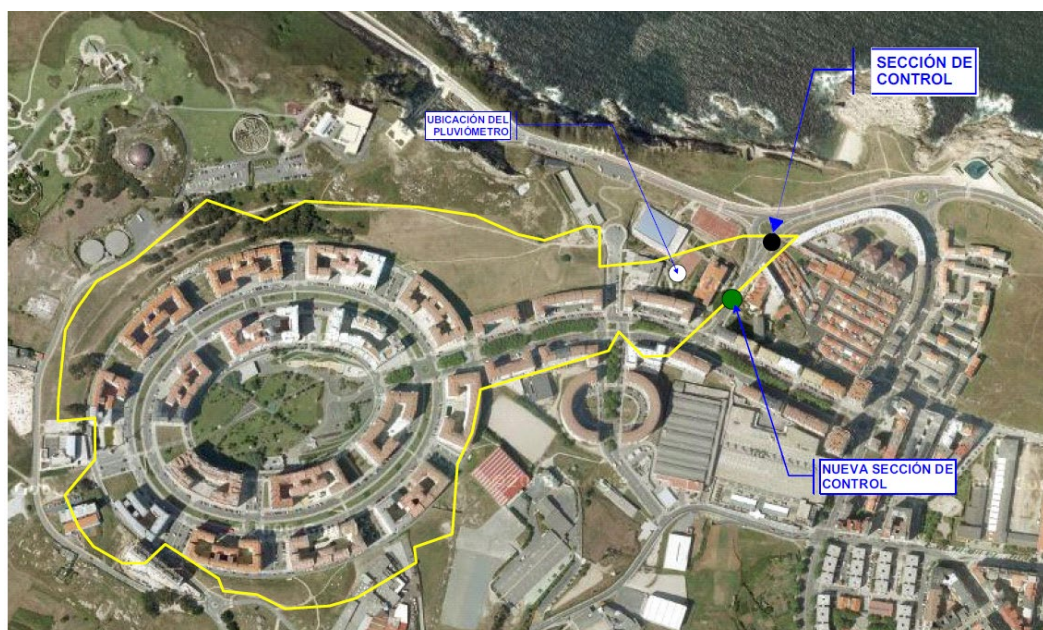


Figura 1.- Vista de la cuenca urbana de Los Rosales y situación de la sección de control.

Los parámetros de contaminación medidos en las campañas han sido: DQO, DQO no decantable, DBO₅, carbono orgánico total (COT), nitrógeno total y amoniacal, nitratos, fósforo total y fosfatos, sólidos en suspensión, sólidos en suspensión volátiles, sólidos disueltos, sólidos disueltos volátiles, sólidos totales, sólidos totales volátiles, turbidez, conductividad a 20°, pH, dureza y Coliformes fecales. Se midieron también los siguientes metales pesados en sus formas disueltas y particuladas: aluminio, bario, cadmio, cromo, cobalto, cobre, hierro, mercurio, manganeso, níquel, plomo, zinc. Además, a cada muestra recogida se la realizó un análisis granulométrico mediante Coulter Laser.



Figura 2.- Imagen de una zona de la cuenca drenada y de la estación de control.

Una vez tomadas las muestras las actividades que se realizaron fueron las siguientes:

- Trabajo de laboratorio: Determinaciones analíticas de los parámetros de contaminación considerados en las muestras obtenidas a lo largo de los hidrogramas de los sucesos de lluvia muestreados.
- Trabajo de gabinete: Elaboración de los hidrogramas y polutogramas de cada contaminante en los sucesos de lluvia estudiados. Elaboración de la “Ficha de Suceso”. Análisis de los resultados obtenidos para cada contaminante y parametrización de los sucesos de lluvia: concentración máxima de suceso, concentración media de suceso (CMS), flujo másico instantáneo máximo, masa movilizada, carga específica movilizada, coeficiente de forma. Análisis estadístico de los resultados.

4. RESULTADOS

4.1. Resultados

4.1.1 Resultados

En la presente comunicación sólo se presentan y se valoran algunos de los resultados obtenidos en las caracterizaciones realizadas. En la figura siguiente se presentan varios ejemplos de hidrogramas y sus polutogramas asociados medidos.

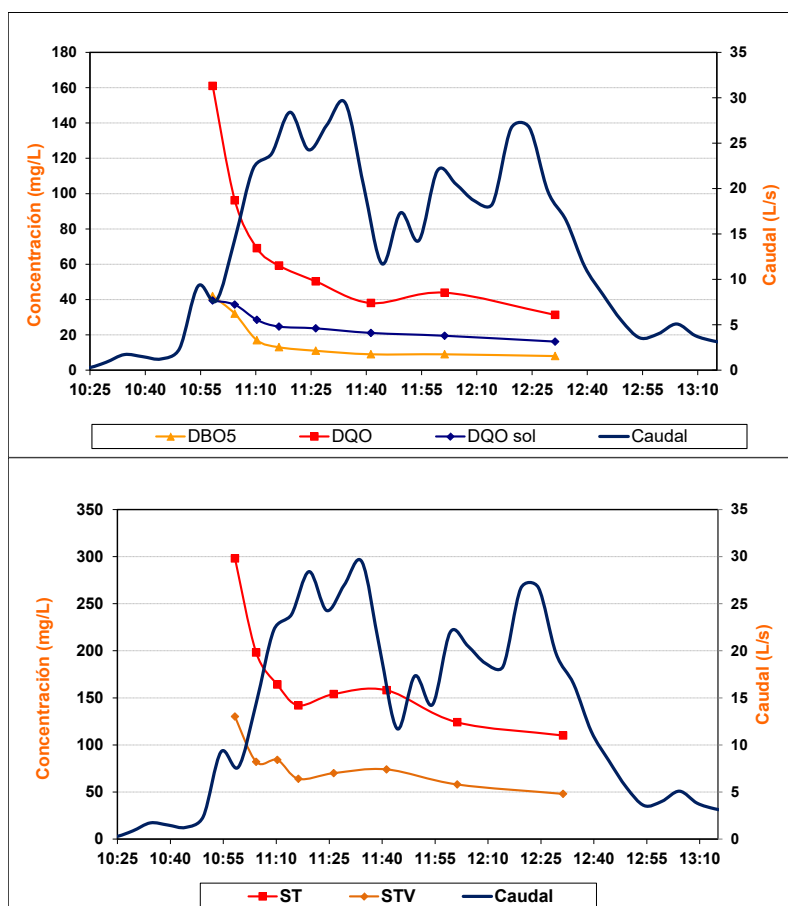


Figura 3.- Hidrogramas y polutogramas del Suceso 3 en la cuenca de “Los Rosales” (A Coruña). (Proyecto CÉNIT-SOSTAQUA).

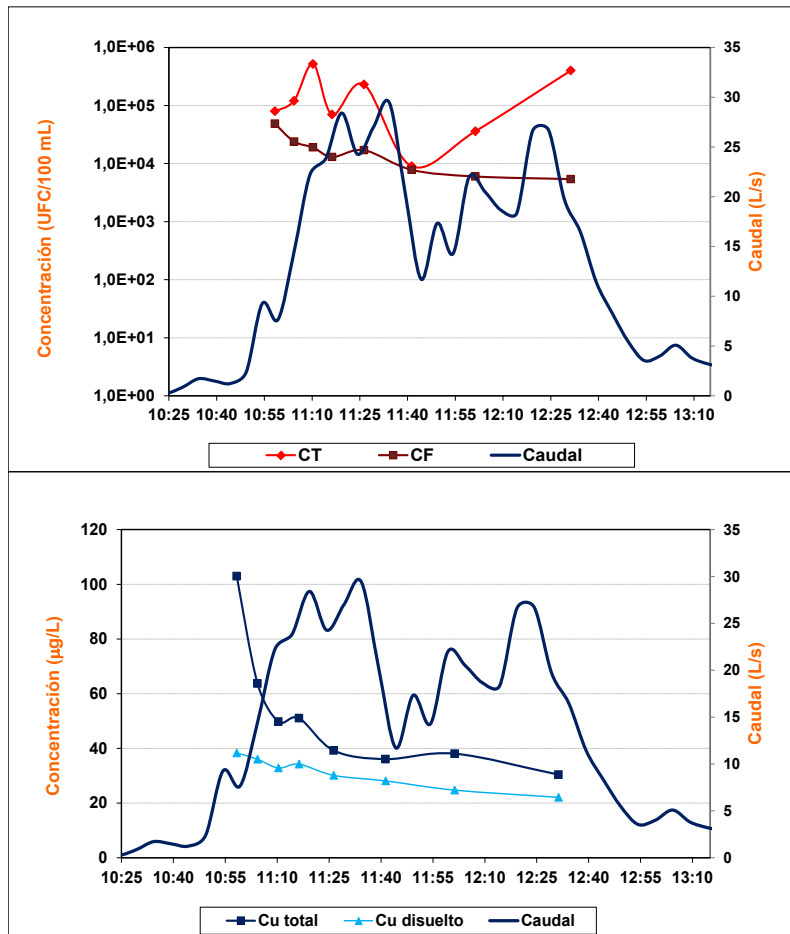
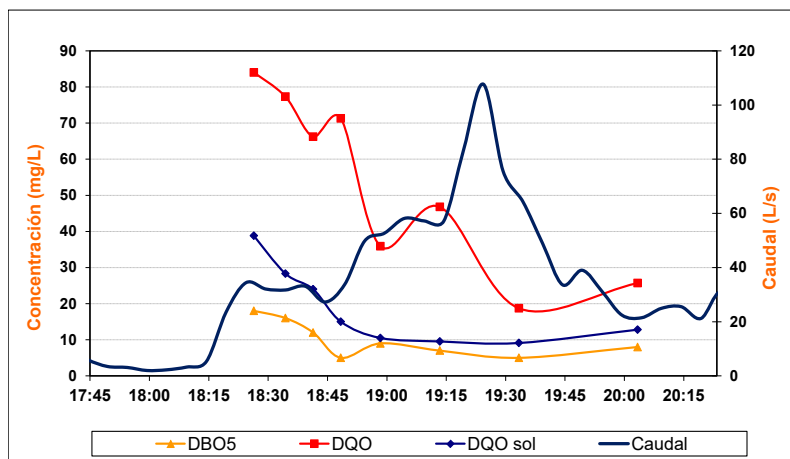


Figura 4.- Hidrogramas y polutogramas del Suceso 3 en la cuenca de "Los Rosales" (A Coruña). (Proyecto CÉNIT-SOSTAQUA).



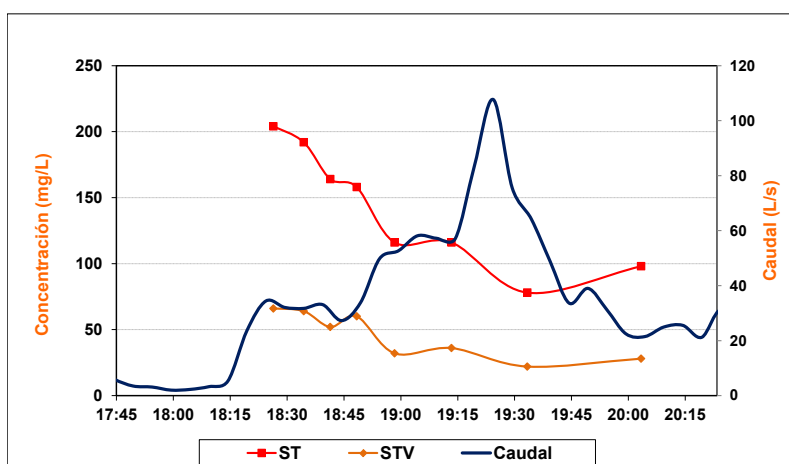


Figura 5.- Hidrogramas y polutogramas del Suceso 4 en la cuenca de "Los Rosales" (A Coruña). (Proyecto CÉNIT-SOSTAQUA).

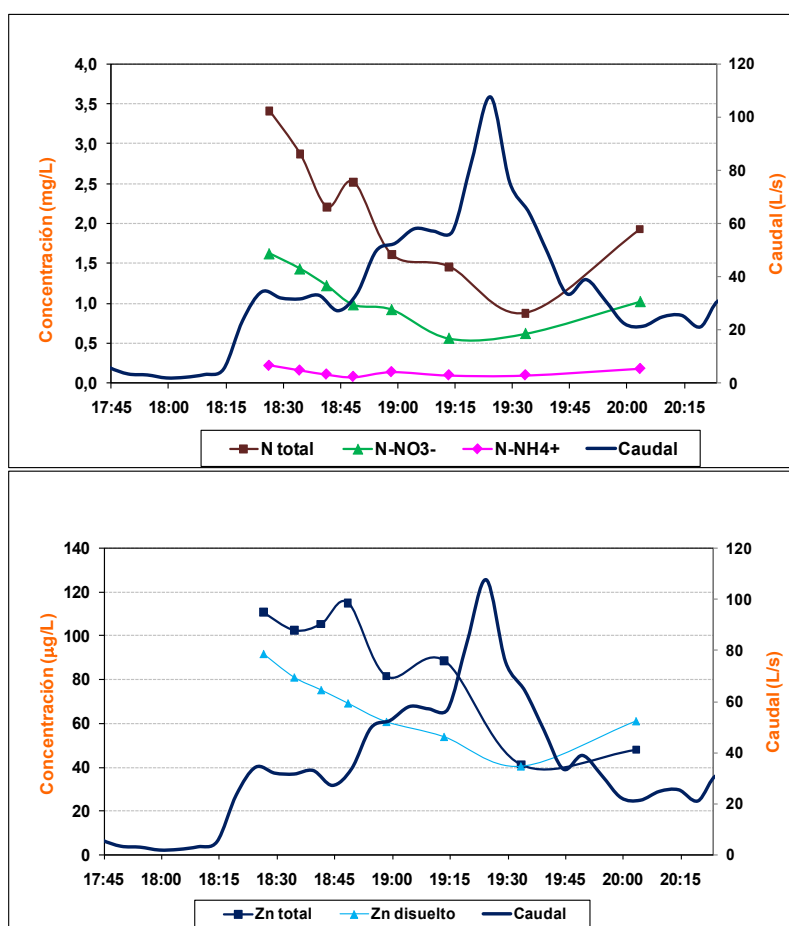


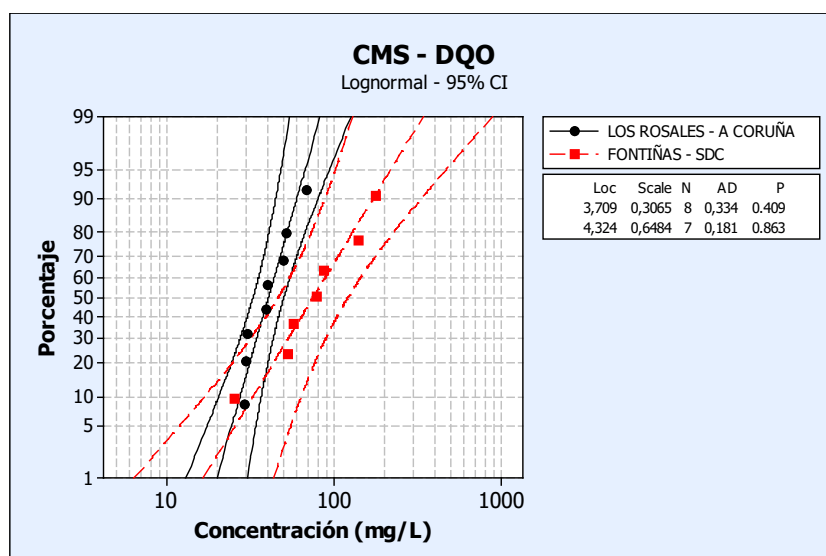
Figura 6.- Hidrogramas y polutogramas del Suceso 4 en la cuenca de "Los Rosales" (A Coruña). (Proyecto CÉNIT-SOSTAQUA).

CAPITULO 2. CONTAMINACIÓN POR ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS VIALES

Tabla 1.- Concentraciones máximas y medias de suceso (CMS) de algunos de los parámetros de contaminación medidos en la cuenca separativa de "Los Rosales".

SUCECOS		1º	2º	3º	4º	5º	6º	7º	8º
LLUVIA - CAUDAL	Duración del tiempo seco precedente (días)	3	2,43	6,03	0,042	14,46	0,04	9,03	7,86
	Precipitación total (mm)	6	4	2	4,8	3,8	3,4	3,6	5
	Intensidad 5minutal máxima (mm/h)	7,2	14,4	4,8	4,8	14,4	4,8	12	7,2
	Caudal mínimo (L/s)	43,2	7,7	7,7	21,5	3,8	2,1	12,1	3,5
	Caudal máximo (L/s)	184,1	113,1	29,4	107,7	85,0	49,7	235,5	136,8
	Caudal medio (L/s)	115,8	54,5	20,0	47,4	30,2	21,4	40,8	57,8
	Volumen total del suceso (m ³)	362,6	384,7	117,4	274,2	61,6	111,2	244,1	413,6
CONCENTRACIONES MÁXIMAS DE SUCESO (mg/L)	DQO	106	65	161	84	78	42	100	141
	DQO soluble	24	18	39	39	29	25	39	41
	DBO ₅	58	13	42	18	23	15	25	40
	N total	4,1	4,0	5,7	3,4	8,9	8,2	4,4	4,1
	N-NO ₃	2,2	2,9	2,1	1,6	2,1	5,1	2,7	1,2
	P total	0,4	0,4	0,7	0,3	0,8	0,3	0,5	0,4
	SS	101	143	114	65	131	36	163	139
	Turbidez (UFTI)	39,0	33,3	42,1	22,4	78,0	22,4	44,4	48,0
	CF (1.000 ufc/100 ml)	14	8	49	150	190	40	440	80
CONCENTRACIONES MEDIAS DE SUCESO (mg/L)	DQO	40	30	50	40	69	29	52	30
	DQO soluble	10	6	22	13	17	19	22	3
	OBO ₅	15	5	12	8	21	11	12	10
	COT	4,3	5,0	7,0	3,3	--	6,9	6,1	6,8
	N total	2,0	1,8	2,4	1,6	4,5	1,8	2,0	1,8
	N-NO ₃	0,9	0,8	1,3	0,8	1,1	0,9	0,7	0,6
	P total	0,2	0,2	0,2	0,2	0,5	0,2	0,3	0,2
	Turbidez (UFT)	21,8	20,6	9,3	13,2	26,4	15,3	22,8	20,8
	CF (1.000 UFC/100 mL)	3,9	0,93	11	43	110	19	48	30

A los valores presentados en la tabla anterior se les puede ajustar una función de probabilidad y se puede realizar una representación gráfica. La bibliografía aconseja ajustar funciones de tipo log-normal a los valores de contaminación de la escorrentía superficial. En las figuras siguientes se presentan los valores obtenidos para diferentes contaminantes en la cuenca de "Los Rosales" y se comparan con otra cuenca separativa, la de "Fontiñas", en Santiago de Compostela (Galicia) (Suárez, 2002), de similares características.



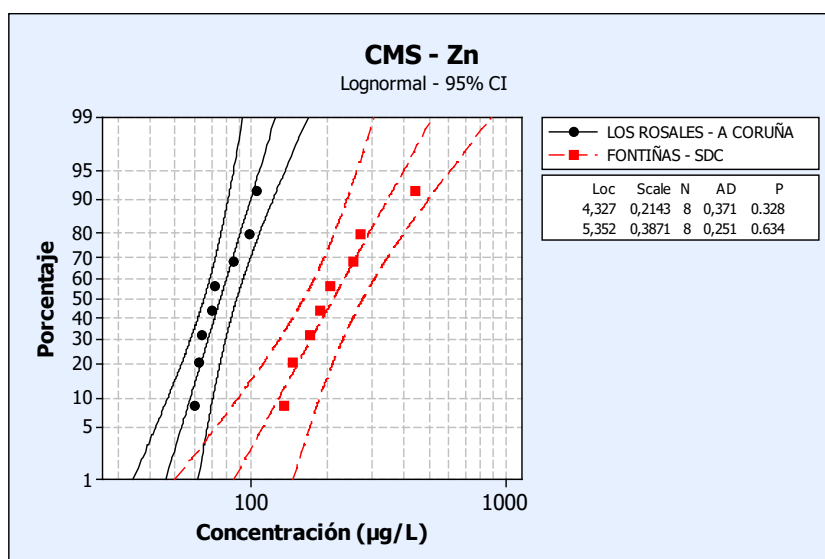


Figura 7.- Ajuste de función de probabilidad e intervalos de confianza del 95% de los valores de DQO y Zn en dos cuencas separativas de Galicia.

Tabla 2.- Valores de CMS de contaminación de la escorrentía urbana y comparación con los valores medios de CMS obtenidos en "Los Rosales" (entre paréntesis figuran los valores medios).

PARÁMETROS DE CONTAMINACIÓN	CMS (mg/L) (ELLIS, 1986)	CMS (mg/L) (US-EPA, 1999)	STOCKOLM VATTEN (2001)		"LOS ROSALES"
			Bajas	Altas	
Sólidos en suspensión (mg/L)	21 -2.582 (190)	20 – 2.890 (150)	<50	>175	43,8
DBO ₅ (mg/L)	7 – 22 (11)				11,6
DQO (mg/L)	20 – 365 (85)	200 – 275 (75)	25 - 60		42,6
Nitrógeno amoniacal (mg/L)	0,2 -4,6 (1,45)				0,2
N total (mg/L)	0,4 -20,0 (3,2)	0,4 – 20,0 (2)	<1,25	>5	2,2
P total (mg/L)	0,02 – 4,30 (0,34)	0,02 – 4,30 (0,36)	<0,1	>0,2	0,3
Pb total (mg/L)	0,01 – 3,1 (0,21)	0,01 – 1,2 (0,18)	<0,003	>0,015	0,007
Zn total (mg/L)	0,01 – 3,68 (0,30)	0,01 – 2,9 (0,2)	<0,060	>0,300	0,077
Cu total (mg/L)		0,01 – 0,40 (0,05)	<0,009	>0,045	0,035
CF (UFC/100 mL)	400 – 50.000 (6.430)	400 – 50.000			33.700

5. CONCLUSIONES

Las aguas de escorrentía urbana no pueden considerarse "aguas blancas"; de los resultados obtenidos puede apreciarse que los valores de algunos parámetros físico-químicos e indicadores microbiológicos, sobre todo en la primera parte de los hidrogramas de los eventos pluviométricos, pueden ocasionar el incumplimiento de los objetivos de calidad fijados en el medio receptor.

La escorrentía superficial de la subcuenca de “Los Rosales” presenta un nivel de contaminación que podría calificarse como bajo en sólidos en suspensión, DQO y DBO₅, y medio en nitrógeno total y fósforo total. En cuanto a metales pesados presenta un valor bajo de Pb y Zn, pero medio o alto en Cu.

Se trata de un agua muy poco contaminada si se compara con un agua residual bruta, incluso con un buen efluente de depuradora, pero habría que caracterizarla como de contaminación media-baja para este tipo de aguas de escorrentía. La problemática de estas aguas reside en la contaminación de tipo crónico y con impactos de medio y largo plazo: nutrientes y metales pesados. Si bien estas concentraciones son relativamente bajas las masas de contaminantes (kg/año, por ejemplo) que se envían al medio sí serían significativas

En función de la tipología y usos de la cuenca drenada, y del medio natural receptor, sería conveniente estudiar la utilización de las denominadas Técnicas de Drenaje Urbano Sostenible (TDUS) (CEDEX, 2008), “Best Management Practices” (BMP) o “Sustainable Urban Drainage Systems” (SUDS) en la bibliografía anglosajona, que permiten reducir la llegada de dichos contaminantes al medio receptor. Los beneficios obtenidos al emplear TDUS pueden ser de dos tipos: el control de la cantidad de agua (minimización de los impactos hidromorfológicos) y el control de la contaminación. Mediante el estudio realizado es posible orientar la técnica más adecuada de gestión, incluyendo aquellas que permitirían la valorización y uso planificado de las aguas pluviales en el entorno urbano.

REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA

- ELLIS, J.B. (1986). "Pollutional aspects of urban runoff, in Urban Runoff Pollution"; Ed H.C. Torno, J. Marsalek and M. Desbordes; NATO ASI Series G: Ecological Sciences – Vol. 10, Springer-Verlag, 1–38.
- US-EPA (1999). "Preliminary data summary of urban storm water best management practices"; Office of Water; US Environmental protection Agency. EPA-821-R-99-012 A.
- CEDEX (2008). "Gestión de las aguas pluviales. Implicaciones en el diseño de los sistemas de saneamiento y drenaje urbano"; Ed. J. Puertas, J. Suárez y J. Anta; Madrid. ISBN 978-84-7790-475-5.
- SARTOR, J. D.; BOYD, G. B. (1972). Office of research and monitoring, U.S. Environmental Protection Agency. "Water pollution aspects of street surface contaminants". NTIS. Washington D. C. Págs 236. EPA-R2-72-081.
- SOSTAQUA (2010). "Desarrollos tecnológicos para un ciclo urbano del agua autosostenible". Línea de trabajo: 3.- Valorización de aguas pluviales. CDTI –Proyectos CÉNIT. Participantes: CLABSA, AGBAR, EMUASA, Universidade da Coruña.
- STOCKHOLM VATTEN, (2001). Klassificering av dagvatten och recipienter samt riktlinjer för reningskrav. Del 2, Dagvattenklassificering. s.l.: Stockholm Vatten. <https://www.stockholmvattenochavfall.se/globalassets/pdf1/rapporter/dagvatten/dagvattenklassificeringdel2.pdf>
- SUÁREZ, J.; PUERTAS, J.; CAGIAO, J.; DÍAZ-FIERROS, F; BENEYTO, M. (2002). "A quantitative analysis of the surface removal of pollutants in a separative urban catchment". 6th International Conference on Diffuse Pollution. The International Water Association (IWA) and the Netherlands Association on Water Management (NVA). Ámsterdam (Holanda).



C2.2

Programa de evaluación y monitoreo de las escorrentías pluviales contaminadas de un tramo del segundo cinturón de Donostia-San Sebastián

Nial Tynan Pascual
Joaquín Suárez López
José Anta Álvarez
Pablo Ures Rodríguez
Montserrat Recarey Pérez
Manuel Regueiro Picallo
Aleh Hryshkevich
Zurab Jikia

RESUMEN

En el presente capítulo se exponen los resultados obtenidos en la medición de los rendimientos de reducción de contaminación de una infraestructura de control y tratamiento de escorrentía procedente de un tramo de autopista (AP-1/AP-8) y un área de servicio próximas a la ciudad de Donostia-San Sebastián (Guipuzcoa, Norte de España). La técnica SUDS estaba constituida por un separador hidrodinámico de vórtice (SHV) y un sistema de filtración ascendente de membrana (SFAM).

Se caracterizaron 12 sucesos de escorrentía mediante la toma de muestras imples a lo largo del mismo; en 8 de ellos se midió también la turbidez mediante sonda en continuo. Se determinaron parámetros tales como concentración media de suceso (CMS) y concentración máxima de suceso (CMAX), así como la masa movilizada de contaminantes convencionales, metales pesados y HAP.

El cálculo de los rendimientos del tratamiento se determinó mediante el método de cálculo estandarizado de reducción de cargas basado en la variación entre las CMS de entrada y de salida, para cada contaminante y suceso. El estudio probabilístico de todos los datos de contaminación en la entrada y salida de la unidad de tratamiento mostró una clara tendencia en los rendimientos del tratamiento, con un incremento en los porcentajes de eliminación de contaminantes a medida que aumentaba la carga contaminante en las aguas de entrada. Las concentraciones de salida permanecieron relativamente constantes durante todo el estudio. Los rendimientos en la eliminación de la materia particulada presente en forma de SST y DQO para el agua de escorrentía, que recibe dos niveles de tratamiento, se establecieron en una media del 80% y 67% respectivamente, similar a los valores inicialmente fijados en la fase de diseño del proyecto.

Palabras clave: escorrentía urbana, contaminación, CMS, polutogramas, TDUS.

1. INTRODUCCIÓN

En la última década la escorrentía superficial se ha identificado como una fuente clara e importante de contaminación de las masas de aguas superficiales y subterráneas. La administración pública, consciente de esta circunstancia, y empujada en varias ocasiones por la creciente demanda social, está promoviendo varios instrumentos normativos con el fin de minimizar la contaminación de los sistemas de drenaje y saneamiento en tiempo de lluvia.

A nivel estatal son el tanto el Real Decreto 1290/2012, de 7 de septiembre (por el que se modifican el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, y el Real Decreto 509/1996, de 15 de marzo, de desarrollo del Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas) como por la Orden AAA/2056/2014, de 27 de octubre (por la que se aprueban los modelos oficiales de solicitud de autorización y de declaración de vertido), los que establecen claramente la necesidad de caracterizar las aguas de escorrentía, tanto de zonas urbanas como industriales, con el fin de valorar la posibilidad de generar impactos sobre los medios acuáticos. Si estas aguas transportan cantidades significativas de contaminantes se deben considerar "aguas residuales" y deben ser gestionadas como tales. Varios planes hidrológicos han incorporado algunas tímidas consideraciones respecto a las aguas de escorrentía contaminada.

Esta situación está impulsando la búsqueda de estrategias de gestión y tecnologías novedosas, y diferentes a las convencionalmente usadas en el diseño y construcción de los sistemas de drenaje. Las BMPs (*Best Management Practices*), denominadas MTDs (Mejores Técnicas Disponibles), son un conjunto de técnicas emergentes en nuestro país que representan una alternativa y/o complemento a la gestión convencional de las aguas pluviales. Otra denominación utilizada en España es la de Técnicas de Drenaje Urbano Sostenible (TDUS) o Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SUDS).

La autopista del Segundo Cinturón de Donostia-San Sebastián, en el tramo A8 Aritzeta-Enlace del Urumea, incluye el uso de TDUS para la gestión de las escorrentías pluviales en algunas de las cuencas del trazado. En enero de 2013 BIDEGI (Diputación Foral de Guipúzcoa) construyó y puso en funcionamiento un innovador sistema de tratamiento de las aguas de escorrentía de un tramo de la vía basado en un separador hidrodinámico y un sistema de filtración por membranas. Las soluciones implementadas fueron encaminadas a corregir los efectos negativos derivados de la explotación de la infraestructura viaria, y tienen como referencia obligada la Declaración de Impacto Ambiental de la misma, así como el cumplimiento de los requisitos y criterios establecidos por la Agencia Vasca del Agua.

BIDEGI consideró de gran interés proceder a realizar un "PROGRAMA DE EVALUACIÓN Y MONITOREO DE LAS ESCORRENTIAS PLUVIALES PROCEDENTES DE LOS PK 21+745Y PK 22+125 DEL SEGUNDO CINTURÓN DE DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN", con el fin de comprender mejor los fenómenos de movilización de contaminantes asociados a viales de alta capacidad y al tráfico de vehículos, y conocer la efectividad en la reducción de contaminantes que se producían por la MPC implementada.

El objetivo principal del estudio que se presenta en esta comunicación de forma resumida fue caracterizar los flujos de escorrentía superficial, tanto en caudal como en contaminación, generados en el tramo **A8 Aritzeta-Enlace del Urumea** de la autopista Segundo Cinturón de Donostia-San Sebastián. Este tramo se caracteriza por tener una estación de servicio de combustibles con una amplia zona de aparcamiento asociada, en la cual se desarrolla un intenso tráfico de vehículos pesados. Un hecho que agravaba la posible existencia de flujos contaminados procedentes de la autopista era que las escorrentías superficiales de esta zona se incorporan al régimen subterráneo a través de una dolina.

Numerosos estudios internacionales han evaluado la eficiencia de las técnicas TDUS en la reducción de las concentraciones de contaminantes y volúmenes de escorrentía en infraestructuras lineales. Gracias a esto, este conjunto de técnicas y tecnologías emergentes son, en muchos países, medidas obligatorias en la planificación y ejecución del drenaje de cualquier desarrollo, y representan una solución, técnica y económicamente atractiva y viable, para afrontar los futuros retos en la gestión del agua pluvial y de las fuentes difusas de contaminación.

A nivel nacional la falta de experiencias, datos, guías e información sobre estas medidas representan una de las principales barreras para su aplicación y extensión. El estudio que se presenta a continuación tuvo, y tiene, como finalidad proveer datos e información real y contrastable sobre la efectividad de estas medidas.

URGARBI desarrolló el presente estudio con la colaboración del GEAMA (Grupo de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente) de la Universidade da Coruña. El GEAMA cuenta con una amplia experiencia en la planificación y desarrollo de estudios sobre la movilización de contaminación en tiempo de lluvia, tanto en sistemas unitarios como separativos.

Se debe poner de manifiesto el carácter claro de "estudio piloto" del trabajo realizado. El grado de instrumentación de la instalación y los ambiciosos objetivos de caracterización de la contaminación lo hacen único a nivel nacional. La experiencia en el manejo de toda la instrumentación, la "fortuna" en que todo funcionase como debía funcionar en cada momento, y en que "lloviese como tenía que llover", han determinado que la campaña de campo se extendiese más de lo previsto; los trabajos se desarrollaron durante los años 2013 y 2015.

Adicionalmente, la naturaleza propia de las aguas de escorrentía, fuente de contaminación no puntual o difusa, discontinua en el tiempo, sensible a los cambios de las condiciones climáticas, no concentrada y, en general sin una localización específica, siempre requiere de un esfuerzo considerable en su muestreo y caracterización. No obstante, y tal y como pone de manifiesto este estudio, el valor de la información recogida merece el esfuerzo ya que aporta datos fundamentales para la toma de decisiones futuras e implementación de estrategias de gestión.

2. OBJETIVOS

El objetivo principal del programa de evaluación y monitoreo fue obtener información sobre las escorrentías generadas en la cuenca de estudio, la operación y efectividad de las soluciones de tratamiento implementadas, así como valorar el cumplimiento de la calidad del vertido con las regulaciones y normativas aplicables. La iniciativa propuesta se centró en los siguientes puntos:

- Determinar los tipos de contaminación y los niveles de concentraciones aportados por las escorrentías pluviales en la cuenca de estudio y su variabilidad.
- Determinar la eficiencia en la remoción de contaminantes de las unidades de tratamiento.
- Determinar la variabilidad en la eficiencia de remoción para distintos contaminantes.
- Determinar la variabilidad en la eficiencia de remoción para sucesos de precipitación de distintas intensidades y duraciones.
- Determinar la calidad del efluente vertido y su impacto en el medio receptor.
- Determinar las necesidades reales de mantenimiento para la cuenca de estudio y las condiciones de operación.

3. CONTAMINANTES TÍPICOS EN AUTOPISTAS Y PROBLEMÁTICA

Las acciones y elementos asociados a la construcción y explotación de la red viaria de un territorio provocan alteraciones sobre los flujos de las aguas y sobre su calidad. La funcionalidad de una carretera y la organización de su sistema de drenaje implican que todo líquido (agua de lluvia, vertidos de combustibles y materias transportadas por los vehículos) que por cualquier razón cae sobre la calzada, sea evacuado fuera de la misma. Remover rápidamente toda el agua en la calzada, bajo el objetivo de mantener la seguridad de los vehículos y la integridad estructural de la carretera, puede tener incompatibilidades con la sostenibilidad de la infraestructura viaria.

El incremento en los volúmenes de tráfico en las redes viarias principales empeora la calidad química de las escorrentías. La escorrentía procedente de una carretera es una fuente difusa de contaminación, cuya forma de vertido y características contaminantes son muy específicas. Durante muchas décadas este tipo de contaminación ha pasado desapercibida o no se le ha prestado la importancia requerida, principalmente porque estas aguas suelen transportar, en la mayoría de los casos, bajas concentraciones de contaminantes en grandes volúmenes de agua.

Los orígenes de los contaminantes encontrados en el agua de escorrentía de las carreteras son muy variados y pueden atribuirse principalmente a la deposición de emisiones del tráfico o de otras actividades cercanas, al lavado del pavimento, a operaciones de mantenimiento, vertidos accidentales y deposición de residuos. Esta gran

variedad de contaminantes observada en las escorrentías de carreteras dificulta la predicción de las concentraciones y masas en un emplazamiento con respecto a otro, e incluso, entre diferentes sucesos de lluvia en un mismo lugar.

En la actualidad, según la Directiva Marco del Agua y la Instrucción de la Planificación Hidrológica, las aguas de escorrentía de calles, carreteras y autopistas deben ser consideradas como “presiones” a tener en cuenta y es preciso su análisis con el fin de valorar si generan impactos significativos sobre las masas de agua. Estados Unidos, mucho antes que Europa, estableció que entre el 4 y 11% de los impactos y presiones en las masas de aguas superficiales eran causados por las aguas pluviales.

Existen numerosos contaminantes potenciales que pueden ser arrastrados por la escorrentía en carreteras (tabla 1). Aunque la variabilidad de posibles contaminantes es muy amplia, existen algunos intentos de sistematización para clasificar e identificar los constituyentes de las aguas de escorrentía.

En la fase de explotación o funcionamiento de una carretera se pueden distinguir tres tipos de contaminación:

- Contaminación crónica: es la más persistente y se genera por la circulación de vehículos (emisiones, corrosiones, rozamiento de neumáticos y frenos), así como por la erosión y degradación de las estructuras y superficies que forman parte de la carretera. Los contaminantes característicos, en este caso, son sólidos en suspensión, metales pesados (Zn, Pb), hidrocarburos y otros compuestos con propiedades oxidantes (caracterizables por su DQO).
- Contaminación estacional: se produce en una determinada época del año y está asociada a diversos factores normalmente estacionales (hielo y nieve, vegetación y fauna indeseables) que implican el uso de fundentes (cloruros de sodio, calcio y magnesio, y acetato potásico, principalmente) y biocidas (especialmente herbicidas).
- Contaminación accidental: asociada a los accidentes de vehículos que transportan sustancias peligrosas. Los tipos de materias peligrosas transportadas por carreteras son muy variados e incluyen hidrocarburos, compuestos orgánicos, sustancias corrosivas y otros.

Un análisis de la bibliografía internacional muestra que el país en donde más ha sido caracterizada la escorrentía de las autopistas ha sido EE.UU. En este país se han realizado importantes esfuerzos de caracterización y sistematización tanto desde la «*Federal Highway Administration*» como desde la “*Environmental Protection Agency*” (EPA). Un ejemplo de la gran cantidad de información ya disponible es, por ejemplo, la «*National Highway Runoff Water-Quality Data and Methodology Synthesis*». El tipo de vehículos, el tipo de combustibles, e incluso el tipo de pavimentos, pueden determinar diferencias entre unos países y otros.

Los factores que afectan a la calidad de las escorrentías de carreteras son numerosos y complejos. Las características climatológicas (frecuencia, intensidad y duración de la precipitación, viento), porcentaje de zonas permeables e impermeables que mandan

escorrentía a la calzada, edad y estado de los automóviles, normativa local en relación a las emisiones y acumulaciones de basura, políticas de mantenimiento, así como tipos y cantidad de vegetación en la zona de dominio forman complejas interrelaciones y afectan a la contaminación presente en las aguas de escorrentía de la carretera.

Tabla 1.- Principales fuentes de contaminación en aguas de escorrentía urbana y en carreteras.

CONTAMINANTE	ORIGEN
PLOMO	Gasolinas con plomo, cubiertas de neumáticos, aceites lubricantes y grasas, compuestos empleados en sales de deshielo
ZINC	Caucho vulcanizado de la cubierta de los neumáticos, acero galvanizado, infraestructura, aceite del motor (aditivos estabilizantes), grasas
HIERRO	Óxidos de la carrocería del vehículo, estructuras de acero en carreteras (guardarrailes, puentes, etc.), parte móviles del motor
COBRE	Revestimientos metálicos, partes móviles del motor, pastillas de freno, fungicidas e insecticidas (operaciones de mantenimiento en carretera)
CADMIO	Neumáticos (material de relleno), insecticidas, superficies galvanizadas con zinc.
CROMO	Revestimientos metálicos, partes móviles del motor, pastillas de freno
NIQUEL	Gases de combustión del gasoil y aceites lubricantes, revestimientos metálicos, pastillas de freno y asfalto
MANGANESO	Partes móviles del motor
BROMO	Gases de combustión del vehículo
CIANURO	Compuestos anti-apelmazantes (férricos y ferro-cianuros, etc.) empleados para mantener la sal granulada
CLOURS	Sales de deshielo
SULFATOS	Capas de la calzada, fuel, sales de deshielo
PETRÓLEO	Derrames y pérdidas de lubricantes del motor, anticongelante, fluidos hidráulicos, lixiviados de superficies asfálticas
PCBs	Sprays empleados en cunetas, deposiciones atmosféricas, catalizadores en neumáticos
CAUCHO	Cubiertas de neumáticos
SSV (sólidos en suspensión volátiles)	Cubiertas de neumáticos y abrasión del asfalto
AMIANTO	Embrague y pastillas de freno

En la tabla 2 se muestran los valores de contaminantes en la escorrentía que cabe esperar encontrar en el ámbito de una autopista (adaptado de Dorman, 1996).

4. MARCO NORMATIVO

Los aspectos y requerimientos relacionados con la gestión de las aguas de escorrentía en la legislación española son escasos y poco claros, y tienen como referencia obligada la Directiva Marco del Agua (DMA). La Directiva Marco de Aguas (DIRECTIVA 2000/60/CE) establece la necesidad de identificar y valorar las presiones e impactos que sufren las masas de agua. Para ello estableció la fecha de diciembre de 2004, en la cual los países miembros debían elaborar un informe en el que se identificasen las presiones en las demarcaciones hidrográficas. Entre las presiones a identificar estaban los vertidos de aguas residuales o aguas contaminadas, tanto puntuales como difusas.

Con el fin de orientar la identificación de presiones e impactos se elaboró la guía *"Common Implementation Strategy for the WFD (2000/60/ec). Guidance Document nº 3. Analysis of Pressures and Impacts"*, que fue trasladada, en parte, al contexto español mediante el documento *"Manual para el análisis de presiones e impactos relacionados con la contaminación de las masas de agua superficiales"*. El manual presenta una tabla

de valores umbral para identificar las presiones significativas procedentes de fuentes puntuales y otra de fuentes difusas. Estas tablas también figuran en el documento guía de referencia de la Unión Europea, aunque el documento español es relativamente corto. Considera como presiones puntuales los “vertidos urbanos de poblaciones mayores de 2.000 h-e” y cita como último parámetro “efectos de la escorrentía urbana”, lo cual implica que los vertidos en tiempo de lluvia deben ser considerados.

Tabla 2.- Clasificación y variación en las concentraciones de los contaminantes generalmente encontrados en las escorrentías pluviales de las carreteras (Fuente: Dorman, 1996).

GRUPO CONTAMINANTE	EJEMPLO	PARÁMETRO	CONCENTRACIÓN (mg/L)	
			MEDIA	INTERVALO
PARTÍCULA	Polvo, piedras, arena, vidrio, plástico, metales, finos	TS	1.147	145-21.640
		TVS	242	26-1.522
		TSS	261	4-1.656
		VSS	77	1-837
METALES PESADOS	Plomo, zinc, hierro, cobre, níquel, cadmio, cromo	Pb	0,96	0,02-13,1
		Zn	0,41	0,01-3,4
		Fe	10,3	0,1-45,0
		Cu	0,103	0,01-0,88
		Ni	9,92	0,1-49,0
		Cd	0,04	0,01-0,40
		Cr	0,04	0,01-0,14
MATERIA ORGÁNICA	Vegetación, polvo, humus, aceites, carburantes	DBO ₅	24	2-133
		TOC	41	5-290
		COD	14,7	5-1.058
		Aceites y grasas	9,47	1-104
PESTICIDAS/ HERBICIDAS	Plaguicidas	Dieldrin (ug/l)	0,005	0,002-0,007
		Lindano (ug/l)	0,04	0,03-0,05
		PCBs (ug/l)	0,33	0,02-8,89
NUTRIENTES	Nitrógeno, fósforo	NPK	2,99	0,1-14
		NO ₂ + NO ₃	1,14	1,01-8,4
		PO ₄	0,79	0,05-3,55

En cuanto a fuentes difusas, especifica como presiones significativas las autopistas y autovías (utiliza como umbral el % de terreno ocupado) y fija como parámetros el tipo de contaminantes, en especial hidrocarburos, HAPs, Plomo y herbicidas. Sin embargo, el documento original de la UE (Documento Guía nº 3) es más completo a la hora de identificar presiones e impactos. En presiones significativas de fuentes puntuales relacionadas con los vertidos en tiempo de lluvia identifica las aguas de escorrentía y los desbordamientos del alcantarillado, y en presiones significativas de fuentes difusas identifica las generadas por el drenaje urbano incluyendo las escorrentías, que incluiría entre otras las carreteras principales y autopistas.

El RD 1290/2012, ya citado anteriormente, trata el problema de la contaminación asociada a las aguas pluviales desde un doble enfoque: la problemática de los desbordamientos de los sistemas de saneamiento unitario en tiempo de lluvia y desde la problemática de la gestión de las aguas de escorrentía contaminadas que, a todos los

efectos, pasan a ser aguas residuales que quedan sujetas a todo el procedimiento legal y administrativo de cualquier agua residual.

Es en la Orden AAA/2056/2014, de 27 de octubre, “por la que se aprueban los modelos oficiales de solicitud de autorización y de declaración de vertido” en donde se aclaran los conceptos e ideas referentes al tratamiento de aguas de escorrentía contaminadas; aparece el concepto de “estación depuradora de aguas pluviales”. El objetivo perseguido por esta orden es establecer un modelo oficial de declaración de vertido que, por un lado, facilitara al titular del vertido la cumplimentación y presentación de la información necesaria para desarrollar el procedimiento administrativo de la autorización; y que, por otro lado, consiguiera que la información contenida en la declaración fuese homogénea, suficiente y precisa para elaborar el informe previo que se regula en el procedimiento y que esta información fuese coincidente con las características del vertido a autorizar. La Orden establece la necesidad de controlar y tratar los vertidos de aguas de escorrentía desde redes separativas y desbordamientos de sistemas de saneamiento.

Finalmente citar que el RD 400/2013, de 7 de junio, por el que se aprobó el Plan Hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental, aplicable al ámbito de actuación de BIDEGI, fijó por primera vez en nuestro país un límite a los valores de caudal que pueden evacuarse desde un nuevo desarrollo. Sus requerimientos obligan a implementar técnicas y medidas compensatorias que reproduzcan los hidrogramas previos al desarrollo de la infraestructura viaria. El RD 1/2016, de 8 de enero, por el que se aprueba la revisión de este Plan Hidrológico y otros recoge adicionalmente en el artículo 54.7 del Anexo II que las aguas de escorrentía pluvial que se recojan mediante infraestructuras de drenaje urbano o industrial y sean susceptibles de contaminar el medio receptor deberán someterse al procedimiento de autorización de vertido ante la Administración Hidráulica.

5. DESCRIPCIÓN DE LA CUENCA Y DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO DE LA ESCORRENTÍA

5.1. Descripción de la cuenca de aportación

La zona de estudio se sitúa en los límites municipales de Usurbil, Lasarte-Oria, Hernani y Donostia-San Sebastián, en Gipuzkoa. Se caracteriza por un elevado grado de antropización, derivado tanto por la presencia del Segundo Cinturón de San Sebastián como por las actividades agropecuarias de la zona.



Figura 1.- Vista general del tramo de vial estudiado.



Figura 2.- Área de aparcamiento y gasolinera en el tramo de estudio.

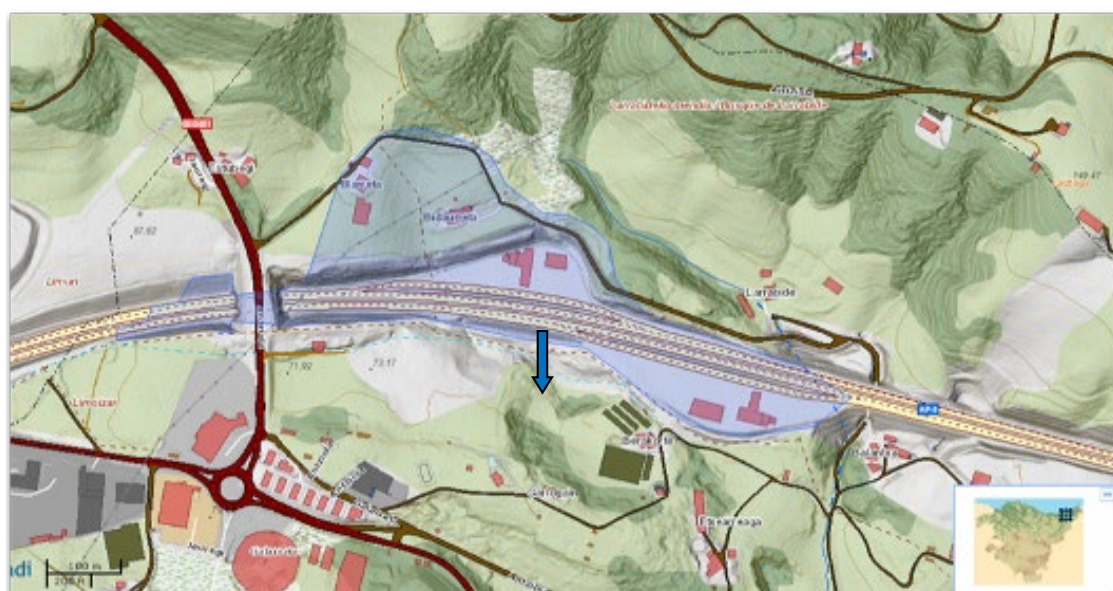


Figura 3.- Ubicación geográfica de la cuenca de aportación y delimitación de la misma (sombreado azul) y punto de drenaje final.

La cuenca aportante tiene una extensión de algo más de 12 hectáreas y un perímetro cercano a los 2.500 metros. Los límites de la cuenca se definen por la divisoria de aguas del drenaje natural y las cunetas y vaguadas propias del sistema de drenaje.

El tramo de viario que domina la cuenca, y la atraviese en sentido Este-Oeste, tiene una longitud de 700 metros, a lo largo de una accidentada topografía. La autopista, de doble sentido, consta de dos carriles por calzada, de 3,5 m de anchura cada uno, con arcenes exteriores de 2,5 m e interiores de 1 m, además de una berma de 0,75 m. Este tramo se caracteriza por tener dos gasolineras y una amplia zona de estacionamiento. El área total de las aéreas de servicio es de unas 3 ha.

El Segundo Cinturón de Donostia, y su integración con la AP-1 y AP-8, presentan una elevada intensidad de tráfico siendo la principal ruta internacional a través de Gipuzkoa y la principal conexión vasca en el eje transnacional norte-sur. Esta infraestructura

absorbe más de 40.000 vehículos diarios de la variante donostiarra, la mitad de su actual tráfico, principalmente transporte pesado y tráfico de paso por Gipuzkoa.

Tabla 3.- Características físicas de la cuenca.

PROPIEDADES	ZONA ESTUDIO
Área de la cuenca (ha)	12,27
Perímetro (m)	2.525
Pendiente media de la cuenca (m/m)	0,118
Longitud total de la cuenca (m)	3.321
IMD	40.000
Material capa rodadura viales	Asfalto
Área terraplenes (m ²)	8.300
Área taludes (m ²)	16.920
Usos del suelo (%)	
Viales	27
Aparcamientos y zonas de servicio	22
Agrícola	29
Residencial rural	4
Bosque	18
Características principales del sistema de drenaje	
Superficie impermeable drenando a cuneta revestida (ha)	1,81
Superficie impermeable drenando a cuneta vegetada (ha)	2,32
Superficie cuenca drenando a cuenca a cuneta vegetada (ha)	9,17

5.2. Descripción del sistema de tratamiento

El sistema de tratamiento cuya eficiencia real se evaluó durante el presente estudio está compuesto por dos niveles de tratamiento compuestos por dos unidades o equipos diferentes:

- **Primer Nivel – Decantación:** consiste en una decantación forzada por vortex mediante un separador hidrodinámico. Está diseñado para remover el 80 % de los sólidos suspendidos totales de hasta 200 micras, los sólidos flotantes y una parte de los hidrocarburos no emulsionados o en dispersión. El dimensionamiento del sistema se realizó con base al “caudal de calidad” de aguas, que se corresponde con el caudal que permite capturar y tratar el 90% de todo el volumen de escorrentía generado en la cuenca de estudio a lo largo de un año. El caudal de calidad de aguas para la cuenca de aportación se estimó en 250 L/s y el caudal máximo de tratamiento de la unidad es de 425 L/s.
- **Segundo Nivel – Filtración:** parte del efluente tratado en el separador hidrodinámico se filtra para remover las fracciones más finas y proporcionar una mayor calidad al efluente vertido. Mediante un proceso de filtración ascendente se retiene aproximadamente el 90 % de partículas de hasta 20 micras. Se reduce el aporte de finos, metales pesados, nutrientes e hidrocarburos emulsionados hacia el medio receptor. Este segundo nivel está dimensionado para un caudal de 55 L/s, que equivale al 50% de todo el volumen de escorrentía anual generado. El caudal de entrada al equipo en esta aplicación se limita por la capacidad hidráulica del filtro. Cuando se alcanza el límite de tratamiento del equipo de filtración el flujo excedente es evacuado por un aliviadero intermedio.

En la siguiente figura 4 se presenta un croquis del sistema de tratamiento instalado en el Segundo Cinturón.

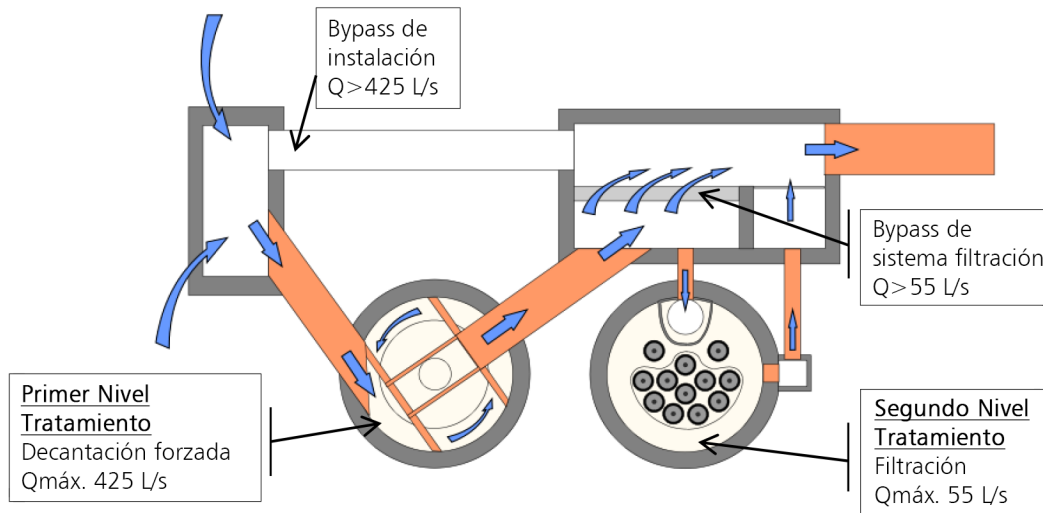


Figura 4.- Configuración general en planta de la instalación de tratamiento.

El separador hidrodinámico Urgarbi Downstream Defender® es un dispositivo avanzado de tratamiento de las aguas pluviales capaz de eliminar residuos flotantes, sólidos sedimentables e hidrocarburos en un solo proceso. La unidad proporciona altos rendimientos de separación de contaminantes asociados a las aguas pluviales en un espacio reducido y bajo un amplio rango de cargas y caudales. Esta etapa de tratamiento no requiere de energía externa para su funcionamiento y no tiene partes móviles. Su funcionamiento se basa en la generación de un vórtice de baja energía que fuerza la separación de los contaminantes asociados a las aguas. Los sedimentos almacenados se aíslan de la zona activa, o turbulenta, mediante una placa de asiento y un cono descendente, que minimizan la resuspensión. Los flotantes y aceites se dirigen hacia la superficie y se almacenan en otra zona del dispositivo.

El filtro para escorrentía es un equipo pasivo y compacto, compuesto por un sistema de filtración de membranas. Este segundo nivel de tratamiento se ha enfocado para remover partículas finas, metales pesados y nutrientes de la escorrentía. El filtro funciona por diferencia de presiones y cargas hidrostáticas. La escorrentía pluvial entra en la unidad y choca con un deflector que retiene residuos flotantes y decanta partículas gruesas. Los materiales menos densos permanecen suspendidos y son forzados a pasar por las membranas de filtración gracias a la carga hidrostática que se genera por el propio diseño de la unidad. El agua con partículas en suspensión es así filtrada, permaneciendo las partículas en suspensión en la cámara de la unidad y adheridas a las membranas. El agua filtrada sale por los orificios superiores de los cartuchos y es evacuada hacia el tubo de salida para su vertido. La unidad cuenta con diversas medidas para favorecer la auto-limpieza de las membranas de filtración: efecto de retrolavado automático, pulsos vibratorios y el efecto de la gravedad.

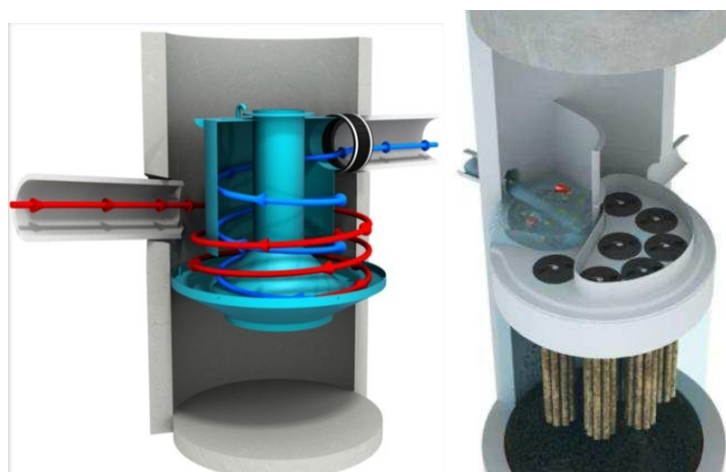


Figura 5.- Esquema del separador hidrodinámico y del filtro. La flecha roja representa las aguas pluviales entrando al equipo; las aguas deben ascender tal y como muestra la flecha azul por el interior de la unidad para pasar a la zona de filtros de membrana (a la derecha).

6. CAMPAÑA DE MONITORIZACIÓN

6.1. Objetivos

Los objetivos principales de la campaña de monitorización fueron la toma y análisis de muestras representativas de las escorrentías usando métodos y procedimientos de muestreo y análisis normalizados. Los datos obtenidos se procesaron para la obtención de las CMS (concentración media de suceso) de los contaminantes encontrados en las escorrentías. La CMS se ha empleado para poder determinar la ratio de eficiencia en la eliminación de contaminantes por las medidas de tratamiento implementadas.

Dentro de la estrategia de la campaña de monitorización se fijaron los siguientes objetivos hidráulicos:

- Medición de caudal en continuo y en tiempo real para el afluente y efluente.
- Medición de la precipitación *in situ*.
- Creación de modelo numérico hidrológico/hidráulico de simulación mediante el programa informático SWMM.
- Ajustes y comparativa de caudales teóricos y reales en la cuenca de estudio.
- Cálculo de hidrogramas para diferentes eventos lluvia.
- Estudio de los procesos de transformación lluvia - escorrentía generada en la cuenca.
- Estudio del "caudal de calidad" de aguas para la zona.
- Estimación de pérdidas de carga para las unidades de tratamiento.

La estrategia final de la campaña siguió el estudio tipo de nivel III, variación de la concentración durante un suceso de lluvia, establecido en el manual "*Design and Construction of Urban Stormwater Management Systems*" de la ASCE-WEF (1993). Este

enfoque permitió describir la evolución temporal de la concentración de contaminantes para cada suceso. La obtención de varias muestras simples en diferentes instantes de una lluvia, y establecer relaciones entre factores como la intensidad, IMD y otros factores externos en el mismo suceso, a diferencia de una única muestra compuesta, permitió obtener los polutogramas asociados a los sucesos de lluvias. Esta estrategia de monitorización más completa favoreció la obtención de:

- Datos discretos y continuos de la contaminación movilizada.
- Estimación de rendimientos de eliminación de contaminantes para las soluciones implementadas y su variabilidad en un mismo suceso y entre sucesos diferentes.
- Polutogramas para cada suceso de lluvias.
- Establecer de forma más precisa la masa de contaminación vertida al medio durante un periodo de tiempo y sus concentraciones.
- Puntos y zonas de la cuenca con mayor aporte de contaminación.

Los objetivos específicos de medida de contaminación fueron:

- Medición de la turbidez en continuo de entrada y salida a las unidades de tratamiento con sodas de turbidez.
- Medición discreta de la contaminación en tiempo de lluvias mediante el empleo de tomamuestras automáticos.
- Toma y gestión de muestras en campo.
- Determinación de parámetros analíticos en laboratorio.
- Tratamiento y parametrización de los datos obtenidos en campo.

6.2. Secciones de control

La sección de control se define como el punto de la cuenca o de la infraestructura de tratamiento en el que se caracteriza la contaminación movilizada por las aguas de escorrentía.

La instrumentación colocada se especifica en la figura 6.

6.3. Medición y registro de las precipitaciones

El registro de las precipitaciones que se produjeron durante la realización de la campaña de monitoreo se llevó a cabo a través de un pluviómetro de intensidad instalado sobre una de las casetas de control. Los datos de lluvia se almacenaron en un registrador de pulsos conectado al pluviómetro que se descargó periódicamente. El intervalo de registro de los mm de lluvia fue variando durante el estudio conforme se fue conociendo el comportamiento hidrológico de la cuenca, y se estableció finalmente en 10 minutos coincidiendo con los datos de intensidades diezminutarias disponibles en la estación de Euskalmet más cercana (Lasarte, a unos 5 km de distancia).

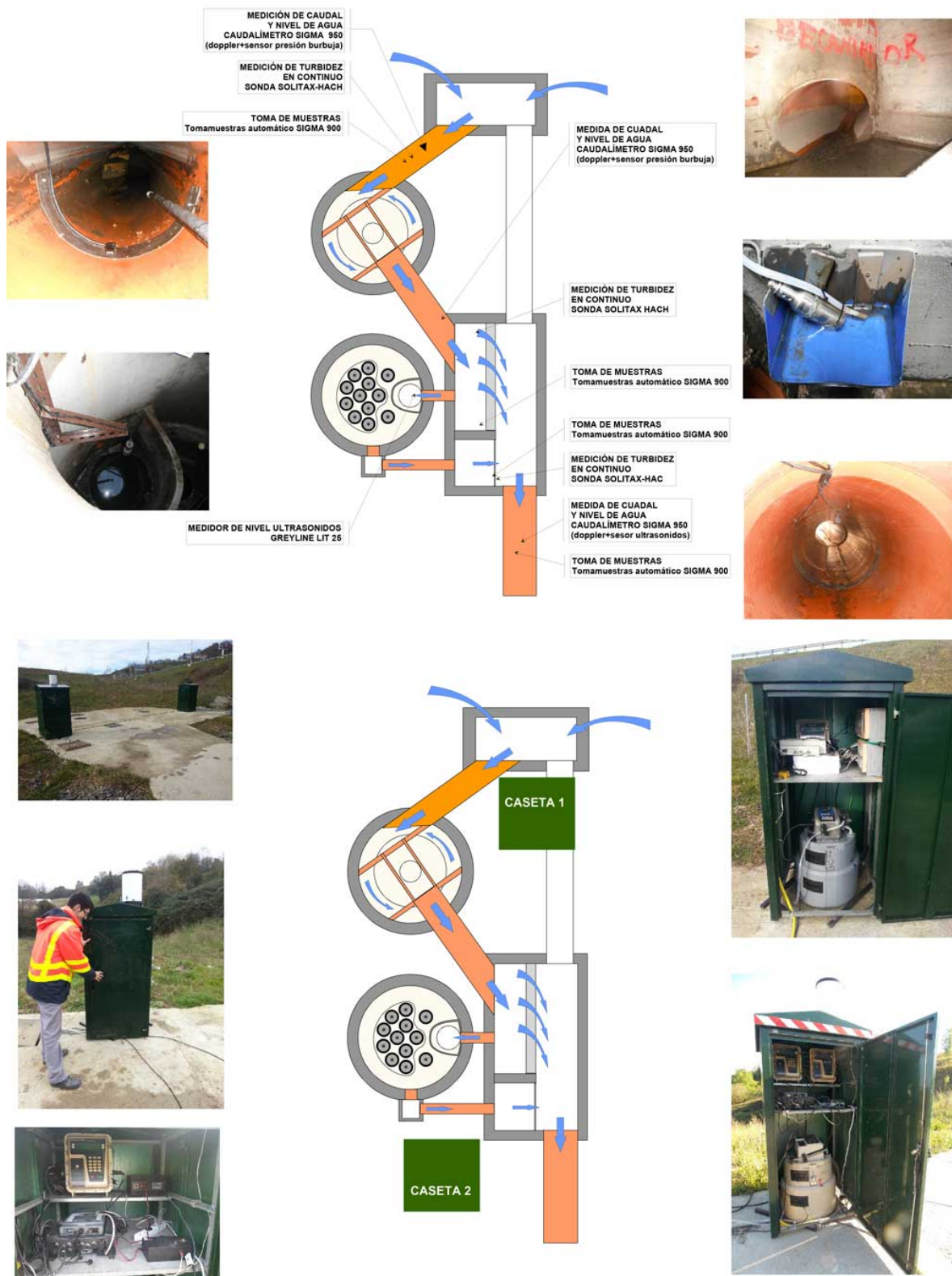


Figura 6.- Diagrama de la infraestructura de tratamiento y descripción de la instrumentación instalada.

6.4. Toma de muestras y medida de parámetros en continuo

La toma de muestras representativas de los fenómenos de movilización de contaminación fue, sin duda, la actividad más compleja de las desarrolladas en este estudio. El lavado y arrastre de la contaminación por la escorrentía es claramente un fenómeno transitorio y muy variable. Cada suceso muestreado fue generado por una lluvia de características diferentes a las otras (tuvo una duración, una variación de la intensidad en el tiempo, un volumen total de precipitación, etc., y se encontró una masa de contaminantes diferentes dispuestos para ser lavados).

La toma de muestras correcta durante un evento de lluvia en la instalación de tratamiento estuvo condicionada porque todos los equipos funcionasen de forma adecuada, cuestión que no siempre ocurrió. El comienzo de la toma de muestras en ambos tomamuestras se hizo a partir de la emisión de una señal que enviaba el caudalímetro de salida cuando detectaba un caudal mínimo.

Los sucesos de lluvia son representativos de los caudales reales que se producen en la cuenca estudiada. Unos abarcan perfectamente a todo el hidrograma generado por una determinada lluvia mientras que otros sólo dan información sobre la parte inicial del flujo generado.

Debido a que se muestreó la primera hora del flujo casi siempre se recogieron muestras de las aguas más contaminadas. La información que en sucesos de lluvia "largos" no ha sido posible recoger se intenta conocer mediante la metodología desarrollada a partir de las lecturas de la turbidez mediante sondas en continuo.

Suceso representativo a efectos de este estudio se definió como un evento de precipitación que cumplía con las siguientes características:

- Un volumen de al menos 1,5 veces el volumen de almacenamiento de las unidades monitoreadas, aproximadamente 25 m³.
- Intensidad mínima de precipitación de 3 mm/h o precipitación total superior a 2,5 mm.
- Las muestras cubren un mínimo del 70% del caudal de la tormenta, incluyendo la cantidad máxima posible de muestras recogidas en el 20% inicial del suceso de precipitación.

La medida de la turbidez, tanto en la entrada como en la salida, fue realizada mediante sondas SOLITAX (Hach). Se trata de sondas robustas, con sistema de autolimpieza y mecanismos de autocalibración. Con el fin de dar fiabilidad a las medidas que se realizaban, en numerosas ocasiones de valores muy bajos (sobre todo a la salida de filtros), en las muestras discretas tomadas en cada suceso también se midió en laboratorio la turbidez. El valor de turbidez de laboratorio se ha considerado como "bueno" o más fiable. A partir de estos valores se procedió a realizar una curva de corrección-ajuste de los valores medidos en campo por las sondas SOLITAX. Las correcciones, o calibración, de las medidas de las sondas de turbidez son relativamente robustas en los flujos de entrada, mientras que en los flujos de salida, con valores muy

bajos de turbidez las correcciones tienen mucha más incertidumbre. Tabla 4. Muestras tomadas en los sucesos estudiados y parámetros analizados.

Tabla 4.- Muestras tomadas en los sucesos estudiados y parámetros analizados.

Nº muestras	1TLL- 2712 2014	2TLL- 1101 2015	3TLL- 1402 2015	4TLL- 1303 2015	5TLL- 1704 2015	6TLL- 1704 2015	7TLL- 2105 2015	8TLL- 1006 2015
Periodo de Muestreo (min)	7E-7S	8E-8S	3E+5E- 3S+5S	8E-8S	6E-6S	1E-0S	8E-8S	12E-11S
	90	115	15+80	105	100	40	50	130
Parámetros								
DQO (mg/L)	X	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI
N-TOTAL (mg/L)	X	SI	SI	SI	SI	SI	X	X
P-TOTAL (mg/L)	X	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI
ST (mg/L)	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI
STV (mg/L)	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI
SST (mg/L)	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI
SSV (mg/L)	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI
SSF (mg/L)	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI
SDT (mg/L)	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI
SDV (mg/L)	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI
SDF (mg/L)	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI
Ssed (ml/L)	X	X	SI	SI	SI	SI	SI	SI
pH	SI	X	SI	SI	SI	SI	SI	SI
Conduct. (µs/cm)	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI
TURBIDEZ (UNF)	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI
ACEITES Y GRASAS	X	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI
HTP	X	SI	SI	SI	SI	X	SI	SI
Cd (µg/L)	X	SI	SI	SI	SI	SI	X	X
Cr (µg/L)	X	SI	SI	SI	SI	SI	X	X
Cu (µg/L)	X	SI	SI	SI	SI	SI	X	X
Fe (µg/L)	X	SI	SI	SI	SI	SI	X	X
Ni (µg/L)	X	SI	SI	SI	SI	SI	X	X
Pb (µg/L)	X	SI	SI	SI	SI	SI	X	X
Zn (µg/L)	X	SI	SI	SI	SI	SI	X	X

E: Entrada o afluente S: Salida o efluente

Durante la campaña y tras la toma de datos se ha realizado un ajuste entre los datos de medición de SST, Turbidez y DQO de muestras simples y las señales en continuo de turbidez para cada uno de los eventos caracterizados en las secciones de control. El seguimiento con base a muestreos de los eventos de lluvia es un proceso costoso y laborioso sujeto también a la aleatoriedad de la tipología de cada lluvia, de tal forma que resulta difícil obtener un muestreo completo de un suceso lluvioso. La monitorización en continuo de la turbidez en la sección de control ha permitido la generación de una serie de ajustes que permiten estimar, en buena medida, polutogramas “polutogramas sintéticos” de eventos de lluvia en los que no han sido tomadas muestras de agua para su caracterización.

Un ejemplo de las correlaciones que se utilizarán de corrección de los valores aportados por las sondas en continuo, una vez eliminados los valores anómalos, se muestra en la figura 7.

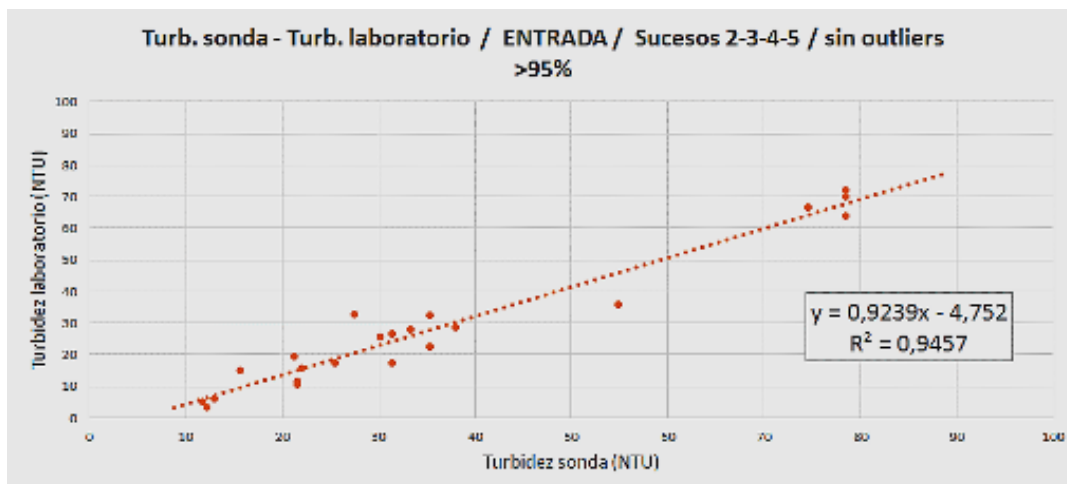


Figura 7.- Ajustes de regresión lineal entre valores de turbidez medida mediante sonda y los valores obtenidos en las muestras en laboratorio. Flujo de entrada.

Este tipo de ajustes y polutogramas sintéticos fueron utilizados para la estimación de SST, DQO y Turbidez a la entrada y a la salida de la sección de control en 4 eventos de lluvia (S1TLL: 8 de diciembre de 2014, S2TLL: 29 de enero de 2015, S3TLL: 26 de abril de 2015, S4TLL: 19 de mayo de 2015). Adicionalmente, se ha empleado esta metodología en el evento 6TLL del 18 de abril de 2015, donde los muestreos de agua habían sido agregados en forma de muestra compuesta.

7. TRATAMIENTO Y PARAMETRIZACIÓN DE LOS DATOS DE CAMPO

La gran cantidad de datos obtenidos en las campañas de campo requirió de un sistema de organización de la información que facilitara la labor posterior de tratamiento y análisis de la misma. En el caso del estudio objeto de esta comunicación el grado de instrumentación ha sido muy alto y se obtuvieron tanto de series de registros de sistemas de medida en continuo como de valores que se han obtenido a partir de muestras o medidas discretas.

Con el fin de describir mejor la organización y tratamiento de la información se ha elaborado el diagrama de la figura 8.

En cada uno de los sucesos de lluvia muestreados se estructuró toda la información disponible en una ficha tipo, o "ficha de suceso", que incluyó datos en bruto de las variables medidas e información gráfica sobre la evolución de los mismos. En la ficha también se integraron otros indicadores elaborados o calculados.

Los parámetros que se presentan en la "FICHA DE SUCESO" para describir la contaminación medida en los diferentes flujos fueron las concentraciones máximas, las concentraciones

mínimas, las concentraciones medias de suceso (CMS), las masas y la carga específica movilizadas.

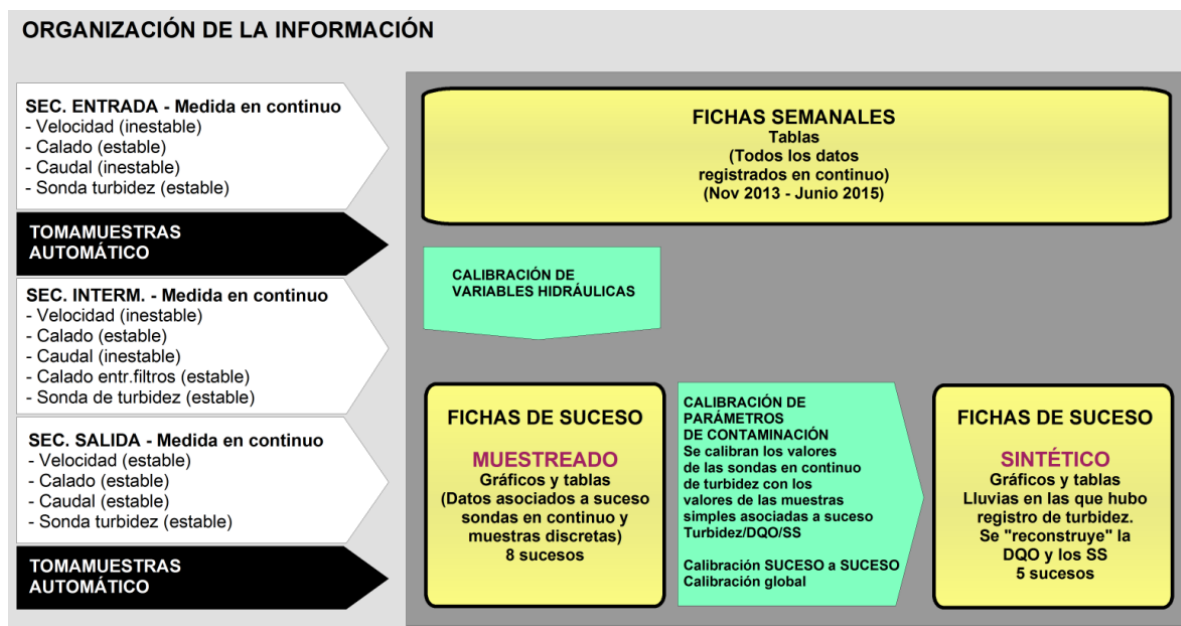


Figura 8.- Organización de la información obtenida durante las campañas.

Como ya se citó, en los flujos de entrada y de salida de la unidad de tratamiento, se dispone de sondas de medida en continuo de la turbidez. Está señal fue ajustada (corregida, calibrada) a partir de datos obtenidos de la medida de la turbidez en laboratorio en muestras discretas. A partir de estos datos de turbidez en continuo fue posible reconstruir las concentraciones de sólidos en suspensión a partir de curvas de ajuste que relacionaban turbidez con SS. Este mismo procedimiento se siguió para obtener la variación de la DQO (mg/L) a partir de las medidas en continuo de la turbidez. Mediante esta técnica se obtuvieron los denominados “polutogramas sintéticos”.

Para la presentación de los resultados de los sucesos caracterizados, bien mediante muestras bien mediante el análisis de los registros en continuo de turbidez, se siguieron cuatro casuísticas:

- CASO 1 - CMAX Y CMS muestreadas: valores de concentraciones máximas y concentraciones medias de suceso obtenidos a partir de todos los resultados obtenidos en las muestras tomadas en los flujos de ENTRADA a la unidad de tratamiento.

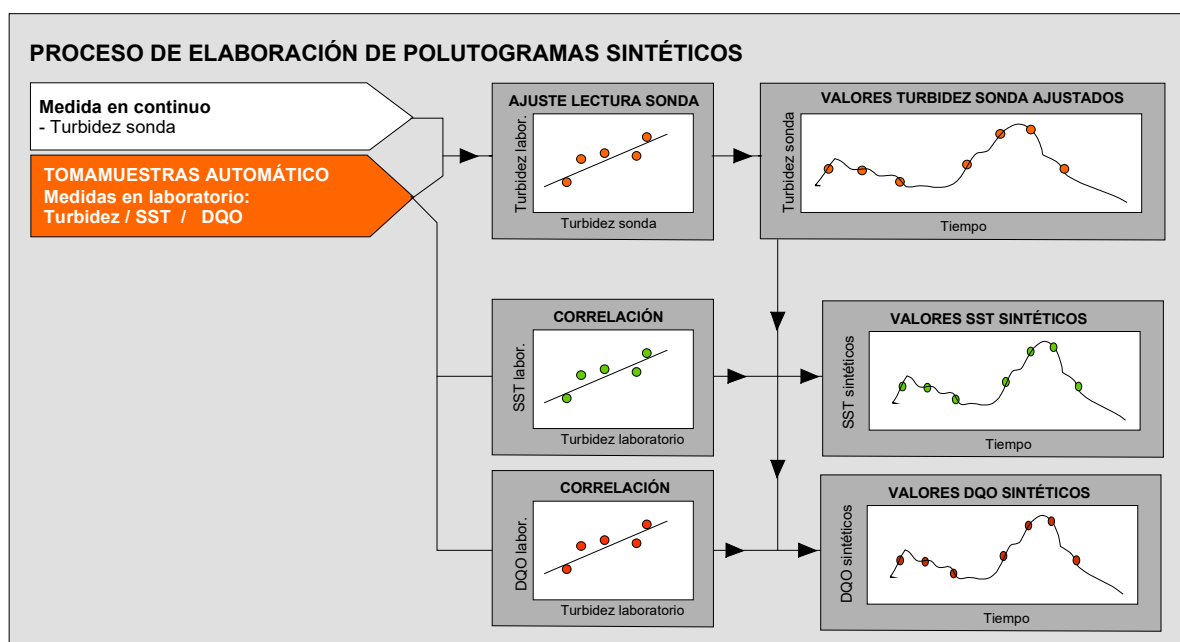


Figura 9.- Croquis que describe la metodología seguida para obtener polutogramas sintéticos de sólidos en suspensión (SS) y demanda química de oxígeno (DQO).

- CASO 2 - CMAX y CMS muestreadas > 35 mg/L SST: valores de CMAX y CMS obtenidos a partir de las muestras que son consideradas tanto en el polutograma de entrada como en el de salida, teniendo en cuenta el tiempo de retención hidráulica en las unidades de tratamiento (que depende del caudal medio; es importante a la hora de calcular los rendimientos del sistema de tratamiento, ya que se trata de comparar las "mismas gotas de agua") y operando solo con aquellas muestras cuyos valores han sido mayores de 35 mg/L en los sólidos en suspensión.
- CASO 3 - CMAX y CMS de todo el suceso > 35 mg/L: valores de CMAX y CMS obtenidos a partir de las "curvas de contaminación sintética". A partir de los valores registrados en las sondas de Turbidez en continuo ha sido posible "reconstruir" los polutogramas de sólidos en suspensión y de DQO de varios de los sucesos en los que se tomaron también muestras. Este tipo de análisis permite conocer mejor los eventos en los que el "tramo muestreado" era corto respecto al total de hidrograma. Se realizan los cálculos con aquellos valores que se sitúan en instantes en los que los sólidos en suspensión (SST) tienen valores superiores a 35 mg/L.
- CASO 4 - CMAX Y CMS Sintéticas: valores de CMAX y CMS obtenidos en "sucesos sintéticos" a partir de las "curvas de contaminación sintética". A partir de los valores registrados en las sondas de Turbidez en continuo ha sido posible "reconstruir" los polutogramas de sólidos en suspensión y de DQO de varios de los sucesos en los que NO se tomaron muestras.

En la tabla siguiente se intenta mostrar de forma ordenada la casuística comentada, haciendo mención a aquellos sucesos en los que alguna de las sondas en continuo no funcionó de forma correcta y, por lo tanto, no fue posible la elaboración de polutogramas sintéticos.

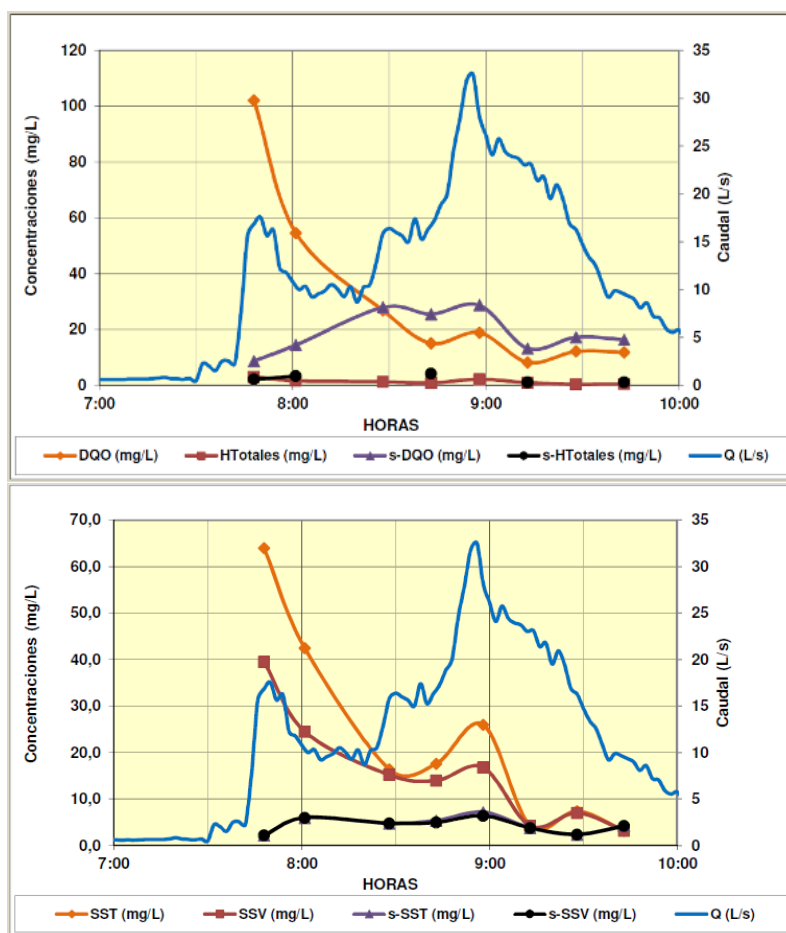
CAPITULO 2. CONTAMINACIÓN POR ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS VIALES

Tabla 5.- Casuística de los diferentes sucesos de lluvia caracterizados en este estudio.

DENOMINACIÓN	TRATAMIENTO	CASO 1	CASO 2	CASO 3	CAS O4
2CD-1TLL-27122014	SH + Filtro	SI	SI	SI	
2CD-2TLL-11012015	SH + Filtro	SI	SI	SI	
2CD-3TLL-14022015	SH + Filtro	SI	SI	SI	
2CD-4TLL-13032015	SH	SI	SI	SI	
2CD-5TLL-17042015	SH	SI	SI	Solo turbidímetro de salida	
2CD-6TLL-18042015*	SH	SI	SI		
2CD-7TLL-15052015	SH + Filtro	SI	SI	Solo turbidímetro de salida	
2CD-8TLL-10062015	SH + Filtro	SI	SI	Solo turbidímetro de salida	
2CD-S1TLL-08122014	SH + Filtro				SI
2CD-S2TLL-29012015	SH + Filtro				SI
2CD-S3TLL-26042015	SH + Filtro				SI
2CD-S4TLL-19052015	SH + Filtro				SI

SH: Separador hidrodinámicos

* Muestra de salida descartada por datos incoherentes



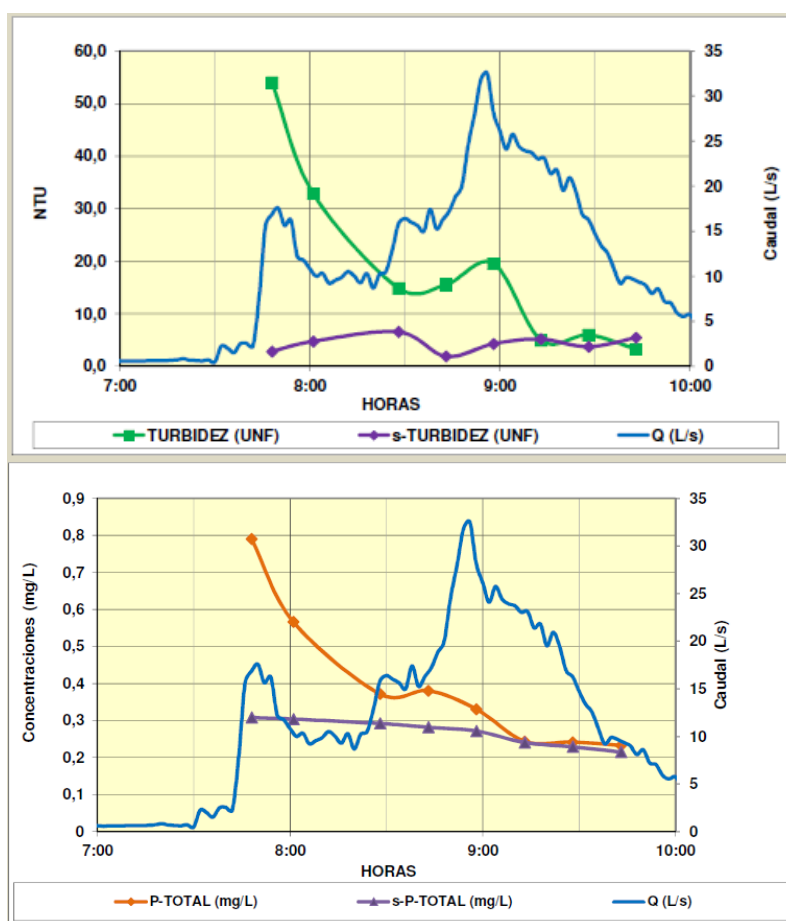


Figura 10.- Ejemplo de hidrogramas y polutogramas caracterizados durante el Suceso 2 (s- indica flujo de salida).

8. RESULTADOS

8.1. Resultados principales de las medidas hidráulicas vinculadas a los sucesos muestreados

A continuación, se muestran los valores característicos de precipitaciones y de los hidrogramas de los sucesos caracterizados.

Tabla 6.- Valores característicos de la campaña de caracterización del sistema de tratamiento de la Dolina de Berakorte para los sucesos muestreados (Hernani).

	PREP. TOTAL (mm)	I _{MED} (mm/h)	I _{MAX} (mm/h)	DURACIÓN (h)	TIEMPO SECO PRECEDENTE (h)
Evento medido	6,1	2,1	5,7	5,4	33,2
2CD-1TLL-27122014	20,6	2,3	7,8	9,0	9,0
2CD-2TLL-11012015	7,3	1,3	5,4	5,7	3,0
2CD-3TLL-14022015	12,6	0,7	2,4	17,8	165,0
2CD-4TLL-13032015	7,8	3,1	7,2	2,5	201,6
2CD-5TLL-17042015	5,0	2,7	6,0	1,8	156,0
2CD-6TLL-18042015	21,4	3,9	75,6	5,5	23,8
2CD-7TLL-15052015	8,4	1,9	13,2	4,3	9,7
2CD-8TLL-10062015	12,0	3,3	20,4	3,7	6,3

CAPITULO 2. CONTAMINACIÓN POR ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS VIALES

Tabla 7.- Datos generales de los hidrogramas de los sucesos generados en la salida de la instalación de tratamiento.

Nº Suceso	Día y hora de inicio	Día y hora de finalización	Duración (horas)	Caudales máximos en todo el evento (L/s)	Caudales máximos en el tramo muestreado (L/s)	Caudales medios en tramo muestreado (L/s)
1	27/12/2014 13:45	28/12/2014 1:50	12 horas 05 minutos	158,67	76,8	35,3
2	11/01/2015 7:28	11/01/2015 14:24	6 horas 56 minutos	32,52	32,52	17,3
3	14/02/2015 10:45	15/02/2015 4:30	17 horas 45 minutos	17,80	17,80	14,7
4	13/03/2015 6:30	13/03/2015 11:10	4 horas 40 minutos	53,19	53,19	27,4
5	17/04/2015 12:45	17/04/2015 15:50	3 horas 05 minutos	23,72	23,72	16,3
6	18/04/2015 14:00	18/04/2015 20:45	6 horas 45 minutos	113,87	113,87	53,7
7	15/05/2015 7:15	15/05/2015 9:25	2 horas 10 minutos	120,24	120,24	21,9
8	10/06/2015 12:20	10/06/2015 17:00	4 horas 40 minutos	83,17	83,17	22,8

8.2. Valores de concentraciones medidos y calculados en los sucesos caracterizados

A continuación, se presentan los valores de concentraciones medidos en cada suceso.

Tabla 8.- Valores máximos y Concentraciones Máximas de Suceso considerando todos los valores de las muestras tomadas (CASO 1).

ENTRADA										
CMAX ENTRADA	N-total (mg/L)	Aceites y grasas	DQO (mg/L)	HTotales (mg/L)	P-total (mg/L)	ST (mg/L)	SST (mg/L)	SDT (mg/L)	Cond. (µs/cm)	Turb. (UNF)
1TLL-27122014	-	-	94,7	-	-	231	104	162	267	78,0
2TLL-11012015	7,9	5,1	102,0	3,0	0,79	792	64	728	1.192	54,0
3TLL-14022015	12,7	5,1	90,1	1,0	0,74	2.359	76	2.288	3.900	70,0
4TLL-13032015	21,1	11,4	191,0	5,3	2,42	470	124	346	580	93,0
5TLL-17042015	28,8	22,9	403,0	13,4	1,95	460	164	296	553	119,5
6TLL-18042015	4,7	1	69,4	-	0,30	244	106	138	178	121,0
7TLL-15052015	4,1	8,6	228,0	5,4	0,60	364	184	236	325	79,0
8TLL-10062015	5,1	10,6	329,0	8,6	0,50	374	180	194	239	80,0
SALIDA										
CMAX SALIDA	N-total (mg/L)	Aceites y grasas	DQO (mg/L)	HTotales (mg/L)	P-total (mg/L)	ST (mg/L)	SST (mg/L)	SDT (mg/L)	Cond. (µs/cm)	Turb. (UNF)
1TLL-27122014	-	-	23,7	-	-	186	17	178	298	22,1
2TLL-11012015	6,1	5,7	28,7	4,2	0,31	596	7	591	962	6,6
3TLL-14022015	9,1	4,5	59,4	1,8	0,36	2.136	39	21.02	3.510	36,3
4TLL-13032015	15,7	11,3	146,0	8,1	2,08	500	82	458	677	80,0
5TLL-17042015	20,9	7,0	257,0	6,0	1,31	396	106	340	602	75,5
6TLL-18042015	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7TLL-15052015	12,1	6,3	59,0	4,3	0,52	380	29	358	552	18,0
8TLL-10062015	9,3	7,3	99,0	6,2	0,38	294	50	244	385	35,1

CAPITULO 2. CONTAMINACIÓN POR ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS VIALES

Tabla 9.- Valores medios ponderados y CMS registradas en ENTRADA considerando todos los valores de las muestras tomadas (CASO 1) y considerando los polutogramas sintéticos de eventos NO caracterizados con muestras (CASO 4).

ENTRADA										
CMS ENTRADA	N-total (mg/L)	Aceites y grasas	DQO (mg/L)	HTotales (mg/L)	P-total (mg/L)	ST (mg/L)	SST (mg/L)	SDT (mg/L)	Cond. (µs/cm)	Turb. (UNF)
1TLL-27122014	-	-	83,3	-	-	182	73	110	174	65,3
2TLL-11012015	4,4	3,1	25,1	1,3	0,36	453	20	433	699	16,8
3TLL-14022015	6,5	2,7	51,5	0,6	0,42	1.689	45	1.644	2.770	40,8
4TLL-13032015	7,8	4,0	56,9	1,5	0,73	229	42	187	307	30,1
5TLL-17042015	10,3	8,6	110,1	5,1	0,69	221	44	177	268	37,3
6TLL-18042015	4,7	-	69,4	-	0,30	244	106	138	178	121,0
7TLL-15052015	4,1	8,6	129,3	5,4	0,60	229	107	122	149	44,5
8TLL-10062015	5,1	10,6	77,3	8,6	0,50	192	55	137	140	21,5
Valores promedio	6,1	6,3	75,4	3,75	0,51	430	62	369	585,6	47,2
S1TLL-8122014	-	-	204	-	-	-	135	-	-	107
S2TLL-9012015	-	-	170	-	-	-	112	-	-	89
S3TLL-6042015	-	-	116	-	-	-	76	-	-	60
S4TLL-9052015	-	-	147	-	-	-	97	-	-	77
Valores promedio	-	-	159,3	-	-	-	105	-	-	83,25

Tabla 10.- Valores medios ponderados y CMS registradas en SALIDA considerando todos los valores de las muestras tomadas (CASO 1) y considerando los polutogramas sintéticos de eventos NO caracterizados con muestras (CASO 4).

SALIDA										
CMS SALIDA	N-total (mg/L)	Aceites y grasas	DQO (mg/L)	HTotales (mg/L)	P-total (mg/L)	ST (mg/L)	SST (mg/L)	SDT (mg/L)	Cond. (µs/cm)	Turb. (UNF)
1TLL-27122014	-	-	10,5	-	-	152	12	140	241	8,9
2TLL-11012015	5,0	2,1	20,4	1,3	0,27	515	5	510	857	4,5
3TLL-14022015	7,8	2,9	47,6	1,4	0,33	1.881	31	1.850	3.139	30,7
4TLL-13032015	7,8	4,2	61,5	2,8	0,83	269	47	222	343	43,7
5TLL-17042015	10,8	3,3	113,9	2,3	0,77	253	49	204	334	40,9
6TLL-18042015	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7TLL-15052015	12,1	6,3	38,9	4,3	0,52	313	19	293	419	13,1
8TLL-10062015	9,3	7,3	72,7	6,2	0,38	193	26	167	212	18,5
Valores promedio	8,8	4,35	52,2	3,05	0,52	510,8	27	483,7	792,1	22,9
S1TLL-8122014	-	-	104	-	-	-	40	-	-	32
S2TLL-9012015	-	-	58	-	-	-	22	-	-	18
S3TLL-6042015	-	-	68	-	-	-	26	-	-	21
S4TLL-9052015	-	-	16	-	-	-	6	-	-	5
Valores promedio	-	-	61,5	-	-	-	23,5	-	-	19

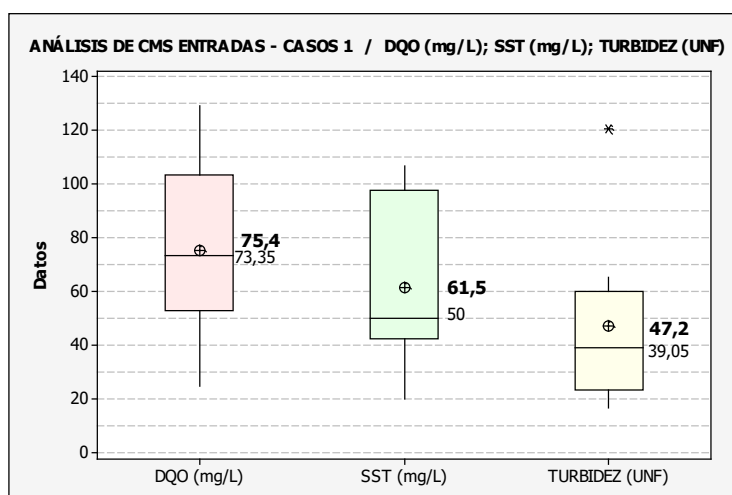


Figura 11.- Valores de la media y de la mediana de las CMS obtenidas a partir de todas las muestras tomadas durante los sucesos 1 a 8 (CASO 1).

8.3. Determinación de rendimientos

Para el cálculo de rendimientos del tratamiento se aplicó el método de cálculo de reducción de cargas para un suceso individual descrito en el manual "Urban Stormwaer BMP Performance Monitoring" de la EPA ("Environmental Protection Agency") de Estados Unidos. Este método es apto para calcular la eficiencia de las unidades de tratamiento de las escorrentías pluviales para un evento de precipitación determinado basado en las cargas de entrada y de salida.

$$ER = \frac{CMS_e - CMS_s}{CMS_e} \times 100$$

Dónde:

ER = Ratio de Eficiencia (%).

CMS_e = Concentración media del suceso en la ENTRADA (Unidades variables según parámetro analizado).

CMS_s = Concentración media del suceso en SALIDA (Unidades variables según parámetro analizado).

Las CMS seleccionadas para el cálculo de rendimientos se corresponden a la casuística 2, teniendo en cuenta el tiempo de retención hidráulica en las unidades de tratamiento y operando solo con aquellas muestras cuyos valores han sido mayores de 35 mg/L en los sólidos en suspensión.

Para el cálculo del ER en SST, turbidez y DQO se consideraron tanto los sucesos muestreados y los sucesos sintéticos.

Los bajos caudales registrados durante el Suceso 3 (3TLL), hacen que el tiempo de retención hidráulica (TRH) dentro de los equipos de tratamiento, se incremente notablemente. Si a las horas de la recogida de las muestras a la entrada se les suma el TRH de los equipos se observa que no existe ninguna muestra tomada a la salida que se corresponda con una muestra tomada a la entrada de los equipos. El evento 3 ha sido incluido en las tablas siguientes, para observar los valores registrados y analizados en

laboratorio que caracterizan el evento. Los resultados obtenidos, no tienen efecto sobre los valores estadísticos y rendimientos finales de las unidades.

Tabla 11.- Ratios de eficiencia del tratamiento y eficiencias máximas y mínimas para cada contaminante y para todos los sucesos muestreados y caracterizados para agua filtrada.

Parámetros	Cd (µg/L)	Cr (µg/L)	Cu (µg/L)	Fe (µg/L)	Ni (µg/L)	Pb (µg/L)	Zn (µg/L)
RATIO DE EFICIENCIA (ER)	71	56	47	56	50	52	53
EFICIENCIA MAXIMA	100	100	89	97	100	100	82
EFICIENCIA MINIMA	42	12	4	14	0	4,5	25

Parámetros	N-TOTAL (mg/L)	P-TOTAL (mg/L)	Aceites y Grasas (mg/L)	HT del Petróleo (mg/L)	Sólidos Suspendidos Totales (mg/L)	Turbidez (UNF)	DQO (mg/L)
RATIO EFICIENCIA (ER)	-90	30	37	23	80	74	66
EFICIENCIA MAXIMA	12	55	55	27	93	93	89
EFICIENCIA MINIMA	-198	13	26	20	61	24	27

Comentarios sobre los valores obtenidos:

Sólidos suspendidos totales, DQO y turbidez: Para los 8 sucesos muestreados y los 4 eventos sintéticos analizados los rendimientos de las medidas implementadas en la separación de SST oscilaron en un rango de 61%-93%, con una media del 80%. Las eficiencias en la remoción de turbidez variaron entre 24%-93%, con una media de 73%. El rendimiento máximo y mínimo de eliminación de la DQO varió entre el 26% y 89%, con una media del 66%.

Metales totales: el rango de eficiencia de remoción medio para todos los metales pesados fue del 54% para el efluente filtrado. Una proporción elevada de la concentración de metales pesados se encuentra asociada al material particulado en las aguas de escorrentía. La proporción de material particulado y disuelto para cada uno de los metales se presenta en el análisis de resultados.

Aceites y grasas, e hidrocarburos totales del petróleo: El rendimiento máximo de eliminación de grasas y aceites e hidrocarburos fue de 55% y 27% correspondientemente. Los rendimientos medios de aceites y grasas fueron del 37% y del 24% para los hidrocarburos totales del petróleo.

Nutrientes: Los rendimientos de separación de nutrientes, Fósforo y Nitrógeno total, en las aguas de escorrentía variaron entre el 12% y -198% para el Nitrógeno total, y entre el 13% y 55% para el Fosforo total. Para el estudio la eficiencia media en la separación medio de Fósforo total se estableció en el 37%. La eficiencia en la remoción de Nitrógeno total fue del -89%. Para sistemas de tratamiento que no han sido diseñados para eliminar fracciones disueltas, como nutrientes o metales, no es raro observar ratios de eficiencia negativos para esos contaminantes durante una campaña de muestreo. La solución de tratamiento está diseñada para remover materia en suspensión y la fracción adherida a esa materia. En la discusión de resultados se detalla más este fenómeno y sus posibles causas.

Otros parámetros químicos – pH, conductividad y SDT: El pH del afluente varió entre 6,80 y 7,62, con una media de 7,15, y el rango de valores de pH en el efluente osciló entre 6,88 y 7,45 con una media de 7,16. La conductividad en las aguas de entrada osciló entre 137 y 3.026 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con una media de 748 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La conductividad en el efluente varió entre 179 y 3.279 $\mu\text{S}/\text{cm}$ con una media de 824 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Debido a que los sólidos disueltos totales están muy correlacionados con la conductividad estos siguen un patrón similar. La conductividad se incrementa durante el tratamiento debido al contacto con las aguas retenidas con alta conductividad en la unidad de filtración. Estos sucesos pueden observarse en unidades de tratamiento que no han sido dimensionadas para remover las fracciones disueltas debido a los procesos y equilibrios que ocurren entre material disuelto y particulado dentro de las mismas.

Parámetros hidráulicos y volúmenes tratados: El caudal máximo para todos los eventos estudiados varió entre 18 y 302 L/s, con una media de caudales máximos de 115 L/s y el promedio de todos los caudales medios fue de 48 L/s. El primer nivel de tratamiento no entró en bypass para ninguno de los sucesos muestreados, tratando el 100% del caudal de entrada. El filtro gestionó un rango de volúmenes que osciló entre el 25% y 82% de los volúmenes de escorrentía generados para todos los sucesos muestreados. La media del volumen de agua tratada por el filtro fue del 55%.

9. DISCUSION DE RESULTADOS

El cálculo de los rendimientos del tratamiento se determinó mediante el método de cálculo estandarizado de reducción de cargas basado en la variación entre las CMS de entrada y de salida, para cada contaminante y suceso. El estudio probabilístico de todos los datos de contaminación en la entrada y salida de la unidad de tratamiento mostró una clara tendencia en los rendimientos del tratamiento, con un incremento en los porcentajes de eliminación de contaminantes a medida que aumentaba la carga contaminante en las aguas de entrada. Las concentraciones de salida permanecieron relativamente constantes durante todo el estudio. Debido a la predominancia de valores bajos en la concentración de contaminantes en el caudal de entrada, para el cálculo de rendimientos se seleccionaron únicamente las muestras de entrada con valores de SST superiores a 35 mg/L (valor límite de emisión considerado en los planes hidrológicos) y contabilizando el tiempo de retención hidráulica dentro de las unidades para comparar baches de agua complementarios a la entrada y la salida (casuística 2).

Los rendimientos en la eliminación de la materia particulada presente en forma de SST y DQO para el agua de escorrentía, que recibe dos niveles de tratamiento, se establecieron en una media del 80% y 67% respectivamente, similar a los valores inicialmente fijados en la fase de diseño del proyecto.

El sistema de depuración instalado puede considerarse que tiene la capacidad de gestionar las aguas de escorrentía, si referenciamos o comparamos con los requisitos de referencia de la legislación nacional y española. El Real Decreto-Ley 11/1995, de 28 de diciembre por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas establece los siguientes requisitos de los vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas.

A pesar de que los requisitos son para vertidos de aguas residuales urbanas y que el tipo de tratamiento recibido en una depuradora urbana es mucho más completo, el requerimiento de porcentaje mínimo de reducción exigido para la DQO y los SST se cumple o está muy cercano.

Tabla 12.- Requisitos para los vertidos procedentes de instalaciones de depuración de aguas residuales urbanas.

PARÁMETROS	MEDIANTE TRATAMIENTO PRIMARIO		MEDIANTE TRATAMIENTO SECUNDARIO	
	CONCENTRACIÓN	PORCENTAJE MÍNIMO DE REDUCCIÓN ^(a)	CONCENTRACIÓN	PORCENTAJE MÍNIMO DE REDUCCIÓN ^(b)
DQO	-	-%	125 mg/L	75%
Total sólidos en suspensión	-	50%	35 mg/L (b)	90%

(a) Reducción relacionada con la carga del caudal de entrada / (b) Este requisito es optativo.

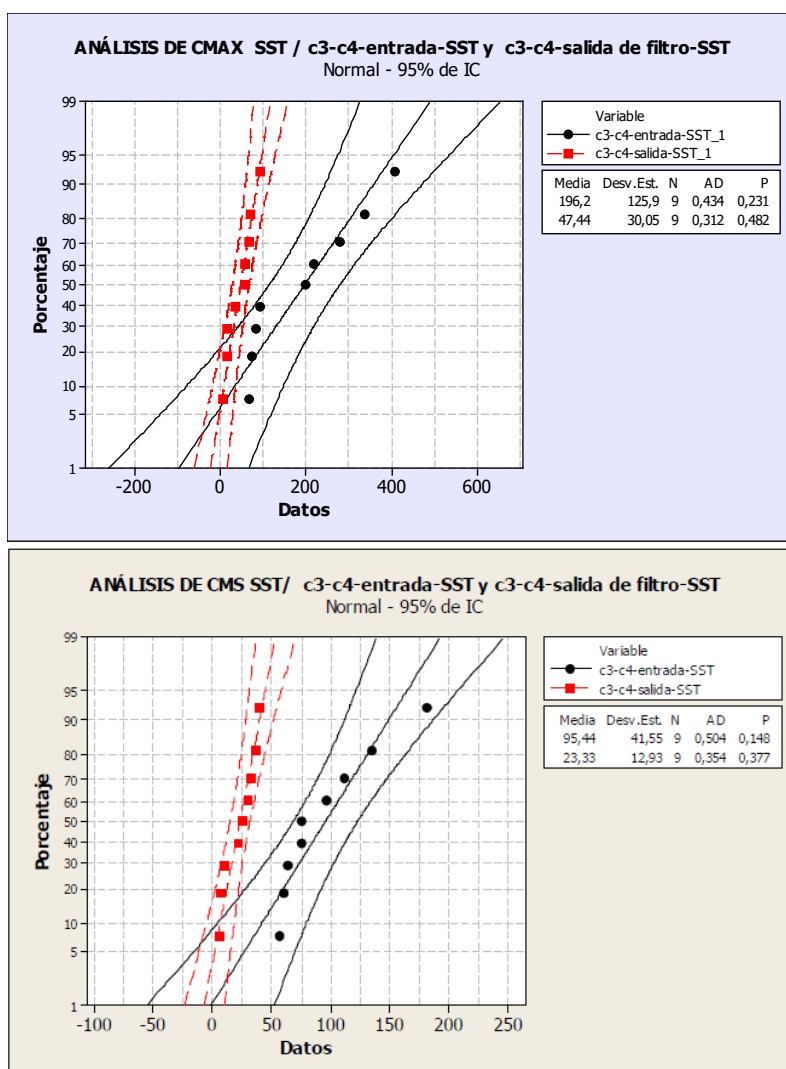


Figura 12.- Análisis de probabilidad acumulada de los valores de CMAX y CMS de SST (valores de polutogramas sintéticos, CASOS 3 y CASOS 4).

El gráfico de probabilidad anterior presenta las CMAX de sólidos en suspensión de los diferentes sucesos tanto en entrada como en salida (casos 3 y 4). En esta figura puede

apreciarse cómo para concentraciones inferiores en la entrada el porcentaje de eliminación de los contaminantes es bajo, y las líneas de entrada y salida tienden a ser paralelas. Sin embargo, a medida que la concentración del afluente se incrementa el porcentaje de remoción también lo hace y las rectas tienden a alejarse entre sí.

El 54% de remoción obtenido para los metales pesados totales en el sistema de tratamiento es ligeramente superior a los niveles de eliminación que cabrían esperar para el sistema. La forma dominante de los metales muestreados es mayoritariamente particulada, lo cual muestra que la remoción de partículas finas, fracción asociada a los metales, de las aguas de escorrentía puede ser un método efectivo para controlar la emisión de metales pesados desde una carretera durante su explotación.

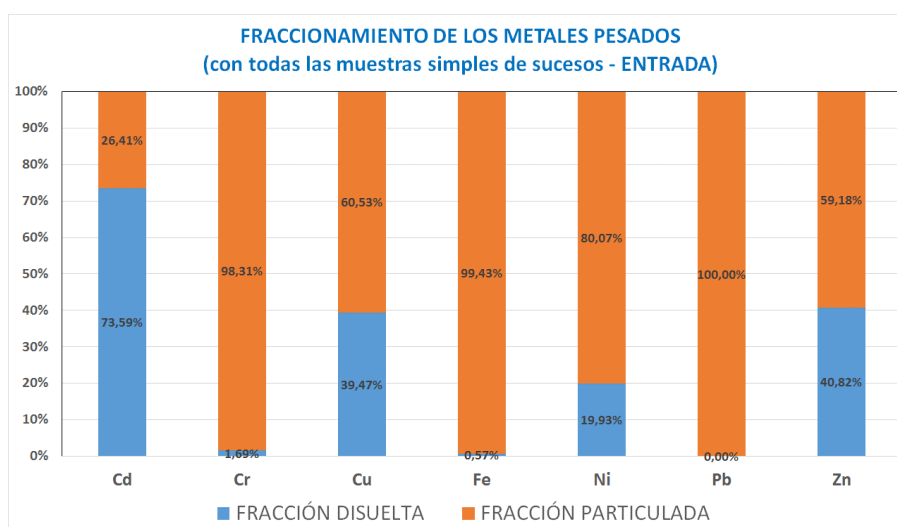


Figura 13.- Fraccionamiento de los metales pesados (analizados a partir de todos los valores medidos en muestras simples).

La eliminación de nutrientes en las aguas de escorrentía varió entre el 12% y -198% para el nitrógeno total y entre el 13% y 55% para el fósforo total. La eficiencia media en la reducción de fósforo total se estableció en el 37% y para el nitrógeno total fue del -89%. El sistema de tratamiento estudiado no fue diseñado para eliminar fracciones disueltas por lo que las ratios de eficiencia negativos para el nitrógeno en algunos sucesos indican la posible presencia de compuestos solubles de nitrógeno, amonio o nitratos, en el volumen de agua permanente de la unidad de tratamiento. Las colonias microbianas establecidas en el sistema de filtración, asimilan y fijan algunas formas de nitrógeno y transforman sus distintas especies en la cámara del sistema de tratamiento influyendo en las concentraciones solubles y particuladas de nitrógeno total. Las especies solubles del nitrógeno y los propios microorganismos pueden ser incorporados en el efluente, dando valores más altos de nitrógeno total en relación al afluente, y reduciendo por tanto el porcentaje de remoción de este elemento.

La determinación de rendimientos en la eliminación de nitrógeno total para los sucesos 7 y 8, sucesos con porcentajes de eliminación negativos, se realizaron comparando una única muestra de entrada y salida ponderada con el caudal. En el resto de los eventos, donde se cuenta con un mayor número de muestras, los resultados fueron positivos.

En comparación, el fósforo tiene una cinética química más rápida que el nitrógeno, y vuelve antes a su fracción particulada, generalmente de un tamaño mayor y con una mayor componente inorgánica que aumenta su peso específico, entre 2 y 2,7, siendo más propenso a su eliminación por decantación. Por ello se obtuvo un porcentaje superior en la remoción del fósforo a lo largo de toda la campaña de muestreo que nunca llega a ser negativo. El fósforo es también asimilado por los microorganismos, pero una vez que vuelve a su forma particulada el fósforo total es mucho más estable, menos lixiviable, menos reactivo y menos móvil que el nitrógeno total en un ambiente tan cambiante a lo largo del tiempo como es la cámara de almacenamiento sumergida de una unidad de tratamiento.

El nitrógeno también pudo presentar picos en las concentraciones por aportes de algas y por la presencia de material vegetal en descomposición que puede entrar en el sistema y escapar en un momento puntal. Durante la campaña se apreció la presencia casi continuada de algas en la cuneta vegetada y dentro de las unidades de tratamiento. Estas algas para poder proliferar y establecerse requieren de un aporte continuado de nutrientes que, como se discutirá en el siguiente punto, puede estar asociado al uso agrícola de gran parte de la cuenca.

Las grasas y aceites, e hidrocarburos totales del petróleo presentaron valores de remoción bajos, con una media del 37 y 24%. Estos rendimientos son inferiores a los esperados y determinados en las unidades en pruebas de campo y laboratorio. Esta discrepancia es posiblemente debida a los elevados caudales punta y a la forma en la que se presentan estos compuestos en el agua, en dispersión o emulsionados. Durante las numerosas inspecciones realizadas a las unidades de tratamiento siempre se constató la presencia de hidrocarburos libres flotando en las cámaras de detención de las unidades.

Las concentraciones reales de entrada a las unidades de estos contaminantes han podido ser superiores a las determinadas debido a la posición en la que se instaló el tubo de succión de agua del tomamuestras. Este punto de succión se instaló en la parte central de la tubería sumergida al separador hidrodinámico dificultando la captura de líquidos o material flotante.

Referente a los caudales y volúmenes tratados, comentar que el primer nivel de tratamiento conformado por el separador hidrodinámico no entró en bypass en ninguno de los eventos muestreados y trató el 100% de todo el volumen de escorrentía generado por la cuenca aportante, frente al 90% de volumen proyectado en su dimensionamiento. Esta diferencia se debe principalmente a que el área de cuenca aportante usada en el dimensionamiento de este dispositivo fue superior al área cuenca que realmente aporta caudal y que se confirmó en el estudio.

Cabe destacar que tampoco se registró un bypass del primer nivel en el plazo de 18 meses que transcurrió desde la instalación de los equipos de medida hasta el final de la campaña. Esto confirmó que el dimensionamiento de las unidades de tratamiento, basado en el cálculo del "caudal de calidad de aguas" para la cuenca (caudal asociado al percentil 90 de volumen de precipitación anual acumulada para la cuenca), es correcto y puede ser un método válido de dimensionamiento de este tipo de sistemas.

El sistema de filtración trató el 55% del volumen de escorrentía total generado por los sucesos muestreados; un valor muy similar al estimado en el proyecto. No obstante, los caudales punta tratados por el sistema de filtración no llegaron a los caudales de diseño de 55 L/s, entrando la unidad en bypass antes de alcanzar ese valor en varios de los sucesos muestreados. Esto se debe a la obturación prematura de las membranas por varios motivos que se han observado durante el estudio:

- Concentraciones continuadas y elevadas de hidrocarburos en el afluente por la presencia de las estaciones de servicio cercanas. Los hidrocarburos y aceites y grasas promueven una obturación rápida de cualquier sistema de filtración.
- La existencia de un caudal base continuado en tiempo seco de 2-3 L/s en la entrada del filtro, que minimiza considerablemente el efecto de retrolavado de los cartuchos filtrantes.
- Estos factores requieren una limpieza frecuente de las membranas para conservar su capacidad hidráulica y optimizar los caudales punta que son capaces de gestionar.

La proporción entre fracciones disueltas y suspendidas en las aguas de escorrentía muestreadas se puede apreciar en la figura 14.

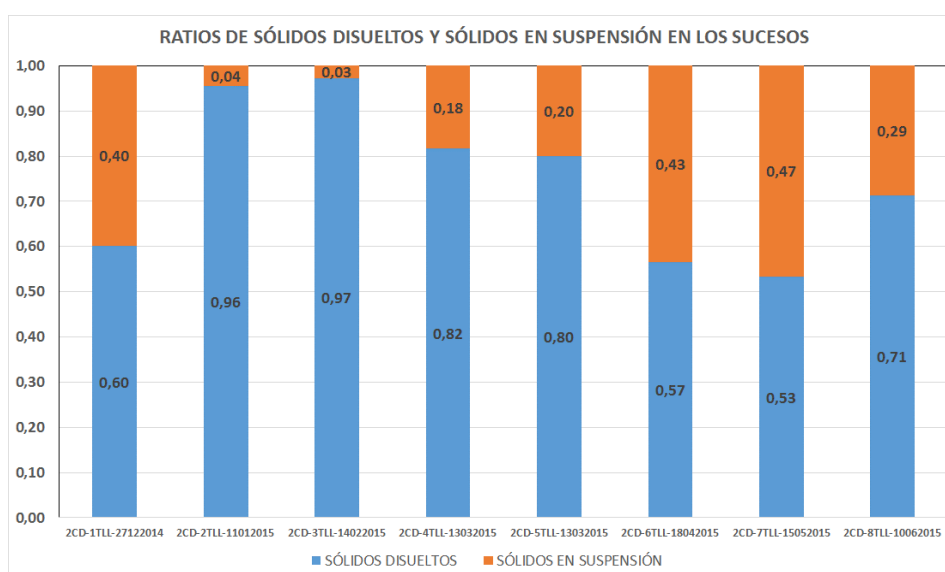


Figura 14.- Proporciones de materia particulada y disuelta en las aguas de escorrentía del Segundo Cinturón (analizados a partir de todos los valores medidos en muestras simples).

La figura anterior muestra un comportamiento anómalo de la cuenca piloto como cuenca "vial-parking". En todos los sucesos analizados se han registrado proporciones de sólidos disueltos superiores al 60% (incluso se llega al 96-97% en sucesos 2 y 3). Los sucesos 6 y 7 muestran proporciones más habituales en las cuencas de tipo vial. Este comportamiento anómalo se asocia a dos fenómenos:

- Cuencas rurales, con un comportamiento ya explicado respecto a la disolución de materiales.

- Uso de sal en épocas de hielo en la carretera y zonas de aparcamiento. Este fenómeno se ve claramente en las conductividades medidas en el Suceso 3 y en la masa de sales movilizada.

Las concentraciones de contaminantes en las escorrentías viarias en el Segundo Cinturón son comparables a las de otros estudios con condiciones climáticas y de tráfico similares. Prácticamente todos los eventos muestreados mostraron valores puntuales de concentraciones máximas de sedimentos por encima del valor típico de 80 mg SST/L que se usa en varios valores límite de emisión de la normativa nacional. Las concentraciones medias de suceso solo superaron este límite en 5 de los 12 eventos estudiados.

Esta gran variabilidad en las concentraciones de contaminantes en las aguas de escorrentía fue caracterizada gracias al empleo de métodos de medición de turbidez en continuo y sus correlaciones con distintos contaminantes. Se encontraron correlaciones significativas entre las mediciones de turbidez y SST. Las predicciones de SST sintéticos como subrogados de la turbidez y las concentraciones reales medidas en laboratorio para este parámetro fueron buenas. Este tipo de mediciones pueden representar un método técnica y económicamente viable para caracterizar y monitorizar los vertidos de escorrentía y la efectividad de las técnicas implementadas para su tratamiento.

La evaluación de rendimientos del sistema de tratamiento implementado mostró la capacidad del sistema para remover sedimentos finos y los metales pesados asociados.

Las especies metálicas se encontraron mayoritariamente en forma particulada, estas especies en la escorrentía tienden a adherirse a los sedimentos formando complejos que como se ha mostrado en el estudio pueden ser removidos mediante dispositivos de tratamiento de las aguas de escorrentía diseñados para retener partículas finas.

El estudio hidrológico mostró que el dimensionamiento de sistemas de tratamiento usando el método del caudal de calidad de aguas, caudal asociado al percentil 90 de precipitación anual acumulada, presenta un equilibrio técnico y económico en la gestión de las escorrentías pluviales. El uso de criterios de dimensionamiento de primer lavado para estas aguas no es siempre aplicable teniendo que tratar en varias ocasiones un volumen mayor de escorrentía para atrapar los picos de los polutogramas.

El estudio ha mostrado cómo pueden aplicarse procesos y tecnologías de tratamiento a las escorrentías procedentes de una calzada viaria para mejorar la calidad del vertido.

REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA

- ASCE-WEF (1993). "Design and Construction of urban stormwater management Systems". American Society of Civil Engineers - Water Environment Federation. Volumen 77 de ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice. Editor: ASCE Publications. ISBN: 0872628558.
- ADAMS, B.J.; PAPA, F. (2000). "Urban Stormwater Management Planning with Analytical Probabilistic Models". John Wiley & Sons, New York, USA. ISBN 0-471-35641-7.
- BOG (2002). "Estudio de Impacto Ambiental del Segundo Cinturón de Donostia-San Sebastián". Boletín Oficial de Gipuzkoa, dic 2002.
- BOG (2004) "Declaración de Impacto Ambiental del Segundo Cinturón de Donostia-San Sebastián". Boletín Oficial de Gipuzkoa, sep 2004.
- CALTRANS (2003). "Construction Site Best Management Practices (BMPs) Manual". State of California Department of Transportation, EE.UU. <https://dot.ca.gov/-/media/dot-media/programs/construction/documents/environmental-compliance/csbmp-may-2017-final.pdf>
- CLAR, M.L., BARFIELD, B.J., O'CONNOR, T. (2004). "Stormwater Best Management Practice Design Guide". Cincinnati, U.S. Environmental Protection Agency (EPA), EPA/600/R-04/121. https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NRMRL&dirEntryId=99739
- DMA (2000). "DIRECTIVA 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, 2000. Directiva Marco del Agua por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas". <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj?locale=es>
- DORMAN M. E., HARTGAN J.P., STEG, R.F.; QUASEBARTH, T.F. (1996). "Retention, detention, and overland flow for pollutant removal from highway stormwater runoff". Federal Highway Administration. <https://ntrl.ntis.gov/NTRL/dashboard/searchResults/titleDetail/PB97122188.xhtml>
- EUROPEAN COMISION (2000). "Common Implementation Strategy for the WFD (2000/60/EC). Guidance Document nº 3. Analysis of Pressures and Impacts". https://www.chj.es/Descargas/ProyectosOPH/Consulta%20publica/PHC-2015-2021/ReferenciasBibliograficas/AguasSuperficiales/EC,2003.GuidanceNo03_pressures%20and%20impacts.pdf
- EUROSTAT (2012). "Estadísticas Europeas. Datos del 2012. Tables, Graphs and Maps Interface (TGM) table.
- HARRISON, ROY M. Y HAMILTON, RONALD S. (1991). "Highway Pollution". Elsevier Science Publishers B.V. Amsterdam. Isbn: 0-444-881883.
- ORDEN AAA/2056/2014. de 27 de octubre, "Por la que se aprueban los modelos oficiales de solicitud de autorización y de declaración de vertido". https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2014-11411
- OTEUS (2013). "Observatorio de transporte de Euskadi". Panorámica del Transporte en Euskadi. <https://www.euskadi.eus/gobierno-vasco/transportes/oteus/>
- PUERTAS, J., SUÁREZ, J., ANTA, J. (2008). "Gestión de las aguas pluviales: implicaciones en el diseño de los sistemas de saneamiento y drenaje urbano". Ministerio de Fomento, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, CEDEX. España. ISBN: 978-84-7790-475-5
- REAL DECRETO 509/1996. De desarrollo del Real Decreto-ley 11/1995, "Por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas". https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-1996-7159
- REAL DECRETO 1290/2012. "Por el que se modifica el Reglamento del Dominio Público Hidráulico (RDPH)". <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2012-11779>
- REAL DECRETO 400/2013. de 7 de junio, "Por el que se aprueba el Plan Hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Oriental". <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2013-6078>

- RODRÍGUEZ, J.J., DÍAZ, A. (2009). "Guía técnica de diseño y gestión de balsas y otros dispositivos de retención de contaminantes en carreteras". Ministerio de Fomento, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, CEDEX. España. ISBN: 978-84-7790-486-1.
- SÉTRA (2006). "Calcul des charges de pollution chronique des eaux de ruissellement issues des plates-formes routières". Service d'Études Techniques des Routes et Autoroutes, Francia. <http://catalogue.setra.fr/documents/Cataloguesetra/0004/Dtrf-0004143/DT4143.pdf>
- STOCKHOLM VATTEN (2001). "Klassificering av dagvatten och recipienter samt riktlinjer för reningskrav. Del 2", Dagvattenklassificering. <https://www.stockholmvattenochavfall.se/globalassets/pdf1/rapporter/dagvatten/dagvattenklassificeringdel2.pdf>
- STORHAUG, R. (1996). "Miljøgifter i overvann". Oslo: Statens forurensningstillsyn.
- US-EPA (2002). "Urban Stormwater BMP Performance Monitoring". Washington, Environmental Protection Agency. <https://www3.epa.gov/npdes/pubs/montcomplete.pdf>
- WU, J.S.; AHLERT, R.C. (1978). "Assessment of Methods for Computing Storm Runoff Loads". Water Resources Bulletin, 14(2).
- WU, J.S.; AHLERT, R.C. (1978). "Prediction and analysis of stormwater pollution." Proc. Of the International Sym on Urban Stormwater Management, University of Kentucky, Lexington, KY.
- XUNTA DE GALICIA (2009). "Instrucciones Técnicas de Obras Hidráulicas de Galicia". Santiago de Compostela. https://augasdegalicia.xunta.gal/docs/7/7?content=/Portal-Web/Contidos_Augas_Galicia/Secciones/itohg/seccion.html&std=itohg.html



C2.3

Evaluación de la carga de metales pesados lavada por escorrentía desde el sedimento vial urbano: Un modelo lineal de lavado

Carlos Alfonso Zafra Mejía
Álvaro Gutiérrez Malaxechebarría
Hugo Alexander Rondón Quintana

RESUMEN

Se desarrolla un método para determinar la contribución de masa de metales pesados por unidad de área producto del lavado ejercido por la escorrentía superficial sobre el sedimento depositado sobre las vías (RDS). El método considera tres fases: (I) caracterización climática, (II) evaluación de la presencia de metales pesados, y (III) aplicación de una ecuación de lavado. La contribución promedio de metales pesados desde el RDS varía entre 29-51,8% (i.e. para Mn, Cd, As, Zn, Cu, Ba, Pb, Co, Ni, Fe y Cr). Los elementos metálicos con una mayor contribución potencial son los siguientes: Cd > Mn-Zn. La fracción de tamaño < 250 μm contribuye en promedio con el 82.4% de la carga metálica lavada desde el RDS. La ecuación de lavado permite visualizar el siguiente orden de importancia a partir de los procesos incluidos en sus términos: transporte (RDS < 250 μm), lixiviación (RDS \geq 250 μm) y lixiviación (RDS < 250 μm). El método presentado se propone como una herramienta de gestión para establecer estrategias de control de la contaminación metálica vial en tiempo de lluvia.

Palabras Clave: calidad del agua, escorrentía vial, lavado, metales pesados, sedimento vial.

1. INTRODUCCIÓN

La contaminación difusa generada por la escorrentía superficial es reconocida como una de las principales causas del deterioro de la calidad del agua en los cuerpos hídricos de áreas urbanas (Helmreich et al., 2010; Martínez y Poletto, 2014). La importancia e interés en conocer este tipo de flujos está en que un gran número de investigaciones han reportado la presencia de elevadas concentraciones de metales pesados en forma disuelta en ellos (e.g. Hilliges et al., 2013; Maniquiz y Kim, 2014). Por otra parte, se ha considerado el aporte de metales pesados asociados con la fracción sólida del escurrimiento superficial, es decir, a la parte de sedimentos viales depositados (RDS) en tiempo seco que son arrastrados en los eventos de lluvia (Wicke et al., 2012; Aksoy et al., 2012).

La mayoría de las investigaciones utilizaron las concentraciones totales de metales (suma de la fracción sólida y disuelta) presentes en el agua de escorrentía como el indicador principal del fenómeno de lavado para el desarrollo de ecuaciones y modelos en este tipo de superficies (e.g. Davis y Birch, 2010; Zhao y Li, 2013). De esta manera, se han utilizado modelos de contaminación difusa en áreas urbanas con el objeto de determinar las cargas contaminantes asociadas con la escorrentía (e.g. SWMM, STORM y MOUSE) (Shaw et al., 2006; Elliott y Trowsdale, 2007; Zhao et al., 2014). Sin embargo, estos modelos requieren de gran esfuerzo para su uso debido a la cantidad de datos de parametrización y calibración que se deben incluir. A pesar de lo comentado anteriormente, son poco frecuentes las investigaciones que estudiaron el fenómeno de lavado de metales pesados por escorrentía teniendo exclusivamente como indicador el RDS (e.g. Kayhanian et al., 2012; Zhao y Li, 2013). De esta manera, los esfuerzos investigativos se han centrado en estudiar directamente las concentraciones metálicas asociadas con el agua de escorrentía vial antes que evaluar el fenómeno de lavado a partir de los RDS entre eventos de precipitación (i.e. en tiempo seco). Esta metodología ha buscado una simplificación de los modelos de lavado por escorrentía desarrollados hasta el momento.

Las investigaciones acerca del fenómeno de lavado de metales pesados por escorrentía vial reportan como factores climáticos dominantes la precipitación y el período de tiempo seco precedente (e.g. Loganathan et al., 2013; Egodawatta et al., 2013). Adicionalmente al proceso de transporte del RDS, dentro del fenómeno de lavado, se debe tener en cuenta el proceso de lixiviación ejercido por el agua de escorrentía sobre la fracción de tamaño que no fue susceptible de ser transportada. Al respecto, Ellis y Revitt (1982) reportaron la siguiente secuencia en estudios de lixiviación sobre el RDS: $Cd > Zn-Cu > Pb$. Estudios recientes han reportado una secuencia similar (e.g. Kumar et al., 2013; Li et al., 2015): $Zn-Cu > Pb$. Por lo tanto, las investigaciones sugieren que el RDS actúa como un sumidero efectivo de Pb, pero no de Cd y Cu.

El objetivo de este artículo es presentar el desarrollo de un método para determinar la contribución de masa por unidad de área de metales pesados consecuencia del lavado ejercido por escorrentía sobre el RDS. El método se apoya en tres fases: caracterización climática de la cantidad de RDS, análisis del contenido de metales en el RDS, y el

desarrollo de una ecuación de lavado por escorrentía superficial. El presente estudio se centra en los siguientes elementos metálicos: Zn, Pb, Cu, Cr, Ni, Mn, Cd, Fe, Co, Ba y As.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Lugares de investigación

Las dos superficies viales para el desarrollo del modelo lineal se ubicaron en las ciudades de Torrelavega-España (A1) y Soacha-Colombia (A2). Los datos climatológicos fueron obtenidos de estaciones localizadas a una distancia entre 300 y 340 m con respecto a los bordillos de las superficies viales en estudio. La Tabla 1 presenta las principales características de cada vía.

Tabla 1.- Características de las superficies viales en estudio.

Característica	A1	A2
Coordenadas	43°20' 17" N; 4°02' 57" O	4°35' 05" N; 74°13' 12" O
Elevación (m.s.n.m.)	50,3	2.560
Precipitación anual (mm) ^a	1.230	900
Velocidad promedio diaria del viento (km/h) ^a	8,0	8,6
Temperatura promedio anual (°C) ^a	14,7	14
Densidad poblacional (habitantes/ha)	300	600
Uso del suelo ^b	R	R-C
Impermeabilización (%)	60	90
Líneas de tráfico/parqueo	2/2	1 ^c /ninguna
Longitud vial (m)	305	120
Pendiente (S) longitudinal/transversal (%)	0,2-4/4	1-2/4
Tipo/textura del pavimento	Asfalto/rugoso	Asfalto/rugoso
Tráfico promedio diario (Vehículos/día)	3.800	2.750
Velocidad promedio (km/h)	50	20
Composición del tráfico (%) A1/A2-Z1/Z2/Z3	Carros: 92/65/93; camiones ligeros: 5/0/5; camiones sin remolque: 2,5/0/1; camiones con remolque: 0,25/0/0; buses: 0,25/35/1	

Nota.:^a durante el periodo de investigación; ^b R-residencial, I-industrial, C-comercial; ^c aparcamiento no autorizado; ^d aparcamiento no autorizado y mantenimiento automotriz

2.2. Sistema de muestreo

El protocolo para la recolección del RDS se estableció teniendo como referencia los sistemas de muestreo reportados por varias investigaciones (Bian y Zhu, 2009; Zhao et al., 2010; Yuen et al., 2012; Gunawardana et al., 2014). Las muestras de RDS se tomaron en tiempo seco, en las proximidades del bordillo (0,40 m), a la misma hora y durante un periodo de 65 y 127 días para A1 (28/09/2004-01/12/2004) y A2 (07/01/2010-14/05/2010), respectivamente. Los muestreos se realizaron de manera continua y cada 3 días respectivamente en cada vía. No obstante, se presentaron ligeras variaciones en la frecuencia de muestreo debido a la ocurrencia de eventos de precipitación que impidieron la recolección en seco del RDS. La superficie de muestreo tuvo un área de 0,50 m² (707 mm X 707 mm). Las dimensiones del área de recolección se garantizaron colocando sobre la superficie un marco de madera. Para la recolección del RDS se utilizó una escobilla de fibras plásticas y un recogedor manual. Se recolectaron 28 y 44 muestras de RDS en A1 y A2, respectivamente.

2.3. Análisis de laboratorio

La distribución por tamaños de las partículas del RDS, que osciló entre 63-2.800 μm , se determinó usando el método ISO-11277 (ISO, 2000). En el análisis del contenido de metales pesados en el RDS se prestó especial atención a la fracción de tamaño inferior a 250 μm debido a que la bibliografía consultada indicaba que esta fracción suele presentar las mayores concentraciones metálicas. En promedio, esta fracción de tamaño tendió a acumular el 69% (entre 51,2-82,5%) de la carga total de metales pesados (Mn, Cd, Zn, Cu, Pb, Co, Ni, Fe y Cr) asociada con el RDS en tiempo seco (Sartor et al., 1974; Ellis y Revitt, 1982; German y Svensson, 2002; Zanders, 2005; Bian y Zhu, 2009; Zhao et al., 2010; Kayhanian et al., 2012; Ma and Singhirunnusorn, 2012; Bi et al., 2013). La concentración de los metales pesados asociados al RDS se determinó por medio de espectrometría de absorción atómica con llama: método ISO-11047 (ISO, 2000). Las muestras de RDS fueron previamente digeridas en una mezcla de ácido clorhídrico y ácido nítrico (3:1, agua regia): método ISO-11466 (ISO, 2000). La cantidad porcentual de metales pesados por fracción de tamaño se determinó a partir de la concentración metálica y la cantidad en peso de RDS asociado con cada fracción de tamaño (Zafra et al., 2011; Zhao and Li, 2013). Finalmente, la prueba de lixiviación de metales pesados asociados con el RDS se realizó teniendo como referente la norma DIN 38414-S4 (DIN, 1984). Se realizaron 24 análisis de lixiviación para cada zona de estudio (A1 y A2).

2.4. Ecuación de lavado

El método tuvo tres fases: (I) caracterización climática de la carga de RDS, (II) evaluación del contenido de metales en el RDS, y (III) aplicación de la ecuación de lavado por escorrentía superficial. El método se fundamentó en el desarrollo de un modelo lineal para determinar la contribución porcentual por unidad de área de metales pesados producto del lavado ejercido por la escorrentía superficial sobre el RDS. Se evaluaron los siguientes metales pesados: Mn, Cd, As, Zn, Cu, Ba, Pb, Co, Ni, Fe y Cr. Como se indicó anteriormente, en la presente investigación se seleccionó a la fracción de tamaño menor de 250 μm del RDS como representativa del contenido metálico. Al respecto, se realizó un análisis de susceptibilidad al lavado por escorrentía del RDS (ver Tabla 2) y se asumió que toda la carga metálica asociada con esta fracción de tamaño (Tabla 3) fue transportada con éste. Adicionalmente, se consideró el efecto de lixiviación ejercido por la escorrentía vial sobre la porción restante del RDS que no fue susceptible al lavado (Tabla 4). La ecuación desarrollada fue la siguiente:

$$TLW = \sum_{i=1}^n \left[\left(LW_{<250,i} \cdot \frac{ML_{<250,i}}{100} \right) + \left(LE_{<250} \cdot \left(1 - \frac{LW_{<250,i}}{100} \right) \cdot \frac{ML_{<250,i}}{100} \right) \right] + \left(LE_{\geq 250} \cdot \left(1 - \frac{ML_{<250}}{100} \right) \right)$$

Ecuación (1)

Donde TLW es la contribución por unidad de área de la carga metálica lavada por escorrentía desde el RDS (%), $LW_{<250,i}$ es el porcentaje de carga por unidad de área del RDS de tamaño menor a 250 μm susceptible al lavado por escorrentía (Tabla 2), $ML_{<250,i}$ es el porcentaje de carga metálica por unidad de área asociada con el RDS de tamaño menor a 250 μm (Tabla 3), $LE_{<250}$ es el porcentaje de lixiviación por unidad de área de la carga metálica asociada con el RDS de tamaño menor a 250 μm (Tabla 4), y $LE_{\geq 250}$ es

el porcentaje de lixiviación por unidad de área de la carga metálica asociada con el RDS de tamaño mayor o igual a 250 μm (ver mediana en la Tabla 4). El término $(1-LW_{<250}/100)$ presenta la proporción de la carga del RDS de tamaño inferior a 250 μm que no fue lavado por escorrentía pero que aportará masa de metales pesados por lixiviación. El valor de TLW depende del número de fracciones de tamaño menores a 250 μm en consideración (n). Finalmente, se incluyó el segundo término para cuantificar el aporte metálico por parte de la fracción de tamaño mayor o igual a 250 μm , asumiendo que esta fracción de tamaño no fue susceptible al transporte (Tabla 2) pero sí sometida a lixiviación por parte de la escorrentía vial (Tabla 4). El término $(1-ML_{<250}/100)$ presenta la proporción de la carga metálica asociada con esta fracción de tamaño (Tabla 3).

Tabla 2.- Lavado del RDS después de eventos de precipitación (A1-A2).

Pendiente (%)		Intensidad de precipitación (mm/h)	Remoción de sedimento (%) Fracción de tamaño (μm)		
			< 63	63-125	125-250
A1 ^a	0,2	0,7-3,7	27 \pm 12	21 \pm 9	18 \pm 7
	4		40 \pm 13	30 \pm 19	23 \pm 14
A2 ^b	1	0,8-4,5	65 \pm 15	42 \pm 14	22 \pm 11
	2		73 \pm 17	51 \pm 12	29 \pm 14

Nota. ^a: promedio sobre diez observaciones; ^b: promedio sobre nueve observaciones

Tabla 3.- Carga metálica en el RDS con un 95% de intervalo de confianza (A1-A2).

Metal	Carga de metales pesados (%) - Fracción de tamaño (μm)					Metal	Carga de metales pesados (%) - Fracción de tamaño (μm)				
	<63	63-125	125-250	<250	250-2.800		<63	63-125	125-250	<250	250-2.800
A1						A2					
Pb	18 \pm 6	20 \pm 5	22 \pm 6	60	40	Pb	12 \pm 3	18 \pm 4	22 \pm 5	52	48
Zn	26 \pm 7	24 \pm 6	22 \pm 5	72	28	Zn	20 \pm 5	23 \pm 5	22 \pm 6	65	35
Cu	16 \pm 4	17 \pm 3	24 \pm 7	57	43	Cu	13 \pm 4	20 \pm 4	25 \pm 7	58	42
Cr	22 \pm 6	19 \pm 5	15 \pm 5	56	44	Cd	19 \pm 4	23 \pm 6	19 \pm 4	61	39
Ni	26 \pm 6	20 \pm 4	14 \pm 3	60	40	Fe	12 \pm 3	17 \pm 4	20 \pm 4	49	51
Cd	28 \pm 8	25 \pm 5	17 \pm 4	70	30	Mn	13 \pm 3	19 \pm 4	24 \pm 5	56	44
Fe	17 \pm 4	18 \pm 5	20 \pm 4	55	45	Ba	18 \pm 5	24 \pm 6	23 \pm 5	65	35
Mn	20 \pm 5	21 \pm 6	22 \pm 5	63	37	As	19 \pm 6	21 \pm 7	20 \pm 4	60	40
Co	30 \pm 7	23 \pm 6	17 \pm 4	70	30						

Tabla 4.- Comparación de la lixiviación metálica en el RDS entre este estudio y otras investigaciones.

Investigación	Extracción	Fracción μm	Heavy metal - Leaching (%)										
			Pb	Zn	Cu	Cr	Ni	Cd	Fe	Mn	Co	Ba	As
Este estudio/A1	Agua desionizada	<250	8,3	18,7	14,4	2,4	6,3	28,9	3,2	32,1	9,2	-	-
Este estudio/A2	Agua desionizada	<250	10,3	14,9	12,6	-	-	23,6	2,8	21,7	-	11,8	17,6
Sutherland et al., 2000	Ácido acético	<2.000	3,0	34,0	6,4	-	2,6	-	0,05	19,1	8,7	-	-
Li et al., 2001	Ácido acético	<2.000	26,5	64,3	7,9	-	-	55,2	-	-	-	-	-
Sutherland, 2002	Ácido acético	<2.000	73,2	50,4	38,2	-	16,9	-	10,8	62,3	57,1	-	-
Banerjee, 2003	Ácido acético	<500	20,3	23,5	4,6	2,3	11,4	49,5	-	-	-	-	-
Sutherland et al., 2004	Ácido acético	<2.000	2,0	29,0	7,0	-	-	-	-	-	-	-	-
Lee et al., 2004	Ácido acético	<150	13,7	52,8	17,1	1,4	32,9	24,0	-	-	-	-	-
Kartal et al., 2006	Ácido acético	<74	8,9	25,1	6,0	10,1	13,3	36,4	0,6	25,0	22,6	-	-
Preciado and Li, 2006	Ácido acético	<100	13,0	56,0	42,0	-	-	-	0,9	43,0	-	-	-
Perez et al., 2008	Ácido acético	<2.000	4,1	28,8	1,9	-	-	-	-	-	-	-	-
Zhang et al., 2009	Ácido acético	<2.000	4,8	23,0	5,7	3,1	4,3	7,4	0,5	23,7	5,1	-	-
Kumar et al., 2013	Ácido acético	<2.000	13,3	50,8	21,7	-	-	48,1	-	-	-	-	-

Investigación	Extracción	Fracción μm	Heavy metal – Leaching (%)										
			Pb	Zn	Cu	Cr	Ni	Cd	Fe	Mn	Co	Ba	As
Kumar et al., 2013	Ácido acético	<2.000	4,8	38,6	1,5	-	-	15,3	-	-	-	-	-
Li et al., 2013	Ácido acético	<800	20,4	48,7	3,7	-	-	35,9	-	28,8	-	-	-
Huiming Li et al., 2015	Agua desionizada	<2.5	23,5	60,3	36,6	30,4	33,4	42,0	9,7	40,1	-	-	36,9
	Promedio		15,6	38,7	14,2	8,3	15,1	33,3	3,6	32,9	20,5	11,8	27,3
	Mediana		11,7	36,3	7,5	2,8	12,4	35,9	1,9	28,8	9,2	11,8	27,3
	Desv. Estándar		17,1	16,0	13,5	11,3	12,1	15,0	4,3	13,7	21,5	-	13,6

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Caracterización climática del RDS

En promedio para la fracción de tamaño menor a $250 \mu\text{m}$, el porcentaje por unidad de área de RDS transportado por escorrentía durante los eventos de precipitación en A1 (asfalto; S-pendiente: 0,2-4%; i-intensidad: 0,7-3,7 mm/h) y A2 (asfalto; S: 1-2%; i: 0,8-4,5 mm/h;) fue de 26,5% y 47%, respectivamente. Al respecto, Zhao y Li (2013) reportaron un lavado promedio del RDS entre 15,8-11,6% para la fracción de tamaño inferior a $1.000 \mu\text{m}$, utilizando un simulador de precipitación (asfalto; S: 4,1%; i: 46,7 mm/h). Adicionalmente, Vaze y Chiew (2002) reportaron que el escurrimiento vial alcanzó a lavar hasta un 45% de la carga de RDS acumulada en tiempo seco (asfalto; S: 10%; i: 4 mm; fracción: $< 3.000 \mu\text{m}$). Las anteriores diferencias reportadas por las investigaciones probablemente estuvieron asociadas con la magnitud de la precipitación, la fracción de tamaño en evaluación, la rugosidad del pavimento y la cantidad acumulada de RDS sobre las superficies de estudio (i.e. en tiempo seco). No obstante, en orden de magnitud los resultados obtenidos en el presente estudio fueron similares

3.2. Contenido metálico en el RDS

En promedio para A1 y A2 el 62,6% y 58,3% de la carga total de elementos metálicos en el RDS se asoció con la fracción de tamaño menor a $250 \mu\text{m}$, respectivamente. Igualmente, Sartor et al. (1974), Ellis y Revitt (1982), German y Svensson, (2002), Zanders (2005), Bian y Zhu (2009), Zhao et al. (2010), Kayhanian et al. (2012), Ma y Singhirunnusorn (2012), y Bi et al. (2013) reportaron resultados entre 51,2-82,5%, con un promedio de 69%. Por otro lado, los resultados de la prueba de lixiviación de metales pesados realizada en A1 y A2 mostraron que los elementos con mayores porcentajes fueron Mn y Cd (Tabla 4). En promedio, la secuencia en las pruebas de lixiviación fue la siguiente: Mn (26,9%) > Cd (26,3%) > As (17,6%) > Zn (16,8%) > Cu (13,5%) > Ba (11,8%) > Pb (9,3%) > Co (9,2%) > Ni (6,3%) > Fe (3,0%) > Cr (2,4%). El porcentaje promedio de lixiviación para todos los metales pesados en estudio fue de 14,1%. La Tabla 4 presenta resultados similares reportados por otras investigaciones. No obstante, se observan diferencias probablemente asociadas con el agente y tiempo de extracción, la temperatura, el sistema de agitación, y la fracción de tamaño analizada del sedimento vial. En este caso, la mediana del porcentaje de lixiviación para todos los metales pesados revisados en el RDS fue de 11,8%. Se utilizó la mediana como medida de tendencia central debido a la existencia de valores extremos en la Tabla 4.

4. EVALUACIÓN DEL MODELO LINEAL

Se determinó la contribución por unidad de área de metales pesados lavados por escorrentía presentes en el RDS a partir de la ecuación lineal desarrollada. En promedio, se observó que en A1 y A2 el 29,0% y 40,3% de la carga metálica total asociada con el RDS fue lavada tras un evento de precipitación, respectivamente (i.e. para Mn, Cd, As, Zn, Cu, Ba, Pb, Co, Ni, Fe y Cr). Al respecto, Zhao y Li (2013) reportaron en promedio que la contribución por unidad de área de metales pesados lavados por escorrentía vial estuvo entre 10-25% (Pb, Zn, Cu, Cr and Ni) para la fracción de tamaño inferior a 1.000 μm y mediante el uso de un simulador de precipitación. Al realizar el cálculo para los mismos metales pesados reportados por estos investigadores, se observó en el presente estudio que la contribución promedio por unidad de área en A1 y A2 estuvo entre 17,1-39,1% y 24,7-48,4%, respectivamente (Tabla 5). Adicionalmente, Hamilton et al. (1987) y Tian et al. (2009) reportaron una contribución entre 6,6-28,9% (Pb, Zn, Cu and Cd) y 6,1-55,4% (Pb, Zn, Cu, Cr, Ni and Cd), respectivamente. Éste último para la fracción de tamaño inferior a 40 μm . De esta manera, se observó que la ecuación desarrollada para determinar la contribución de metales pesados tendió a sobrestimar la contribución reportada por las anteriores investigaciones, en promedio entre 1,20-2,76 veces (Pb, Zn, Cu, Cr, Ni y Cd). Lo anterior, asumiendo unas características climatológicas y físicas similares en las superficies viales de estudio.

Tabla 5.- Resultados para las variables y términos de la ecuación de lavado (desarrollo).

Metal	Lugar	Variable				Término			TLW (%)
		1	2	3	4	1	2		
		ML _{<250, i}	ML _{<250, i}	LE _{<250}	LE _{≥250}	T _{<250^a}	L _{<250^b}	L _{≥250^c}	
Mn	A1	26,5	63	32,1	28,8	16,7	14,9	10,7	42,2
	A2	47	56	21,7	28,8	26,3	6,4	12,7	45,4
Cd	A1	26,5	70	28,9	35,9	18,6	14,9	10,8	44,2
	A2	47	61	23,6	35,9	28,7	7,6	14,0	50,3
As	A1	-	-	-	-	-	-	-	-
	A2	47	60	17,6	27,3	28,2	5,6	10,9	44,7
Zn	A1	26,5	72	18,7	36,3	19,1	9,9	10,2	39,1
	A2	47	65	14,9	36,3	30,6	5,1	12,7	48,4
Cu	A1	26,5	57	14,4	7,5	15,1	6,0	3,2	24,4
	A2	47	58	12,6	7,5	27,3	3,9	3,2	34,3
Pb	A1	26,5	60	8,3	11,7	15,9	3,7	4,7	24,2
	A2	47	52	10,3	11,7	24,4	2,8	5,6	32,9
Ba	A1	-	-	-	-	-	-	-	-
	A2	47	65	11,8	11,8	30,6	4,1	4,1	38,7
Co	A1	26,5	70	9,2	9,2	18,6	4,7	2,8	26,0
	A2	-	-	-	-	-	-	-	-
Ni	A1	26,5	60	6,3	12,4	15,9	2,8	5,0	23,6
	A2	-	-	-	-	-	-	-	-
Fe	A1	26,5	55	3,2	1,9	14,6	1,3	0,9	16,7
	A2	47	49	2,8	1,9	23,0	0,7	1,0	24,7
Cr	A1	26,5	56	2,4	2,8	14,8	1,0	1,2	17,1
	A2	-	-	-	-	-	-	-	-

Nota. ^aT<250: transporte en RDS < 250 μm ; ^bL<250: lixiviación en RDS < 250 μm ; ^cL≥250: lixiviación en RDS ≥ 250 μm .

En orden de magnitud, el porcentaje promedio por unidad de área lavado por escorrentía desde el RDS para cada elemento metálico en A1 fue el siguiente: Cd (44,2%) > Mn (42,2%) > Zn (39,1%) > Co (26,0%) > Cu (24,4%) > Pb (24,2%) > Ni (23,6%) > Cr

(17,1%) > Fe (16,7%). En A2 fue el siguiente: Cd (50,3%) > Zn (48,4%) > Mn (45,4%) > As (44,7%) > Ba (38,7%) > Cu (34,3%) > Pb (32,9%) > Fe (24,7%). En promedio, los metales pesados con una mayor contribución en las superficies viales de estudio fueron: Cd (47,3%) > Mn-Zn (43,8%). A partir de lo anterior se evaluó el aporte metálico del sedimento vial con la ecuación desarrollada. Se observó que, en promedio, para A1 y A2 el 83,1% y 81,6% de la carga metálica total lavada por escorrentía fue aportada por la fracción de tamaño inferior a 250 μm , respectivamente. Lo anterior está integrado en los fenómenos incluidos en el primer término de la ecuación desarrollada: transporte y lixiviación del RDS (< 250 μm). Igualmente, Zhao et al. (2010) reportaron que esta fracción de tamaño contribuyó con más del 80% de la carga metálica total del RDS lavada por escorrentía. Por otro lado, la fracción de tamaño mayor o igual a 250 μm representó en promedio un aporte para A1 y A2 del 16,9% y 18,4%, respectivamente. Lo anterior está integrado en el único fenómeno incluido en el segundo término de la expresión desarrollada: lixiviación del RDS (\geq 250 μm). Por lo tanto, la ecuación desarrollada permitió visualizar en promedio el siguiente orden de importancia a partir de los fenómenos incluidos: término 1 (transporte: 67,1% > lixiviación: 15,2%), y término 2 (lixiviación: 17,7%).

5. CONCLUSIONES

Se ha desarrollado y aplicado un método para determinar la contribución de masa por unidad de área de metales pesados producto del lavado ejercido por la escorrentía superficial sobre el RDS. El método considera tres fases: (I) caracterización climática de la cantidad de RDS, (II) evaluación del contenido de metales pesados en el RDS, y (III) aplicación de la ecuación de lavado por escorrentía. La contribución por unidad de área de metales pesados lavados por escorrentía desde el RDS varía entre 29,0% y 51,8% (Mn, Cd, As, Zn, Cu, Ba, Pb, Co, Ni, Fe y Cr), con respecto a la cantidad total de metales pesados asociados en tiempo seco con el RDS. Los elementos metálicos con una mayor contribución son los siguientes: Cd > Mn-Zn. Según la fracción de tamaño representativa del contenido metálico en el RDS, la ecuación de lavado desarrollada permite visualizar el siguiente orden de importancia a partir de los fenómenos incluidos en sus términos: transporte (RDS < 250 μm), lixiviación (RDS \geq 250 μm), y lixiviación (RDS < 250 μm). La fracción de tamaño inferior a 250 μm contribuye en promedio con un 82,4% de la carga lavada desde el RDS. La ecuación de lavado por escorrentía tiende a sobrestimar la contribución real reportada por otros investigadores en un rango entre 1,20 y 2,76 veces. De esta manera, se deberán desarrollar futuras investigaciones de campo y laboratorio para mejorar la simulación de las condiciones reales de escurrimiento turbulento en el RDS. Lo anterior para determinar valores más precisos de lixiviación por metal pesado para el modelo lineal propuesto, el cual fue desarrollado bajo condiciones de escurrimiento turbulento de laboratorio. Finalmente, el modelo lineal se propone como una herramienta de gestión para las instituciones encargadas del control de la contaminación difusa urbana. Sería útil, por ejemplo, para establecer estrategias de control en tiempo de lluvia y adelantar futuras investigaciones acerca de la influencia de los eventos de precipitación atípicos (máximos) sobre las cargas metálicas lavadas por escorrentía superficial desde el RDS.

REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA

- AKSOY, H.; UNAL, N.E., COKGOR, S., GEDIKLI, A., YOON, J., KOCA, K., INCI, S.B., ERIS, E. (2012). "A rainfall simulator for laboratory-scale assessment of rainfall-runoff-sediment transport processes over a two-dimensional flume." *Catena*, 98, 63-72. DOI: [10.1016/j.catena.2012.06.009](https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.06.009)
- BI, X., LIANG, S., AND LI, X. (2013). "A novel in situ method for sampling urban soil dust: Particle size distribution, trace metal concentrations, and stable lead isotopes". *Environmental Pollution*, 177, 48-57. DOI: [10.1016/j.envpol.2013.01.045](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.01.045)
- BIAN, B. AND ZHU, W., (2009). "Particle size distribution and pollutants in road-deposited sediments in different areas of Zhenjiang, China". *Environmental Geochemistry and Health*, 31 (4), 511-520. DOI: [10.1007/s10653-008-9203-8](https://doi.org/10.1007/s10653-008-9203-8)
- DAVIS, B. AND BIRCH, G. (2010). "Comparison of heavy metal loads in stormwater runoff from major and minor urban roads using pollutant yield rating curves". *Environmental Pollution*, 158 (8), 2541-2545. DOI: [10.1016/j.envpol.2010.05.021](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.05.021)
- DIN. (1984). "Determination of leachability by water, 38414-S4". German standard methods for examination of water, wastewater and sludge, 464-475.
- EGODAWATTA, P., ZIYATH, A. M., GOONETILLEKE, A. (2013). "Characterising metal build-up on urban road surfaces". *Environmental Pollution*, 176, 87-91. DOI: [10.1016/j.envpol.2013.01.021](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.01.021)
- ELLIOTT, A. H., AND TROWSDALE, S. A. (2007). "A review of models for low impact urban stormwater drainage". *Environmental Modelling and Software*, 22(3), 394-405. DOI: [10.1016/j.envsoft.2005.12.005](https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2005.12.005)
- ELLIS, J.B. AND REVITT, D.M. (1982). "Incidence of heavy metals in street surface sediments: Solubility and grain size studies". *Water, Air, and Soil Pollution*, 17 (1), 87-100. DOI: [10.1007/BF00164094](https://doi.org/10.1007/BF00164094)
- GARCÍA, M.C., PIÑEROS, A, BERNAL, F.A., ARDILA, E. (2012). "Climate Variability, Climate Change and Water Resources in Colombia". *Revista de Ingeniería*, 36, 60-64. DOI: [10.16924/revinge.36.11](https://doi.org/10.16924/revinge.36.11)
- GERMAN, J.; SVENSSON, G. (2002). "Metal content and particle size distribution of street sediments and street sweeping waste". *Water, Science and Technology*, 46(6-7), 191-198. DOI: [10.2166/wst.2002.0679](https://doi.org/10.2166/wst.2002.0679)
- GUNAWARDANA, C.; EGODAWATTA, P.; AND GOONETILLEKE, A. (2014). "Role of particle size and composition in metal adsorption by solids deposited on urban road surfaces". *Environmental Pollution*, 184, 44-53. DOI: [10.1016/j.envpol.2013.08.010](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.08.010)
- HAMILTON, R. S.; REVITT, D. M.; WARREN, R. S.; DUGGAN, M. J. (1987). "Metal mass balance studies within a small highway dominated catchment". *Science of the Total Environment*, 59(C), 365-368. DOI: [10.1016/0048-9697\(87\)90460-8](https://doi.org/10.1016/0048-9697(87)90460-8)
- HELMREICH, B.; HILLIGES, R.; SCHRIEWER, A.; HORN, H. (2010). "Runoff pollutants of a highly trafficked urban road - correlation analysis and seasonal influences". *Chemosphere*, 80(9), 991-997. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2010.05.037](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.05.037)
- HILLIGES, R.; SCHRIEWER, A.; HELMREICH, B. (2013). "A three-stage treatment system for highly polluted urban road runoff". *Journal of Environmental Management*, 128, 306-312. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.05.024>
- ISO. STANDARDS HANDBOOK. (2000). International Organization for Standardization, 1-112.
- KAYHANIAN, M., MCKENZIE, E.R., LEATHERBARROW, J.E. AND YOUNG, T.M. (2012^a). "Characteristics of road sediment fractionated particles captured from paved surfaces, surface run-off and detention basins". *Science of the Total Environment*, 439, 172-186. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2012.08.077](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.08.077)

- KUMAR, M., FURUMAI, H., KURISU, F.; KASUGA, I. (2013). "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*, 90(2), 796-804. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2012.09.082](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.09.082)
- KUMAR, M.; FURUMAI, H.; KURISU, F.; KASUGA, I. (2013). "Tracing source and distribution of heavy metals in road dust, soil and soakaway sediment through speciation and isotopic fingerprinting". *Geoderma*, 211-212, 8-17. DOI: [10.1016/j.geoderma.2013.07.004](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.07.004)
- LEE, H., LAU, S., KAYHANIAN, M.; STENSTROM, M. K. (2004). "Seasonal first flush phenomenon of urban stormwater discharges". *Water Research*, 38(19), 4153-4163. DOI: [10.1016/j.watres.2004.07.012](https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.07.012)
- LI, H., WANG, J., WANG, Q., QIAN, X., QIAN, Y., YANG, M.; WANG, C. (2015). "Chemical fractionation of arsenic and heavy metals in fine particle matter and its implications for risk assessment: A case study in Nanjing, China". *Atmospheric Environment*, 103, 339-346. DOI: [10.1016/j.atmosenv.2014.12.065](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.12.065)
- LOGANATHAN, P., VIGNESWARAN, S.; KANDASAMY, J. (2013). "Road-deposited sediment pollutants: A critical review of their characteristics, source apportionment, and management". *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 43(13), 1315-1348. DOI: [10.1080/10643389.2011.644222](https://doi.org/10.1080/10643389.2011.644222)
- MA, J.; SINGHIRUNNUSORN, W. (2012). "Distribution and Health Risk Assessment of heavy metals in surface dusts of Maha Sarakham municipality". *Procedia Social Behaviour Science*, 50, 280-293. DOI: [10.1016/j.sbspro.2012.08.034](https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2012.08.034)
- MANQUIZ-REDILLAS, M.; KIM, L. (2014). "Fractionation of heavy metals in runoff and discharge of a stormwater management system and its implications for treatment". *Journal of Environmental Sciences (China)*, 26(6), 1214-1222. DOI: [10.1016/S1001-0742\(13\)60591-4](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(13)60591-4)
- MARTÍNEZ, L. L. G.; POLETO, C. (2014). "Assessment of diffuse pollution associated with metals in urban sediments using the geoaccumulation index (igeo)". *Journal of Soils and Sediments*, 14(7), 1251-1257. DOI: [10.1007/s11368-014-0871-y](https://doi.org/10.1007/s11368-014-0871-y)
- SARTOR, J.D., BOYD, G.B. AND AGARDY, F.J. (1974). "Water pollution aspects of street surface contaminants". *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 46 (3), 458-467. [Google Scholar](#)
- SHAW, S. B., WALTER, M. T.; STEENHUIS, T. S. (2006). "A physical model of particulate wash-off from rough impervious surfaces". *Journal of Hydrology*, 327(3-4), 618-626. DOI: [10.1016/j.jhydrol.2006.01.024](https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.01.024)
- STONE, M. AND MARSALEK, J. (1996). "Trace metal composition and speciation in street sediment: Sault Ste. Marie, Canada". *Water, Air, and Soil Pollution*, 87 (1-4), 149-169. DOI: [10.1007/BF00696834](https://doi.org/10.1007/BF00696834)
- TIAN, P.; LI, Y.; YANG, Z. "Effect of rainfall and antecedent dry periods on heavy metal loading of sediments on urban roads". *Frontiers of Earth Science in China*. 2009, vol. 3, núm. 3, pp. 297-302. DOI: [10.1007/s11707-009-0042-4](https://doi.org/10.1007/s11707-009-0042-4)
- VAZE, J.; CHIEW, F. H. S. (2002). "Experimental study of pollutant accumulation on an urban road surface". *Urban Water*, 4(4), 379-389. DOI: [10.1016/S1462-0758\(02\)00027-4](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(02)00027-4)
- WICKE, D., COCHRANE, T. A.; O'SULLIVAN, A. (2012). "Build-up dynamics of heavy metals deposited on impermeable urban surfaces". *Journal of Environmental Management*, 113, 347-354. DOI: [10.1016/j.jenvman.2012.09.005](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.09.005)
- YUEN, J. Q., OLIN, P. H., LIM, H. S., BENNER, S. G., SUTHERLAND, R. A.; ZIEGLER, A. D. (2012). "Accumulation of potentially toxic elements in road deposited sediments in residential and light industrial neighborhoods of Singapore". *Journal of Environmental Management*, 101, 151-163. DOI: [10.1016/j.jenvman.2011.11.017](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.11.017)

- ZAFRA, C.A., TEMPRANO, J. AND TEJERO, I. (2011). "Distribution of the concentration of heavy metals associated with the sediment particles accumulated on road surfaces". *Environmental Technology*, 32 (9), 997-1008. DOI: [10.1080/09593330.2010.523436](https://doi.org/10.1080/09593330.2010.523436)
- ZANDERS, J. M. (2005). "Road sediment: Characterization and implications for the performance of vegetated strips for treating road run-off". *Science of the Total Environment*, 339(1-3), 41-47. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2004.07.023](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.07.023)
- ZHAO, H., LI, X., WANG, X.; TIAN, D. (2010). "Grain size distribution of road-deposited sediment and its contribution to heavy metal pollution in urban runoff in Beijing, China". *Journal of Hazardous Materials*, 183(1-3), 203-210. DOI: [10.1016/j.jhazmat.2010.07.012](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.07.012)
- ZHAO, H.; LI, X. (2013). "Understanding the relationship between heavy metals in road-deposited sediments and washoff particles in urban stormwater using simulated rainfall". *Journal of Hazardous Materials*, 246-247, 267-276. DOI: [10.1016/j.jhazmat.2012.12.035](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.12.035)
- ZHAO, H., ZHAO, J., YIN, C.; LI, X. (2014). "Index models to evaluate the potential metal pollution contribution from washoff of road-deposited sediment". *Water Research*, 59, 71-79. DOI: [10.1016/j.watres.2014.04.012](https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.04.012)



C3.1

Evaluación de los rendimientos de eliminación de contaminación de una infraestructura de tratamiento de la escorrentía de carreteras mediante medición en continuo de la turbidez

Joaquín Suárez López
Nial Tynan Pascual
Pablo Ures Rodríguez
Marcos Díaz Gay
Pau Llopis Izquierdo
Manuel Regueiro Picallo
Iker Hernando Peciña

RESUMEN

Con el objetivo de realizar un tratamiento de la contaminación asociada a los flujos de aguas de escorrentía pluvial procedente de un tramo de autopista y un área de servicio próximas a la ciudad de San Sebastián (Norte de España) se construyó un separador hidrodinámico de vórtice (SHV) y un sistema de filtración ascendente de membrana (SFAM). En este documento se propone el uso de la turbidez del agua como parámetro de vigilancia de la contaminación presente en la escorrentía, ya que, a partir de sus valores, es posible estimar los valores de las concentraciones medias de suceso (CMS) de la DQO y de los SST, tanto de la entrada como de la salida del sistema de tratamiento. Esta metodología mostró un rendimiento de la infraestructura de control y tratamiento instalada de un 73% y de un 54% en la eficiencia de eliminación de SST y DQO, respectivamente. A pesar de las dificultades de operación y monitoreo, la medición en continuo se consolida como una herramienta de evaluación útil para las técnicas de gestión y tratamiento de flujos contaminados en tiempo de lluvia.

Palabras clave: escorrentía contaminada, autopista, área de servicio, monitoreo en continuo, sólidos en suspensión, turbidez, separador de vórtice, filtro de membrana.

1. INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas las técnicas de drenaje urbano sostenible, técnicas SUDS, basadas en soluciones prefabricadas y con tecnologías bajo patente, se vienen utilizando más, principalmente en los Estados Unidos, como dispositivos de tratamiento de la contaminación presente en las escorrentías de autopistas, sobre todo por su capacidad para controlar sólidos en suspensión, productos derivados del petróleo y materiales flotantes en una sola etapa de tratamiento y, al mismo tiempo, gestionar elevados caudales sin utilizar energía (Faram et al., 2006).

Estudios recientes sobre la contaminación de las aguas de escorrentía de las autopistas en el Norte de España han demostrado la necesidad de contar con unas directrices relativas a la gestión de este tipo de flujos, así como la necesidad de reconocer y controlar este tipo de vertidos (Jiménez y otros, 2013). Estos estudios han medido las concentraciones de contaminantes intra-evento, los flujos máxicos, así como las masas y las concentraciones medias de suceso (CMS). En los últimos años se está estudiando el uso de mediciones de turbidez en línea a largo plazo para la estimación de las concentraciones de otros contaminantes en las aguas pluviales como una alternativa prometedora para vigilar con precisión la contaminación presente en las escorrentías y la que es enviada finalmente a las masas de agua naturales. Los sólidos en suspensión, los nutrientes o la DQO, no pueden medirse fácilmente in situ debido a limitaciones financieras y tecnológicas, mientras que la medición en continuo de la turbidez puede reducir al mínimo los costes y las dificultades asociadas a los programas de vigilancia de las aguas pluviales (Flecher & Deletic, 2007; Métadier & Bertrand-Krajewski, 2012).

En este documento se presentan los resultados de un estudio de ocho meses de duración en el que se utilizaron la toma de muestras vinculada a evento y el monitoreo en continuo para estudiar la contaminación de la escorrentía pluvial de una autopista y la eficacia de una técnica SUDS de tecnología patentada.

1.1. Resumen del estudio

La autopista AP-1/AP-8 forma un anillo exterior entorno a la ciudad de Donostia (San Sebastián) que sirve de ronda exterior al intenso tráfico que se genera en esta urbe, así como como circunvalación para el tráfico que entra en España desde Francia, ya que hay un paso fronterizo próximo.

La sociedad provincial BIDEGI, responsable de la administración y mantenimiento de las autopistas de Gipuzkoa (España), está firmemente comprometida con la modernización y la sostenibilidad de la infraestructura viaria de la provincia. Con el fin de satisfacer las nuevas demandas sociales y ambientales, BIDEGI diseñó e instaló un avanzado sistema de gestión y tratamiento de las aguas de escorrentía procedentes del tramo de autopista situado entre el punto kilométrico 21 + 745 y el 22 + 125 de la citada autopista. El objetivo de esta infraestructura era minimizar la potencial contaminación que estas aguas podrían arrastrar hacia los acuíferos y sumideros de un macizo rocoso calizo que atraviesa el citado tramo de autopista (BIDEGI, 2012).

El sistema de control y tratamiento recibe la escorrentía de los conductos de drenaje longitudinal y transversal de un tramo del vial y de las superficies impermeables vinculadas a dos gasolineras dotadas de amplias zonas de aparcamiento y servicios. La técnica de control y tratamiento recibe las aguas de una cuenca de aportación con una superficie de 12 hectáreas, con un perímetro de 2,64 km y una longitud total de 3,32 km. Los principales usos del suelo en ella son la agricultura y la ganadería (56%), las zonas urbanizadas de baja densidad (2,2%), y las carreteras, zonas de servicio y otras superficies asfaltadas afectadas por el desarrollo de la infraestructura (39,4%). La intensidad de tráfico de la autopista alcanza un valor medio de 27.000 vehículos diarios. La precipitación media anual en la zona es de 1.490 L/m² (Euskalmet).

El sistema de tratamiento de la contaminación de las aguas pluviales está distribuido en cuatro cámaras subterráneas de hormigón con componentes internos diseñados para retener las aguas pluviales y promover la eliminación de sedimentos, sólidos en suspensión, y productos derivados del petróleo. También se eliminan los metales, los nutrientes y los contaminantes asociados a los sólidos en suspensión. Los principales componentes del tren de tratamiento son un separador hidrodinámico de vórtice (SHV) y un sistema de filtración ascendente por membrana (SFAM). Antes de llegar a estas etapas de tratamiento el afluente atraviesa unas rejas gruesas y una cámara de desarenado, para retener las partículas de mayor tamaño. El sistema cuenta con un bypass completo externo, y con otro bypass del sistema de filtración.

El SHV está diseñado para dar al flujo afluente una larga trayectoria desde la entrada hasta la salida, impartiendo un movimiento circular al fluido dentro de una cámara cilíndrica. El diseño especial de la SHV elimina los sólidos del agua por una combinación de la gravedad y otras fuerzas inerciales consecuencia del movimiento de tipo remolino generado en la cámara. Los sólidos capturados se dirigen y almacenan en una zona inferior relativamente aislada, con velocidades de flujo ascendentes mínimas, lo que reduce la probabilidad de resuspensión durante el tratamiento de caudales elevados.

El sistema de filtración ascendente está formado por múltiples cartuchos filtrantes de membrana, muy ligeros, con una superficie de filtración muy elevada, que proporciona una baja velocidad de filtración (caudal por unidad de superficie) con unas pérdidas de carga relativamente bajas. Una diferencia de cota muy pequeña entre el nivel aguas arriba y el nivel aguas abajo durante un evento proporciona la "fuerza motriz" necesaria para el funcionamiento del sistema. El tratamiento de filtración por membrana elimina las partículas en suspensión finas y los contaminantes a ellas asociados (nutrientes, metales pesados, hidrocarburos y bacterias).

El criterio de diseño de la técnica SUDS se basó en el establecimiento del denominado "caudal de calidad del agua". El caudal de calidad del agua ("water quality flow", WQF) es el caudal máximo asociado a la lluvia de diseño del volumen de calidad del agua ("water quality volume", WQV). Aunque la mayoría de las técnicas de control y tratamiento de aguas pluviales se suelen dimensionar sobre la base del WQV, algunas técnicas, como muchos dispositivos de tratamiento patentados, se dimensionan de forma más correcta sobre la base del caudal máximo, ya que están diseñados para tratar caudales más altos, por lo que no se requiere un volumen de almacenamiento elevado.

Estas técnicas, normalmente fuera de línea, se dotan de dispositivos de by-pass para desviar caudales mayores que el WQF (CDEP, 2004). El SHV y el SFAM fueron dimensionados para un WQF basado en el tratamiento del 90 y 60 por ciento de volumen acumulado de la escorrentía anual de la cuenca de aportación, respectivamente.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

En diciembre de 2013 se instalaron los equipos de monitorización en la infraestructura de control y tratamiento para medir tanto variables hidrológicas (precipitación, caudales, niveles, etc.) como la contaminación presente en los flujos.

Se analizó el comportamiento hidrológico de la cuenca utilizando tres medidores de caudal en canal abierto (Sigma 950); dos de ellos dotados de sondas de área/velocidad sumergidas en los conductos de entrada y salida del SHV, y un tercero, compuesto por un medidor de velocidad doppler sumergido y un sensor de nivel ultrasónico. La carga hidráulica sobre el sistema de filtración se medía mediante un sensor ultrasónico. Los datos de precipitaciones se recogieron mediante un pluviómetro instalado en el mismo emplazamiento de la infraestructura.

Se instalaron dos muestreadores automáticos portátiles (Sigma 900), uno a la entrada y otro a la salida del sistema, dotados de 24 botellas de 1L. La contaminación se monitorizó, además, utilizando dos sondas de turbidez (Hach Solitax; rango: 0,001 a 4000 NTU), una situada a la entrada y la otra en la salida del sistema de tratamiento. Las sondas y el almacenamiento de datos se utilizaron como sistemas de control junto con un equipo GPRS para controlar a distancia algunos de los parámetros medidos, lo que permitía la optimización de la respuesta y el funcionamiento del equipo, así como las labores de mantenimiento.

Una vez estudiados, en una primera fase, los regímenes de caudales que fluían a través de las unidades de tratamiento, se estableció un umbral mínimo de flujo de agua de 10 L/s para arrancar ambos muestreadores simultáneamente. Inicialmente, se adoptó un intervalo de 5 minutos entre cada muestra (Figura 1). Al final de cada suceso de precipitación representativo, se recogieron las muestras simples y se prepararon muestras compuestas de 3 litros ponderadas a caudal, estudiando las características hidráulicas del evento. Las muestras finalmente elaboradas se analizaron en laboratorio para determinar los metales pesados, los sólidos, los nutrientes, la DQO y los hidrocarburos totales. Durante el período de estudio se capturaron y monitorearon 6 sucesos de lluvia representativos, con un promedio de 7 muestras de entrada/salida por evento.

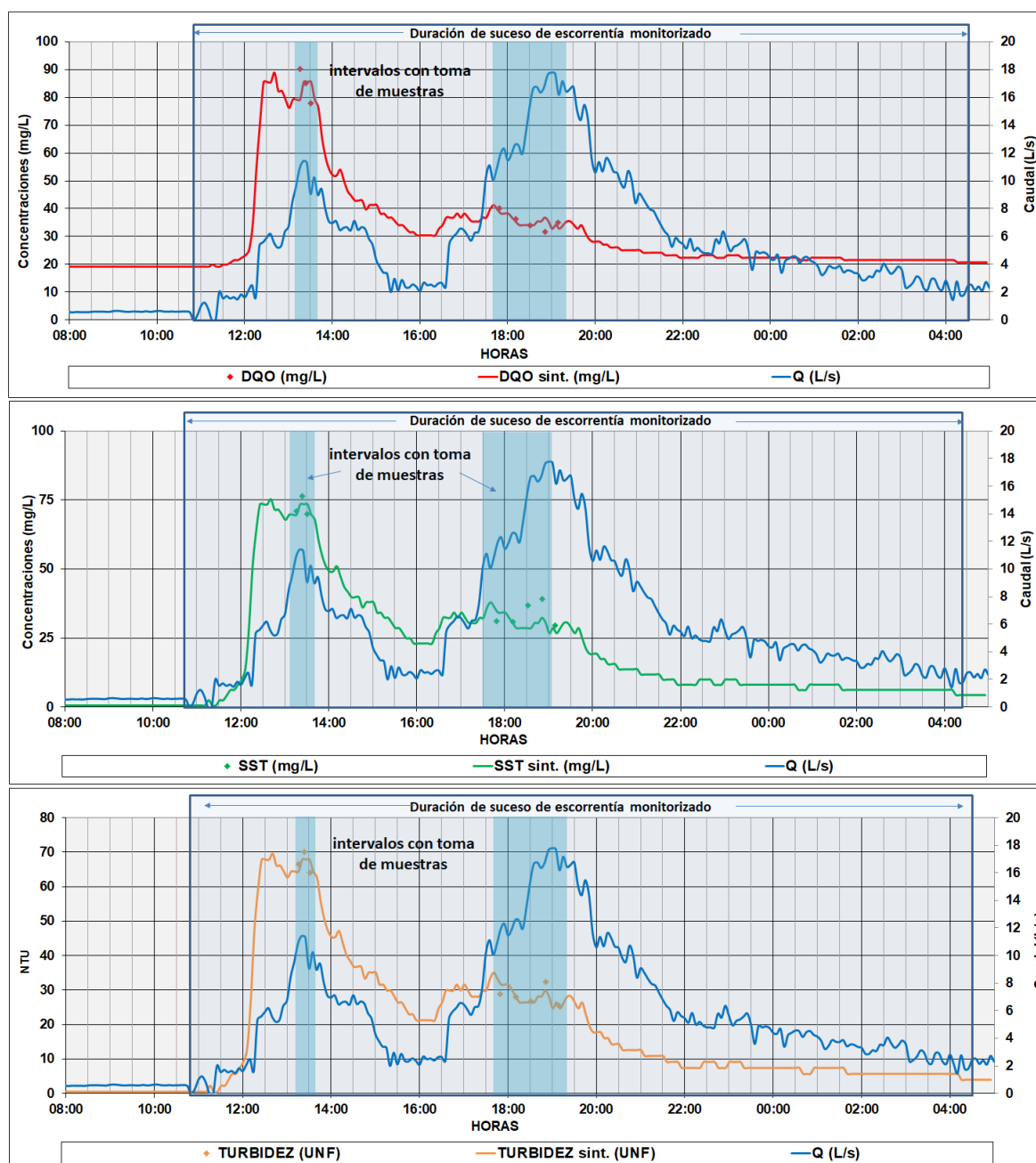


Figura 1.- Ejemplo de suceso de escorrentía monitorizado completo, con los tramos muestreados sombreados (Suceso 3).

2.1. Corrección de datos y cálculo de DQO y SST sintéticos

Uno de los objetivos del estudio era relacionar las mediciones en continuo de turbidez y las concentraciones de DQO y SST de las muestras tomadas durante sucesos de escorrentía. El desarrollo de los ajustes de regresión permitió la estimación de las cargas de SST y DQO a largo plazo y dio lugar a mejores cálculos de la eficiencia de eliminación de la técnica SUDS, al aumentar el número de eventos monitorizados y reducir la incertidumbre en la estimación de las CMS.

Cuando se utilizan equipos de monitorización en línea las correlaciones de turbidez con los SST se deben determinar específicamente para cada emplazamiento (NCHRP, 2012; Anta, 2009). Los ajustes y las operaciones de mantenimiento tenían que realizarse periódicamente a fin de evitar películas incrustadas en las lentes ópticas, o variaciones en las condiciones del emplazamiento que pudieran provocar desviaciones sistemáticas de los datos.

A partir de las mediciones en continuo y los ajustes de regresión fue posible establecer la movilización de cargas de SST y DQO a largo plazo. La metodología seguida para desarrollar modelos de regresión y establecer relaciones estadísticas entre las muestras analizadas en laboratorio y las mediciones de los sensores in situ, consistió en un proceso de cuatro pasos:

I) Mediciones continuas fiables de turbidez: Se instalaron sondas de turbidez de medida en continuo que trabajaron durante un período de 6 meses en la entrada y salida de la técnica SUDS. Los valores de turbidez se registraron con una frecuencia de 5 minutos (en unidades NTU). El mantenimiento de las secciones de control, y el registro y tratamiento de los datos, siguieron los procedimientos estándar descritos en Wagner y otros (2000).

II) Recogida de muestras y análisis de la contaminación del agua: Se tomaron muestras de agua utilizando muestreadores automáticos en 6 sucesos de lluvia y se realizaron determinaciones analíticas para diversos contaminantes. Los valores de turbidez y SST se determinaron siguiendo los métodos estándar 2130B y 2540D (APHA, 2012), respectivamente; las determinaciones de DQO siguieron la norma ISO 6060:1989. Las concentraciones obtenidas se utilizaron para calcular la carga de contaminación "real" y el CMS en cada suceso de lluvia.

III) Ajustes de las mediciones de turbidez en continuo: Los estudios de Métadier y Bertrand-Krajewski (2011), establecen que hay dos fuentes principales de incertidumbres al utilizar sondas de medición en continuo en las campañas de campo: la incertidumbre de los sensores y la incertidumbre de las mediciones de campo derivadas de las condiciones de localización de los sensores. Para mitigar ambas fuentes de error se realizó una corrección de las mediciones de turbidez mediante una medición doble de campo y se realizó una corrección a partir de una regresión lineal. Los ajustes de corrección se realizaron para cada suceso monitorizado y para todas las muestras recogidas y analizadas a lo largo de la campaña, tanto para los flujos de entrada como de salida de la infraestructura. Se calcularon las correlaciones entre las mediciones en continuo de turbidez y las concentraciones de turbidez obtenidas en el laboratorio. Las ecuaciones de regresión se calcularon sin valores atípicos (referencia de umbral: 95% de confianza).

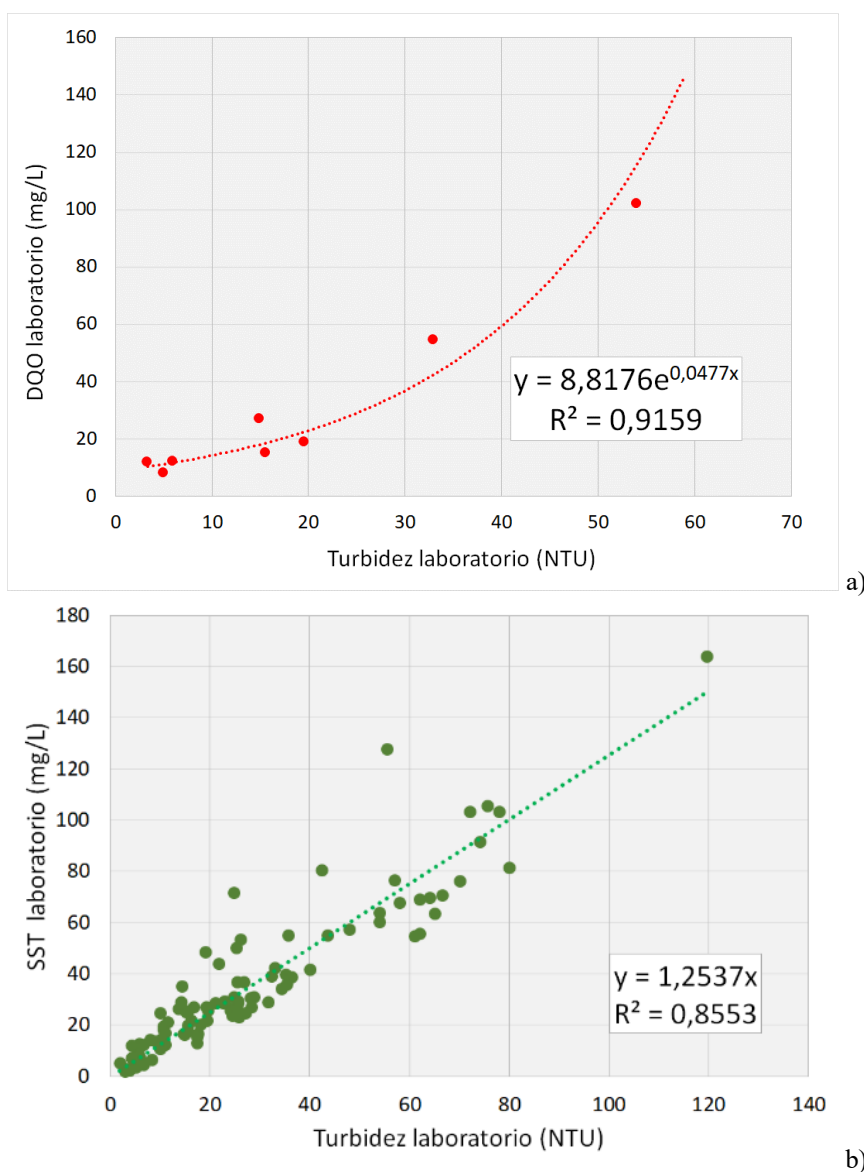


Figura 2.- Ejemplos de ajustes utilizados para la DQO en el flujo de entrada en el evento 2 (a) y regresión lineal general para la SST en toda la campaña de muestreo (b).

IV) Ajustes de regresión entre la turbidez corregida, los SST y la DQO: Se calcularon las correlaciones entre las mediciones en continuo de turbidez y las concentraciones de SST y DQO en el laboratorio para todas las muestras y para cada evento, a fin de obtener cargas a lo largo de todos los eventos monitorizados durante el periodo de 6 meses, y establecer la variabilidad temporal de estos contaminantes de referencia. Se determinó que las funciones de ajuste lineal y exponencial eran representativas para las SST y la DQO, respectivamente, con base a cada evento, mientras que se realizaron regresiones lineales para las correlaciones de valores de toda la campaña.

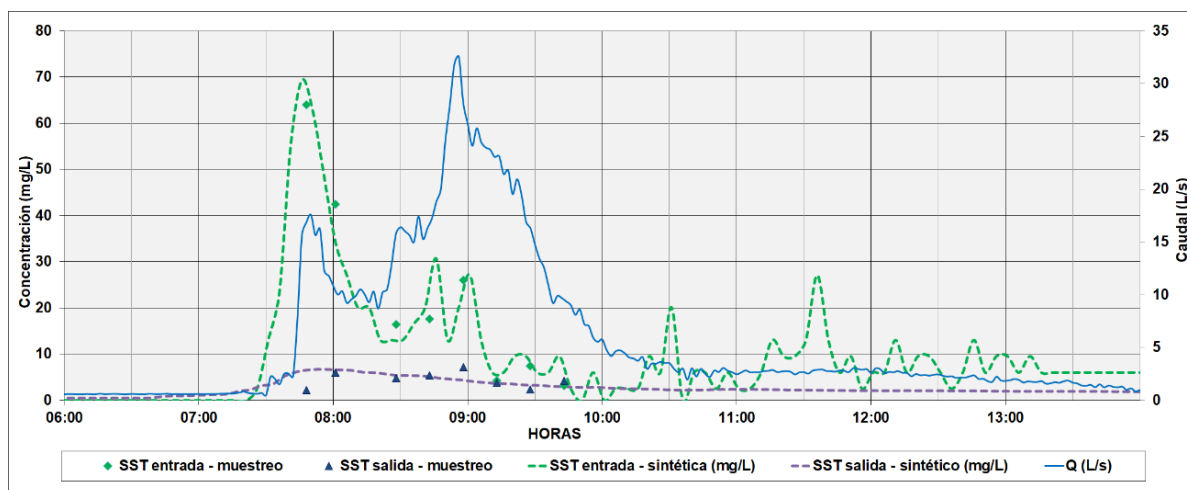


Figura 3.- Polutogramas de SST y DQO de entrada y salida, con valores obtenidos mediante muestreo y valores sintéticos obtenidos mediante ajuste de pares de valores SST y turbidez del propio suceso.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La toma de muestras discretas puede plantear algunos problemas, ya que suele ser difícil y costoso capturar y analizar muestras de aguas pluviales durante todo el período de escorrentía de un suceso de lluvia. Además, no siempre es posible recoger durante el muestreo el pico del polutogramas.

Cuando se realiza una monitorización en continuo con una sonda se necesita una primera evaluación de las mediciones de la misma con el fin de ajustar el "verdadero" valor, y poder establecer ajustes y correcciones posteriores en sus lecturas. En la Tablas 1 se muestran los resultados "sintéticos" de la SST y la DQO utilizando la turbidez medida en continuo como medida de referencia y los valores "verdaderos" determinados para los mismos parámetros en laboratorio para varios sucesos muestreados. Se calcularon los SST y los valores de concentración máxima para el período de muestreo, excepto en los sucesos 5 y 6, en los que el sensor de turbidez de entrada no funcionó correctamente.

Como era de esperar, el error relativo (%) es mayor en las muestras con valores de concentración más bajos. También, de acuerdo con Hannouche et al. (2011), puede indicarse que la variabilidad entre eventos resultó tan alta como la de las estimaciones dentro de los eventos, que también son más precisas.

Tabla 1. - Resultados obtenidos de CMS, CMAX y carga en todos los sucesos muestreados, junto con los errores relacionados obtenidos al comparar con los ajustes en cada evento o con los datos de toda la campaña.

Características de los sucesos		Suceso 1		Suceso 2		Suceso 3		Suceso 4		Suceso 5		Suceso 6	
Fecha	27-28/12/2014	11/01/2015		14-15/02/2015		13/03/2015		17/04/2015		10/06/2015			
Días de tiempo seco precedente (días)	08	13,8		8,8		8,6		6,6		4,2			
Duración (h:mm)	12:05	6:56		17:45		4:40		3:05		4:40			
Caudal medio (L/s)	35,0	6,6		6,2		13,5		8,5		18,6			
Caudal máximo (L/s)	158,7	32,5		17,8		53,2		23,7		83,2			
Volumen tratado	Entrada	SFAM	Entrada	SFAM	Entrada	SFAM	Entrada	SFAM	Entrada	SFAM	Entrada	SFAM	Entrada
		Salida	Salida	Salida	Salida	Salida	Salida	Salida	Salida	Salida	Salida	Salida	Salida
Volumen total (m ³)	1.532	458	166	119	397	308	231	231	97	97	319	218	
Volumen durante el intervalo de muestreo (% respecto al total del suceso en m ³)	194 (13%)	86 (19%)	119 (72%)	71 (60%)	88 (22%)	50 (16%)	179 (78%)	179 (78%)	77 (79%)	77 (79%)	265 (83%)	168 (77%)	
Valores de laboratorio de las muestras													
Parámetros de contaminación													
CMS (mg/L)	73	12	20	5	39	27	42	47	44	49	55	26	
	DOO	10	25	21	41	42	57	62	110	114	77	73	
CMAX (mg/L)	104	17	64	7	76	39	124	82	164	106	180	50	
	DOO	95	24	102	29	90	59	146	403	257	329	99	
Masa (Kg)	14,1	1,1	2,4	0,3	3,5	1,3	7,5	8,3	3,4	3,8	14,6	4,4	
	DOO	16,1	0,9	3,0	1,5	2,1	10,2	11,0	8,5	8,8	20,5	12,2	
Valores sintéticos durante el periodo de muestreo obtenidos a partir del ajuste de variables con valores intra-suceso (% de estimación error)													
CMS (mg/L)	SST	72 (1%)	9 (23%)	21 (1%)	5 (1%)	36 (8%)	30 (12%)	36 (15%)	50 (8%)	-	51 (3%)	-	37 (42%)
	DOO	83 (0%)	12 (12%)	26 (5%)	18 (13%)	42 (4%)	44 (4%)	52 (8%)	59 (4%)	-	106 (7%)	-	70 (0%)
CMAX (mg/L)	SST	79 (23%)	10 (39%)	69 (8%)	7 (7%)	74 (4%)	39 (1%)	84 (32%)	109 (34%)	-	105 (0%)	-	69 (36%)
	DOO	90 (5%)	12 (49%)	138 (35%)	20 (29%)	85 (5%)	57 (3%)	176 (8%)	144 (1%)	-	260 (1%)	-	94 (5%)
Masa (Kg)	SST	14,0 (1%)	0,8 (23%)	2,4 (1%)	0,3 (1%)	3,2 (8%)	1,5 (12%)	6,4 (15%)	9,0 (8%)	-	3,9 (3%)	-	6,3 (42%)
	DOO	16,1 (0%)	1,0 (12%)	3,1 (5%)	1,3 (13%)	3,7 (4%)	2,2 (4%)	9,4 (8%)	10,5 (4%)	-	8,1 (7%)	-	12,1 (0%)
Valores sintéticos durante el periodo de muestreo obtenidos a partir del ajuste de variables con valores de todos los sucesos (% de estimación error)													
CMS (mg/L)	SST	30 (59%)	15 (23%)	17 (16%)	8 (65%)	40 (1%)	22 (17%)	41 (2%)	46 (2%)	-	56 (14%)	-	15 (42%)
	DOO	49 (42%)	39 (275%)	29 (17%)	20 (1%)	63 (55%)	58 (39%)	65 (15%)	69 (12%)	-	91 (20%)	-	40 (45%)
CMAX (mg/L)	SST	46 (55%)	17 (1%)	49 (24%)	15 (104%)	85 (11%)	33 (15%)	87 (29%)	89 (10%)	-	112 (6%)	-	30 (40%)
	DOO	73 (23%)	45 (90%)	76 (25%)	38 (34%)	130 (44%)	86 (45%)	133 (30%)	161 (10%)	-	209 (19%)	-	79 (20%)
Masa (Kg)	SST	5,8 (59%)	1,3 (23%)	2,0 (165)	0,6 (65%)	3,5 (1%)	1,1 (17%)	7,4 (2%)	8,2 (2%)	-	4,3 (14%)	-	2,6 (42%)
	DOO	9,4 (42%)	3,4 (275%)	3,5 (17%)	1,5 (1%)	5,5 (55%)	2,9 (39%)	11,7 (15%)	12,3 (12%)	-	7,0 (20%)	-	6,8 (45%)

3.1. Rendimiento de la técnica SUDS

Las eficiencias de eliminación (EE) de los contaminantes analizados por la unidad de tratamiento se calcularon utilizando los valores de CMS medidos en las secciones de entrada y salida. La Tabla 2 presenta los resultados de los SST y DQO “sintéticos” en el agua de entrada y salida para 7 sucesos de lluvia a partir de las medidas de turbidez. La ratio de eficiencia se define en términos del promedio de CMS de los contaminantes a lo largo de un periodo de tiempo:

$$EE = \frac{CMS_{promedio,entrada} - CMS_{promedio,salida}}{CMS_{promedio,entrada}} \cdot 100$$

Las eficiencias de eliminación varían en función de las concentraciones de contaminantes que entran. Como la eficiencia de un sistema no suele ser relevante cuando las concentraciones de contaminantes entrantes son bajas, muchos protocolos de aceptación de tecnologías SUDS establecen una concentración mínima de afluente para determinar las eficiencias, que suele oscilar entre 20-50 mg/L de SST (TAPE, 2011). Las concentraciones bajas de partículas en la entrada se descartaron por debajo de 35 mg/L de SST, con el fin de calcular la eficiencia de eliminación. La Tabla 2 muestra los resultados de la CMS calculados para todos los eventos, utilizando el ajuste general en la estimación de los parámetros de contaminación sintética.

Tabla 2.- Resultados generales ajustados de todos los sucesos de lluvia, tanto los muestreados de forma discreta como los que solo tuvieron medida de la turbidez en continuo.

Suceso	Fecha (días/mes/año)	DTSP (días)	Duración (hh:mm)	Caudal medio (L/s)	Caudal max. (L/s)	Volumen de escorrentía (m³)	CMS (mg/L)				Rendi- miento de eliminación	
							SST		DQO		SST	DQO
							Entrada	SFAM Salida	Entrada	SFAM Salida		
Suceso 1	27-28/12/2014	0,8	12:05	35,0	158,7	1.532	55	21	86	55	62%	36%
Suceso 2	11/01/2015	13,8	6:56	6,6	32,5	166	45	14	71	37	69%	48%
Suceso 3	14-15/02/2015	8,8	17:45	6,2	17,8	397	60	29	94	75	52%	20%
Suceso S1	08-09/12/2015	0,3	16:20	49,2	302,1	2.908	135	40	204	104	70%	49%
Suceso S2	30-31-01/02/2015	2,5	61:25	48,0	204,5	10.637	112	22	170	58	80%	66%
Suceso S3	26-27/04/2015	7,4	26:10	37,3	206,7	3.524	76	26	116	68	66%	42%
Suceso S4	19/05/2015	2,0	6:00	11,3	61,4	248	97	6	147	16	94%	89%

La media de los resultados de la eficiencia en la eliminación de SST y DQO para todos los eventos fue del 73 % y 54 %, respectivamente. La eficiencia de eliminación de la DQO es comúnmente menor debido a que su fracción disuelta que no es eliminada por los sistemas de tratamiento diseñados para eliminar las partículas.

Durante la campaña se detectaron tasas rápidas de obstrucción del sistema SFAM y fue necesaria una limpieza y sustitución de las membranas para mantener que por ellas pasase un 50% de caudal máximo de la instalación, que es lo que correspondía por su diseño. El sistema de filtración utiliza varios procesos de autolimpieza para eliminar las partículas acumuladas en las superficies externas de las membranas, que incluyen un retrolavado pasivo, los pulsos vibratorios y la propia gravedad. Combinados, estos procesos prolongan la vida útil del cartucho de filtración y el intervalo de mantenimiento. La reducción de las tasas de flujo de tratamiento en el filtro se relacionó con dos factores principales. El primero fue la presencia continua de una entrada de agua permanente de 2-4 L/s en la unidad, particularmente en la estación húmeda, relacionada con la naturaleza y la extensión de la cuenca. Este flujo de base reducía significativamente la capacidad de retrolavado del sistema de filtros. La segunda era la presencia continua de concentraciones muy significativas de hidrocarburos en los flujos de entrada que quedaban atrapados en la superficie de la membrana junto con los sólidos en suspensión. Las concentraciones de hidrocarburos estaban por encima de las cargas medias estimadas en la escorrentía de la autopista debido a la proximidad de dos grandes gasolineras y grandes áreas de aparcamiento.

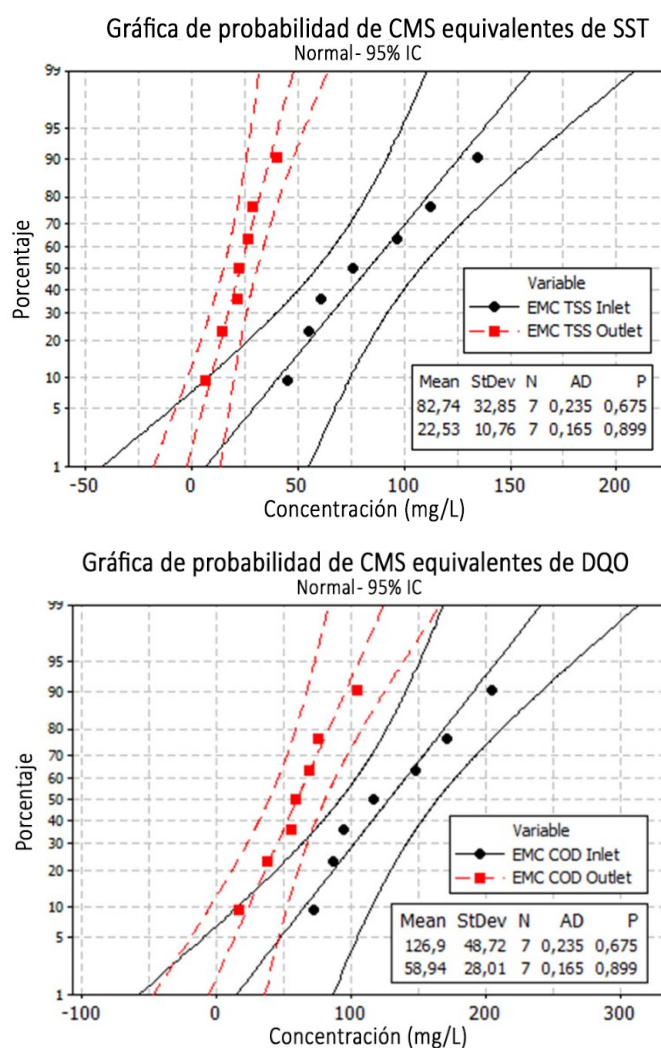


Figura 4.- Valores de afluente y efluente de SST y DQO "sintéticos", en 7 sucesos de lluvia, con ajustes de probabilidad normal.

También se utilizó el procedimiento de la USEPA conocido como "Método de la probabilidad de los efluentes" para evaluar el rendimiento del sistema de tratamiento (EPA y ASCE, 2002). En la Figura 4 se presenta la función de probabilidad acumulada para los SST y DQO de los afluentes y de los efluentes a la infraestructura de control. En este gráfico se puede observar que cuando entran concentraciones bajas de SST (por debajo de 35 mg/L) y DQO los rendimientos bajan. Los datos muestran una clara tendencia que indica un aumento del rendimiento de eliminación de los SST cuando los valores de entrada son altos.

4. CONCLUSIONES

Los resultados mostraron que el uso de sonda de medida en continuo es válido, y de gran utilidad, para cuantificar la eficiencia de las técnicas SUDS. Es posible utilizar mediciones en continuo de turbidez, una vez corregidas a partir de medidas realizadas en laboratorio en muestras de agua tomadas en varios sucesos de lluvia, para determinar las CMS en los flujos de entrada y salida de una unidad de tratamiento de aguas de escorrentía de autopista.

Se comprobó que la turbidez estaba fuertemente correlacionada con los sólidos en la escorrentía de las aguas pluviales de las autopistas. Al desarrollar la regresión y las relaciones estadísticas entre las muestras analizadas en el laboratorio y las mediciones de los sensores, es posible proporcionar estimaciones en continuo de la concentración y las cargas bajo flujos de escorrentía cambiantes y condiciones estacionales. Las correlaciones entre la turbidez y los SST y la DQO fueron más fuertes en la entrada que en la salida del tratamiento debido a la mayor variabilidad relativa en concentraciones más bajas de la salida.

El tratamiento combinado de SHV y SFAM mostró tasas de eliminación de sólidos en suspensión y de materia orgánica razonablemente buenas empleando este tipo de metodologías de evaluación.

REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA

- ANTA, J.; CAGIAO, J.; SUÁREZ, J. (2009). "Análisis de la movilización de sólidos en suspensión de una cuenca urbana separativa mediante la aplicación del muestreo en continuo de la turbidez". Ingeniería del Agua, Vol.16, N° 3, pp. 189-200. DOI: [ia.2009.2952](https://doi.org/10.2009.2952)
- APHA (2012). "Standard Methods for examination of Water and Wastewater". 22nd ed. American Public Health Association/ American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington, DC, USA. ISBN: 0875530133 ISBN: 9780875530130.
- BIDEGI (2012). "Proyecto de Tratamiento de las Escorrentías Provenientes de la calzada en el Segundo Cinturón de Donostia-San Sebastián PK 21+745 y PK 22+125". Diputación Foral de Gipuzkoa. Departamento de Infraestructuras Viarias.
- CDEP (2004). "Connecticut Stormwater Quality Manual". Connecticut Department of Environmental Protection. DEP. Bureau of Water Management, Inland Water Resources Division. https://portal.ct.gov/-/media/DEEP/water_regulating_and_discharges/stormwater/manual/StormwaterManualCompletepdf.pdf
- EPA-ASCE (2002). "Urban Stormwater BMP Performance Monitoring". American Society of Civil Engineers and US Environmental Protection Agency. Report 821-B-02-001.
- EUSKALMET. Basque country weather agency. Dirección de Atención de Emergencias y Meteorología. Eusko Jurlaritz. Gobierno Vasco. www.euskalmet.euskadi.eus
- FARAM, M. G.; IWUGO, K. O.; ANDOH, R. Y. G. (2006). "Quantification of persistent pollutants captured by proprietary stormwater sediment interceptors". 10th Int. Specialized Conference on Diffuse Pollution and Sustainable Basin Management, Sep. 18-22, 2006. Istanbul, Turkey.
- FHWA (2000). "Stormwater Best Management Practices in an Ultra-Urban Setting: Selection and Monitoring". U.S. Department of transportation. Federal Highway Administration. Report FHWA-EP-00-002. https://www.environment.fhwa.dot.gov/Env_topics/water/ultraurban_bmp_rpt/index.aspx
- FLECHER, T. D.; DELETIC, A. (2007). "Statistical observations of a stormwater monitoring programme; lessons for the estimation of pollutant loads". NOVATECH 2007. 6th international Conference on Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management. 1575-1582. ISBN (Print): 2950933777.
- HANNOUCHE, A.; CHEBBO, G.; RUBAN, G.; TASSIN, B.; LEMAIRE, B. J.; JOANNIS, C. (2011). "Relationship between turbidity and total suspended solids concentration within a combined sewer system". Water Science and Technology, 64 (12), 2445-2452. DOI: [wst.2011.779](https://doi.org/10.2166/wst.2011.779).
- HVITVED-JACOBSEN, T.; VOLLERSEN, J.; HAANING, A. (2010). "Urban and highway stormwater pollution". Concepts and Engineering. CRC Press. ISBN: 9781439826850.
- JIMÉNEZ, V.; DE LA VEGA, F.; DEL RÍO, H.; URES, P.; ANTA, J.; JÁCOME, A.; SUÁREZ J. (2013). "Mobilization of heavy metals in highway runoff with medium average daily traffic. Study of a pilot catchment in Galicia (Spain)". The 16th International Conference on Diffuse Pollution and Eutrophication, Beijing, China, 18-23 August, 2013.
- MÉTADIER, M.; BERTRAND-KRAJEWSKI, J. L. (2012). "The use of long-term on-line turbidity measurements for the calculation of urban stormwater pollutant concentrations, loads, pollutographs and intra-event fluxes". Water Research, 46(20), 6836-56. DOI: [j.watres.2011.12.030](https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.030) .
- MÉTADIER, M.; BERTRAND-KRAJEWSKI, J. L. (2011). "From mess to mass: a methodology for calculating storm event pollutant loads with their uncertainties, from continuous raw data time series". Water Science and Technology 63 (3), 369-376. DOI: [wst.2011.230](https://doi.org/10.2166/wst.2011.230).
- NCHRP (2012). "Turbidity reduction and monitoring strategies for highway construction projects". National Cooperative Highway Research Program - NCHRP Project 25-25(74) Final Report. [http://onlinepubs.trb.org/onlinepubs/nchrp/docs/NCHRP25-25\(74\)_FR.pdf](http://onlinepubs.trb.org/onlinepubs/nchrp/docs/NCHRP25-25(74)_FR.pdf)

- TAPE (2011). "Technical Guidance Manual for Evaluating Emerging Stormwater Treatment Technologies". Technology Assessment Protocol – Ecology, 11-10-06. Washington State Department of Ecology. <https://ecology.wa.gov/Regulations-Permits/Guidance-technical-assistance/Stormwater-permittee-guidance-resources/Emerging-stormwater-treatment-technologies>
- WAGNER, R.J.; MATTRAW, H.C.; RITZ, G.F.; SMITH, B.A. (2000). "Guidelines and Standard Procedures for Continuous Water-Quality Monitors-Site Selection, Field Operations, Calibration, Record Computation, and Reporting". U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 00-4252. <https://pubs.er.usgs.gov/publication/tm1D3>



C3.2

Dimensionamiento de un filtro de arena tipo Austin en una autopista en el norte de España

Joaquín Suárez López
Vicente Jiménez Fernández
Alfredo Jácome Burgos
José Anta Álvarez
José Manuel Álvarez-Campana
Carlos Alfonso Zafra Mejía

RESUMEN

La escorrentía urbana de vías de alta intensidad de tráfico puede generar impactos ambientales en las aguas receptoras. La escorrentía de autopistas y viales moviliza metales pesados y sólidos en suspensión procedentes de la deposición atmosférica, del tráfico, y la degradación y mantenimiento de las carreteras. Se ha diseñado un filtro de arena piloto (tipo Austin) para reducir las cargas de metales, hidrocarburos y sólidos en suspensión de las escorrentías de un tramo de autopista en Fene (España). Esta unidad filtra un porcentaje de la escorrentía de la carretera reduciendo las cargas de contaminantes mediante procesos de sedimentación, filtración y adsorción. Se desarrolló una campaña de campo para caracterizar la contaminación en la cuenca piloto. La escorrentía caracterizada estaba fuertemente contaminada con sólidos en suspensión, DQO, y cobre y zinc. Los datos de campo obtenidos fueron utilizados para desarrollar un modelo hidráulico calibrado de la cuenca y de la red de drenaje, utilizando el "Storm Water Management Model" (SWMM). En este trabajo se presenta el análisis de los rendimientos de un filtro tipo Austin a partir de los hidrogramas y polutogramas medidos en la sección de control. La unidad de sedimentación-filtración fue dimensionada, en un principio, con un "volumen de la calidad del agua" de 15 mm en base a la metodología de modelización numérica con criterios hidrológicos. Los resultados del análisis a partir de hidrogramas y polutogramas muestran que los rendimientos estimados superan el 96% en masa de sólidos suspendidos movilizados en total en la cuenca.

Palabras clave: escorrentía, polutogramas, dimensionamiento, filtro Austin, rendimientos.

1. INTRODUCCIÓN

Hoy en día ya es conocido que la contaminación de las aguas de escorrentía urbana puede aportar, en cierto tipo de cuencas, cargas de contaminación significativas a los medios acuáticos receptores. La escorrentía generada a partir de los sucesos de lluvia, disuelve y arrastra los materiales de todo tipo, que se encuentran depositados en las superficies y los transporta hacia las masas de aguas receptoras. Evidentemente, como consecuencia de las diferentes actividades y usos que se realizan en las cuencas, una en estado casi natural, una rural, una urbana o una cuenca industrial, tendrán aguas de escorrentía con muy diferentes tipos y cargas de contaminación.

La Empresa Pública de Obras y Servicios Hidráulicos (EPOSH) de la Xunta de Galicia adjudicó el sistema de colectores, tanques de retención y EDAR de Ares, Fene y Mugardos (A Coruña, Galicia) a la UTE formada por las empresas "S.A de servicios y Obras COPASA" y "Construcciones Taboada y Ramos, SL". Entre estas actuaciones se consideró de interés realizar algunas actuaciones piloto de control y tratamiento de escorrentías pluviales contaminadas. Se tomó la decisión de estudiar la problemática de uno de los viales de la zona, concretamente un tramo de la vía N-651 (Avenida de las Pías) en la zona "San Valentín" y, en función del grado de contaminación medido, diseñar y construir un sistema de tratamiento. Para seleccionar, y configurar, un sistema de tratamiento adecuado al problema ambiental se tomó la decisión de caracterizar previamente los flujos de agua y su contaminación; con tal fin se realizaron campañas de caracterización durante año y medio.

Las actividades principales desarrolladas en el estudio fueron:

- Medición de los hidrogramas generados en la subcuenca de drenaje.
- Caracterización de la contaminación movilizada durante los sucesos de lluvia mediante la medición de polutogramas asociados a los hidrogramas.
- Análisis del tipo y características de la contaminación movilizada.
- Análisis de alternativas de tratamiento y configuración de la infraestructura de tratamiento.
- Selección de una alternativa de tratamiento y dimensionamiento.

Para el dimensionamiento de la infraestructura de tratamiento se utilizó una metodología hidrológico-hidráulica, que aporta como resultado final un volumen total. Este volumen total se puede considerar como "volumen de calidad" en el contexto geográfico y de lluvias en que se ha trabajado. En este capítulo se analiza la validez de dicho "volumen de calidad" a partir de los hidrogramas y polutogramas medidos en una sección de caracterización de las escorrentías contaminadas.

2. METODOLOGÍA DE CARACTERIZACIÓN DE LOS FLUJOS DE ESCORRENTÍA CONTAMINADOS

La cuenca piloto caracterizada en este estudio (a la que nos referiremos como cuenca total) está formada, en su mayor parte, por la calzada de la carretera nacional N-651, a su paso por la parroquia de San Valentín, en el Ayuntamiento de Fene (A Coruña, Galicia). La vía está configurada en 4 carriles, y dispone de una red de drenaje para las aguas pluviales que vierte finalmente a la ría de Ferrol. Esta ría está declarada “zona sensible” (Directiva UE 91/271) y tiene exigencias de calidad muy altas para cultivos marinos y baño. La IMD es del orden de 20.000 vehículos al día y la capa de rodadura está realizada con aglomerado asfáltico convencional.

La red de alcantarillado, para las aguas de escorrentía, mostrada en la Figura 1, está formada por unos 2 km de colectores (en su mayoría de hormigón de 400 mm; el diámetro mayor presente es de 600 mm, en algún pequeño tramo final), los imbornales que recogen las escorrentías, los pozos de registro y el desagüe a la ría de Ferrol. La pendiente media de la red de drenaje es alta, del 3,5%, lo cual contribuye a que se registren caudales significativos en la sección de control, casi al mismo tiempo de ocurrencia de los eventos de lluvia; el tiempo de concentración es muy bajo, del orden de 5 minutos. Este hecho también se ve favorecido por elevado grado de impermeabilización de la cuenca y por el reducido tamaño, relativo, de la misma. La precipitación media de la cuenca es de 1.250 mm/año.



Figura 1.- En verde se sombrea el área de aportación que es estrictamente un vial de cuatro carriles con alta intensidad de tráfico. Se trata del 32% del área la cuenca total, que también incluye la zona sombreada en azul.

Con el fin de caracterizar los flujos en tiempo de lluvia se instaló una estación de control, que se emplazó en el último de los pozos de registro de la red de drenaje. Los equipos instalados fueron:

- Caudalímetro área-velocidad SIGMA 950 (velocidad por sistema doppler y calado mediante burbuja-presión).

- Tomamuestras automático SIGMA 900 (con 24 botellas de 1 L, programable para toma de muestras con intervalo variable, con cable de conexión con el caudalímetro para recibir señal de arranque por nivel).
- Pluviómetro de intensidad con data-logger TINYTAG PLUS.
- Sistema de comunicaciones por GPRS.

Se caracterizaron 10 eventos de lluvia, con una media de 8 muestras en cada suceso para definir el polutograma. Se midió pH, conductividad, turbidez, DQO, DQO soluble, Sólidos Totales, Sólidos en Suspensión Totales (fijos y volátiles) Sólidos Disueltos Totales (fijos y volátiles), fracción total y disuelta de metales pesados (Al, As, B, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, V y Zn), Nitrógeno Total, Fósforo Total, Coliformes Totales (CT), Coliformes Fecales (CF), Aceites y Grasas, Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP) e Hidrocarburos Totales de Petróleo.

Para la medida de las concentraciones de metales pesados se ha utilizado espectrometría de masas con fuente de plasma de alta resolución (con límite de cuantificación en casi todos ellos de 0,1 µg/L; Cromo 0,5 µg/L, Mercurio 0,05 µg/L y Zinc 1 µg/L). Los HAP se han medido mediante extracción líquido-líquido seguida de SPE (extracción en fase sólida) y determinación por cromatografía de líquidos con detector de fluorescencia programada (HPLC-FL); límite de detección de 0,001 µg/L.

3. CRITERIOS GENERALES DE DISEÑO DEL VOLUMEN DE LA INFRAESTRUCTURA DE TRATAMIENTO

El “volumen de calidad del agua” es un parámetro ampliamente utilizado en la gestión de las aguas pluviales y en el diseño de muchas técnicas de drenaje urbano sostenible. Para definir el “Water Quality volume”, WQv, una de las reglas más utilizadas en los EE.UU. es la “regla del 90%”, que define el volumen de calidad como el de la escorrentía asociada a la lluvia de percentil 90% de la serie de precipitaciones del año medio (algunas referencias apuntan la del 80%). Esta precipitación es del orden de la pulgada (25,4 mm), lo que ha llevado también a hablar de la “regla de la pulgada” (CEDEX, 2008).

Diversos estudios llevados a cabo en distintas ciudades estadounidenses demuestran que tratando una pulgada de precipitaciones capturan del orden del 85% al 91% de la escorrentía anual. Estos valores implican una reducción de la contaminación vertida hacia el medio receptor, en términos de sólidos en suspensión totales, de entre 80% y 90%.

El principal problema de este método radica en el coeficiente de escorrentía sólo depende del porcentaje de impermeabilidad de la cuenca sin tener en cuenta la precipitación. Aun así, esta es la metodología más referenciada en todas las normativas estadounidenses revisadas.

Otra referencia de interés es el criterio seguido en el Reino Unido, que establece una altura de 12 a 15 mm de escorrentía de la cuenca urbana, el volumen generado por la lluvia media del año medio, o un volumen que consiga capturar el 90% de la escorrentía del año medio (este valor se puede reducir al 75% en las cuencas urbanas más pequeñas).

4. DIMENSIONAMIENTO DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO PARA UNA SUBCUENCA

Con el fin de tratar las escorrentías contaminadas de la cuenca cuyas escorrentías se habían caracterizado se tomó la decisión de construir un sistema de tratamiento de tipo “filtro Austin”, dotado de una cámara de sedimentación y una cámara de filtración sobre un lecho de arena. El estudio de las posibilidades de implantar este tipo de tratamiento (se analizó el espacio disponible, la influencia de las mareas, las cotas disponibles que permitiesen al sistema funcionar por gravedad, etc.) tuvo como consecuencia que la posible cuenca a tratar se debía limitar a uno de los carriles del vial. Dado el carácter piloto de la instalación se tomó la decisión de continuar con el dimensionamiento, redacción de proyecto y construcción.

El sistema de tratamiento, ya construido en la actualidad, recoge las escorrentías de un área de aportación de 0,93 ha y se ha situado en una de las “lágrimas” generadas por el enlace del vial con la zona urbana, tal como se presenta en las Figura 2.

La filtración en arena es una técnica ampliamente utilizada en el tratamiento de todo tipo de aguas. Una característica importante, para que los lechos de arena no se colmaten con rapidez es utilizar procesos previos que descarguen las aguas de partículas que obstruirían muy rápidamente los lechos, impidiendo la filtración. El uso de filtros de arena está ampliamente extendido en el tratamiento de escorrentías de aparcamientos, viales y autopistas; en general aguas contaminadas por el tráfico de vehículos a motor, ya que presentan buenos rendimientos y pueden configurarse de forma que la ocupación sea mínima. Estos sistemas son válidos para tratar aguas muy contaminadas.

El “filtro Austin” consta de dos cámaras. La primera cámara funciona como un pretratamiento, o un depósito de sedimentación, mientras que la segunda funciona como filtro. Hay dos estrategias para configurar la zona de sedimentación: como “sedimentación total” o como “sedimentación parcial”; en este caso se siguió el primero de ellos, que permite eliminar partículas de un diámetro $20 \mu\text{m}$ en la cámara de sedimentación (peso de específica de $2,65 \text{ t/m}^3$) y un tiempo de vaciado de, al menos, 24 horas. El dimensionamiento hidrológico-hidráulico no es objeto de este capítulo, y puede verse en detalle en la publicación Suárez (2013) y en Jiménez (2012).

De forma resumida, se puede citar que, a partir de un modelo elaborado con el software EPA-SWMM (calibrado y validado) de la nueva subcuenca (que es parte de la cuenca total en la que se realizó la caracterización de la escorrentía) se procedió a realizar un análisis del número de vertidos de agua sin tratar que se producirían y del porcentaje de escorrentía que se trataría en función de diferentes volúmenes de la unidad de sedimentación-filtración.



Figura 2.- Cuenca seleccionada para tratar las escorrentías.

En el modelo realizado con el SWMM se consideraron volúmenes totales específicos entre 50 y 250 m³/ha y tiempos de tratamiento (o vaciado) de 12, 24 y 48 h. Finalmente se seleccionaron como años representativos de las precipitaciones a utilizar en las modelizaciones los años 2008 y 2009, y se analizó la lluvia que tenía una probabilidad menor del 10 % de ser superada, para un intervalo inter-evento de 3 horas, obteniéndose volúmenes de precipitación de 14,68 y 14,53 mm, respectivamente. Es decir, el “volumen de calidad” vendría definido por una precipitación de 15 mm. Al tener la cuenca 0,935 ha, y un coeficiente de escorrentía asignado de 0,9, el área neta es de 0,84 ha, con lo cual el volumen de la unidad debería ser de 123,5 m³. Se decidió construir una unidad de 126 m³. Un volumen construido de 126 m³ representa una dotación de 150 m³/ha neta.

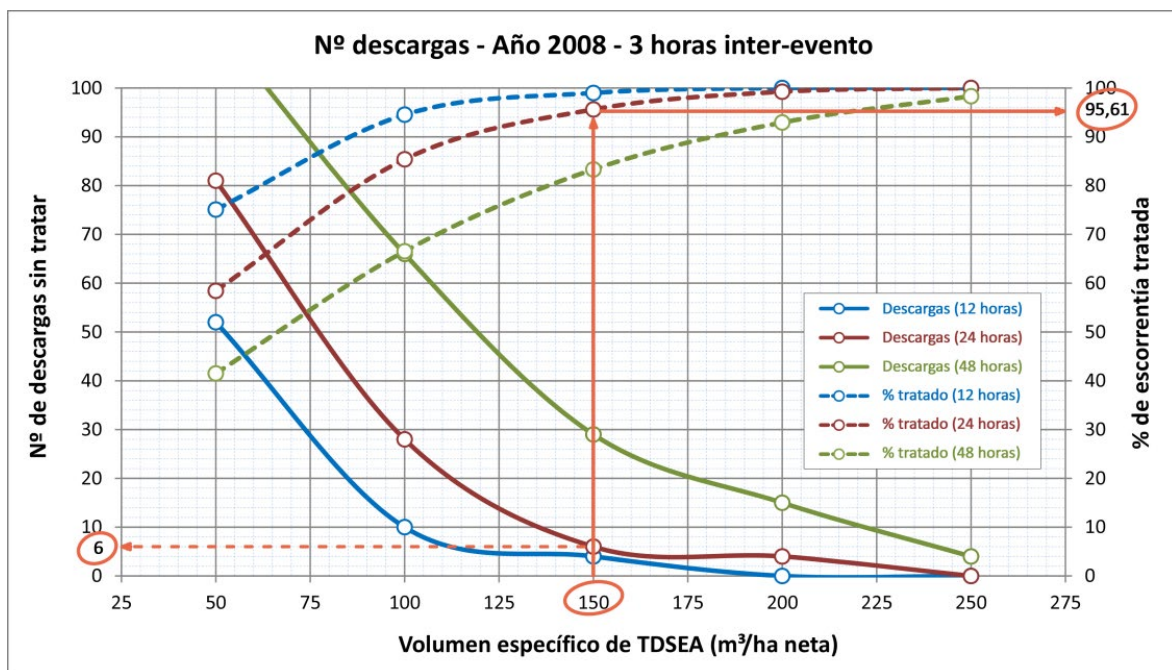


Figura 3.- Descargas y escorrentía tratada para el año 2008 con un “filtro Austin” de 150 m³/ha neta.

En la Figura 3 se presenta una de las gráficas generadas para este estudio hidrológico. Se muestra el número de vertidos y el porcentaje de escorrentía tratada para un volumen de 126 m³ de la unidad de sedimentación-filtración.

El número de vertidos y de escorrentía tratada con un volumen específico neto de 150 m³/ha para los años estudiados habrían sido los que se recogen en la Tabla 1:

Tabla 1.- Número de vertidos y escorrentía tratada en los años estudiados.

Año	Nº de vertidos (3h inter-evento)	% escorrentía tratada
2004	5	94,21
2006	36	75,55
2008	6	95,61
2009	4	99,35

En la Figura 4 se presenta la distribución de los volúmenes que se han considerado en la configuración de la unidad.

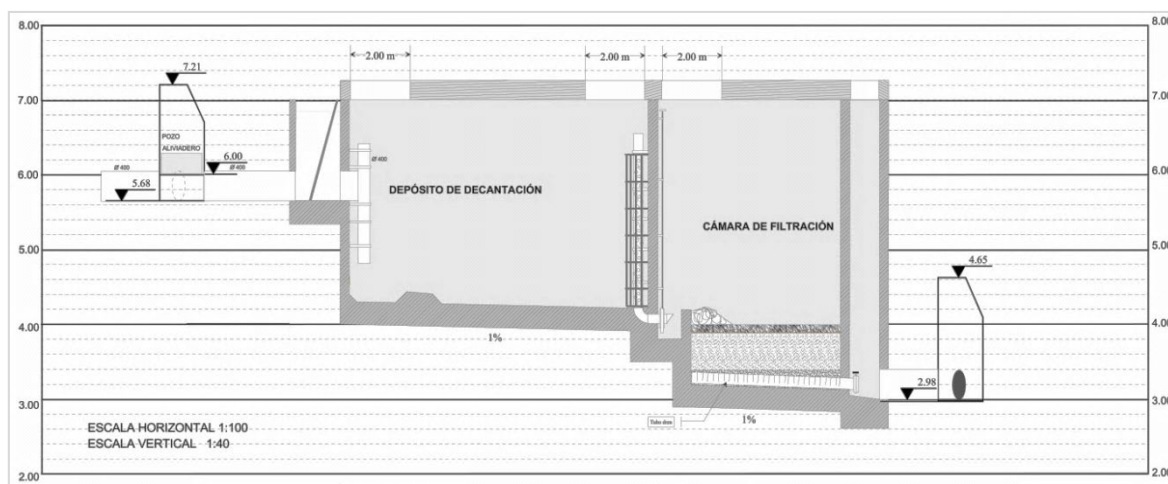


Figura 4.- Perfil longitudinal de la infraestructura dimensionada y construida.

5. ANÁLISIS DE LA EFICIENCIA DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO EN LA CUENCA COMPLETA DE FENE

El sistema de regulación y tratamiento dimensionado y construido trata solo, como se ha comentado, las aguas de escorrentía de una parte de la cuenca caracterizada en Fene. El criterio utilizado, con base hidrológica, ha dado como resultado un “volumen de calidad del agua” (“WQv”) equivalente a 15 mm de precipitación (150 m³/ha neta).

En este apartado se analiza cual habría sido la eficiencia de un sistema de tratamiento dotado con este volumen específico en la cuenca completa, representada en la Figura 1. Con los hidrogramas y polutogramas caracterizados en esta cuenca es posible analizar cuál sería la eficiencia aproximada de un sistema de tratamiento con diferentes volúmenes de calidad o, lo que es lo mismo, con diferentes volúmenes de lluvia capturadas. Para simplificar el análisis se realiza la hipótesis de que el volumen capturado

queda confinado, no fluye, no se vacía, y el agua en exceso es by-paseada en la cabecera de la instalación hacia el medio receptor.

Para realizar este análisis se utilizan gráficas que manejan tres variables:

- Eje x: representa el tiempo de desarrollo del evento pero normalizado entre 0 y 1. Cuando se habla de evento, en este caso, se trata del periodo de tiempo durante el cual se realizó muestreo.
- Eje y principal: en él se describe el volumen acumulado de agua que atraviesa la sección de control, así como la masa acumulada de SS y ST; todos normalizados entre 0 y 1.
- Eje y secundario: en él se representa la altura de lluvia acumulada durante el suceso (mm).

A continuación, Figuras 5 a 8, se presentan algunos de los resultados de analizar el porcentaje de volumen de suceso capturado, así como el % de masas de SS y ST, con 5, 10, 15 y 20 mm de lluvia capturada en un posible depósito integrado en una técnica SUDS; es decir se analiza el efecto de “volúmenes de calidad del agua” de 50, 100, 150 y 200 m³/ha neta.

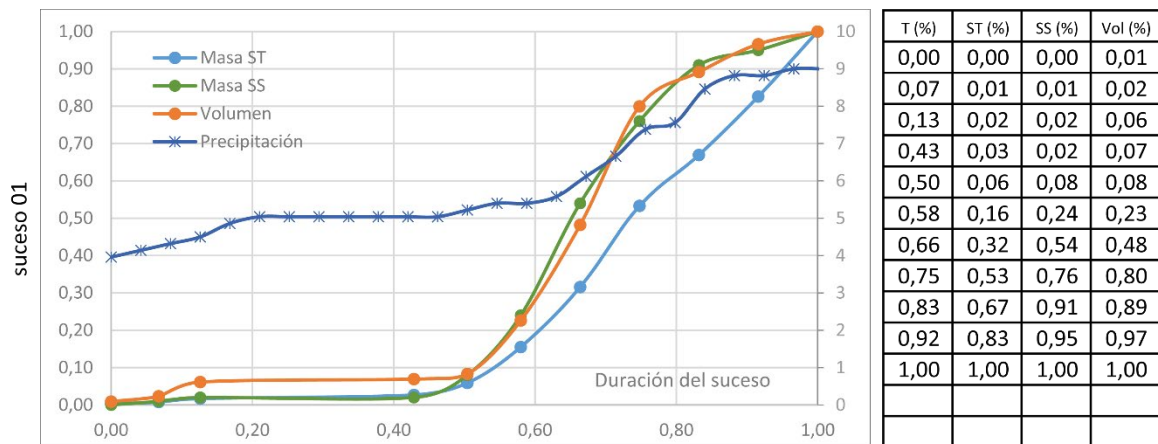


Figura 5.- Volumen, SS, ST [normalizados] y precipitación [mm] acumulados en el suceso 1.

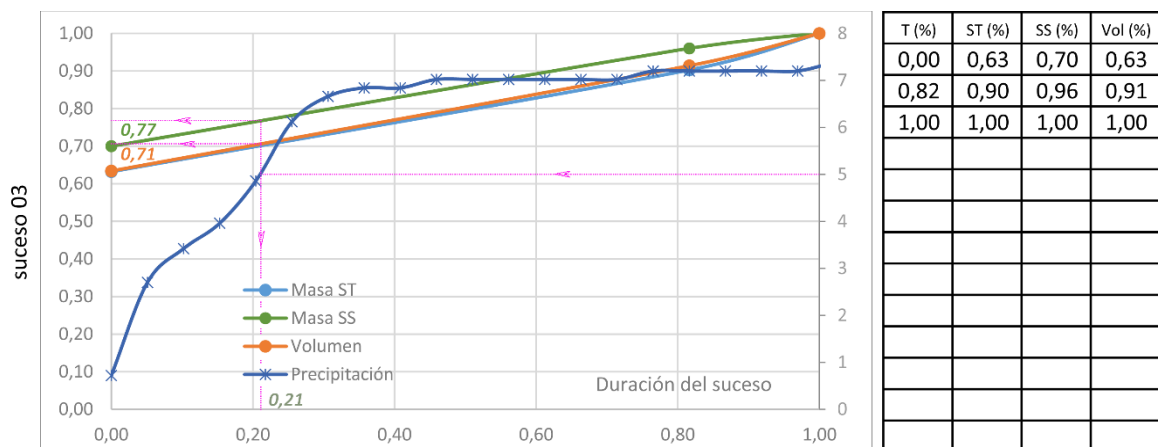


Figura 6.- Volumen, SS, ST [normalizados] y precipitación [mm] acumulados en el suceso 3.

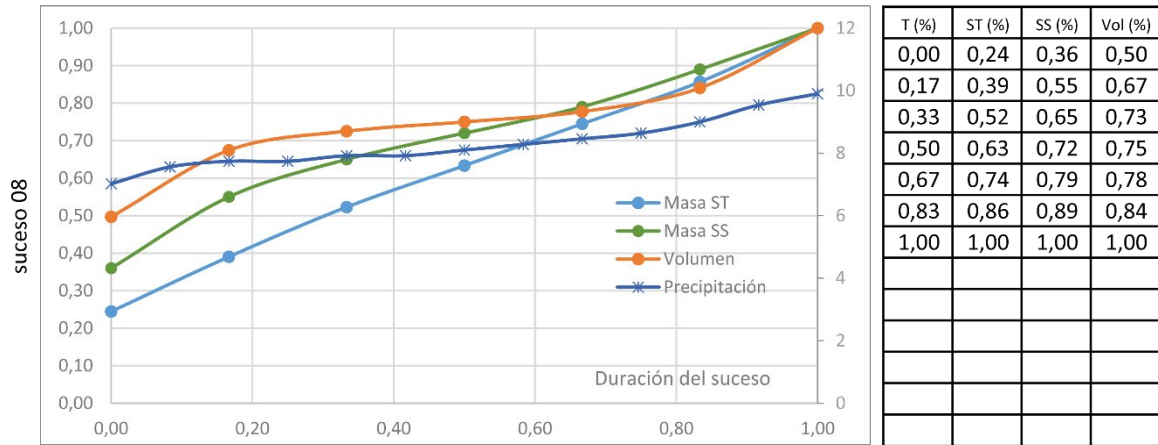


Figura 7.- Volumen, SS, ST [normalizados] y precipitación [mm] acumulados en el suceso 8.

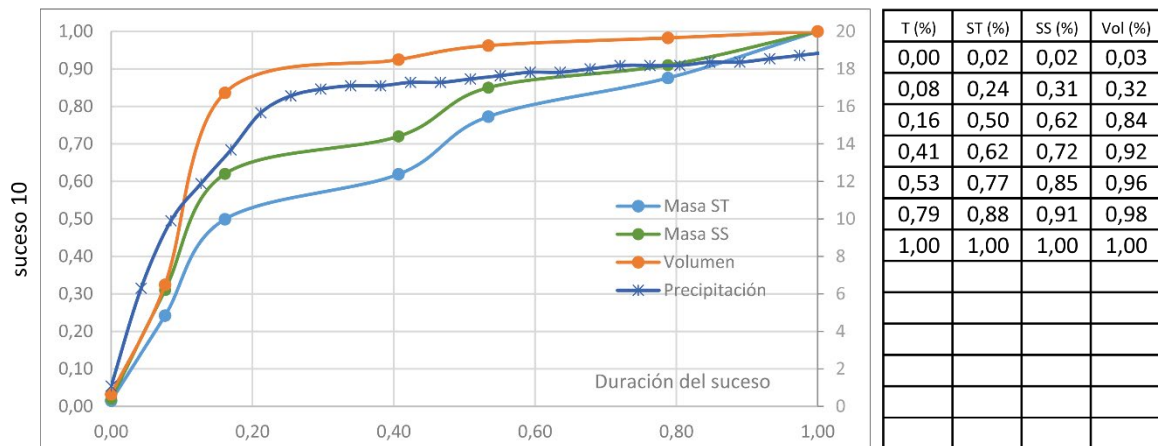


Figura 8.- Volumen, SS, ST [normalizados] y precipitación [mm] acumulados en el suceso 10.

Las Figuras 9 y 10 muestran los rendimientos que se alcanzarían en cada uno de los sucesos estudiados (S01–S10) en función de la precipitación (5, 10, 15 o 20 mm) para la que se dimensiona la capacidad de captura de una infraestructura de tratamiento en la cuenca de Fene. También se ha reflejado el rendimiento medio de todos los sucesos en cada uno de los cuatro supuestos que se plantean de captura de precipitaciones.

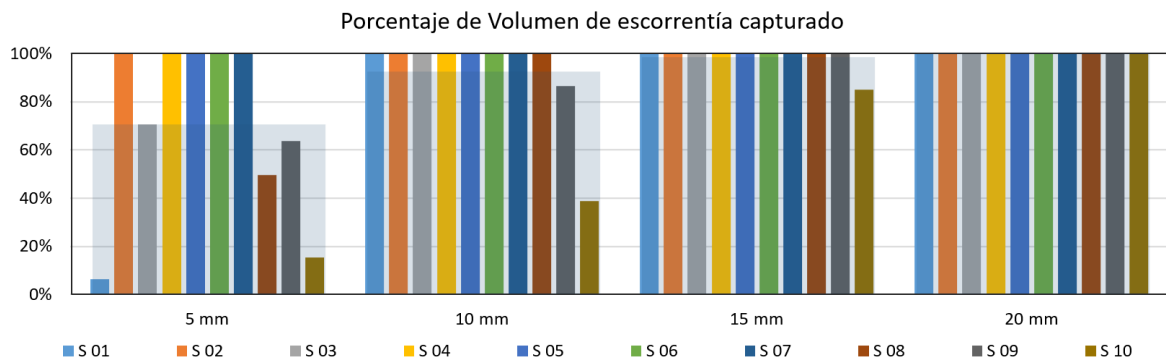


Figura 9.- Porcentajes de los volúmenes de escorrentía capturados para cada suceso (S01 a S10) en función de los mm de precipitación o "WQv". El rectángulo sombreado indica el valor medio.

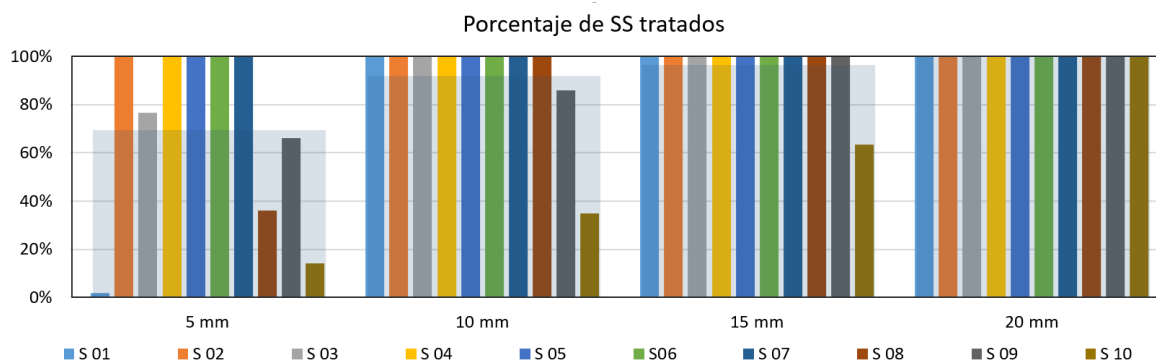


Figura 10.- Porcentajes de SS tratados para cada suceso (S01 a S10) en función de los mm de precipitación o "WQv". El rectángulo sombreado indica el valor medio.

6. CONCLUSIONES

En la Tabla 2, resumen de los últimos gráficos, se muestra la eficiencia que tendría una infraestructura en la cuenca total de Fene en función de los mm de lluvia que fuera capaz de capturar o del "WQv" seleccionado.

Tabla 2.- Rendimientos de volúmenes capturados (Vol.) y Sólidos en Suspensión (SS) y Sólidos Totales (ST) tratados en la sección de Fene en función de la precipitación capturada.

H [mm]	WQv [m ³ /ha neta]	Vol.	SS	ST
5	50	71%	70%	66%
10	100	93%	92%	90%
15	150	98%	96%	95%
20	200	100%	100%	100%

Como puede apreciarse, a partir de una capacidad de recogida de lluvia de 10 mm el rendimiento medio de la técnica SUDS sería superior al 90% en la precipitación capturada, lo mismo que el de su capacidad de tratamiento de SS y ST. Se puede apreciar que para WQv bajos se es más eficiente capturando SS que ST, debido a que los SS presentan un pequeño flujo adelantado, con un poco significativo primer lavado. Se puede concluir que el dimensionamiento hidrológico-hidráulico genera valores de volumen de calidad que producen rendimientos de retención de la contaminación muy elevados, superiores al 96%, cuando el volumen total de agua capturado en el sistema fue del 98%.

REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA

- CALTRANS (2003). "Construction Site Best Management Practices (BMPs) Manual". State of California Department of Transportation, EE.UU. <https://dot.ca.gov/-/media/dot-media/programs/construction/documents/environmental-compliance/csbmp-may-2017-final.pdf>
- CIRIA (2007). "The SUDS Manual". Construction Industry Research and Information Association - CIRIA, London. Report C697. <http://www.scotsnet.org.uk/documents/NRDG/CIRIA-report-C753-the-SuDS-manual-v6.pdf>
- CLAYTOR, R.A. & SCHEULER, T.R. (1996). "Design of Stormwater Filtering Systems". Centre for Watershed Protection, Ellicott City MD, pp. 1-218. <https://owl.cwp.org/mdocs-posts/design-of-sw-filtering-systems/>
- JIMÉNEZ, V.; DEL RÍO, H.; URES, P.; TORRES, D.; VIEITO, S.; PAYO, P.M.; TEMPRANO, C.; DE LA VEGA, F.; SUÁREZ, J. (2012). "Contaminación en las escorrentías de autopistas y vías con alta intensidad de tráfico. Estudio de una cuenca piloto en Fene (Galicia) y diseño de una técnica de drenaje sostenible de escorrentía de autopistas (TDSEA)". Proceedings of the XXXIII AIDIS Conference, Salvador de Bahía, 15 pp.
- MDE (2000). "Maryland Stormwater Design Manual". Volumes I & II. Maryland Department of Environment - MDE, Baltimore. https://mde.maryland.gov/programs/water/StormwaterManagementProgram/Pages/stormwater_design.aspx
- CEDEX (2008). "Gestión de las aguas pluviales. Implicaciones en el diseño de los sistemas de saneamiento y drenaje urbano". Puertas J.; Suárez J.; Anta J. (eds.). Madrid, ISBN: 978-84-7790-475-5.
- US-EPA (2004). "Stormwater BMP design manual. Volume 1: General Considerations". US Environmental Protection Agency, Cincinnati, 2004. Report EPA/600/R-04/121A.
- SUÁREZ, J.; JIMÉNEZ, V.; DEL RÍO, H.; ANTA, J.; JÁCOME, A.; TORRES, D.; URES, P.; VIEITO, S. (2013). "Design of a sand filter for highway runoff in the north of Spain". Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Municipal Engineer. Volume 166, Issue 2, June, pp. 121-129. DOI: [10.1680/muen.12.00028](https://doi.org/10.1680/muen.12.00028)



C4.1

Análisis de la movilización de metales pesados en fase disuelta y particulada en escorrentía de autopistas

Vicente Jiménez Fernández
Héctor Del Río Cambeses
Pablo Ures Rodríguez
Sara Vieito Raña
Paula M^a Payo Suárez
Carlos Temprano Pérez
Felipe De La Vega Gándaras
Alfredo Jácome Burgos
Joaquín Suárez López

RESUMEN

Hoy en día ya es conocido que la contaminación de las aguas de escorrentía superficial urbana puede aportar, en cierto tipo de cuencas, cargas de contaminación significativas a los medios acuáticos receptores. En la actualidad, en la Unión Europea, según la Directiva Marco del Agua, las aguas de escorrentía de calles, carreteras y autopistas deben ser consideradas como "presiones" a valorar, por lo que es preciso su análisis con el fin de analizar si generan impactos sobre las masas de agua. El estudio, o caso, que se desea presentar se centra en el análisis de la presencia de metales pesados en las escorrentías de viales con una intensidad de tráfico significativa. Se ha medido la contaminación (DQO, DBO₅, SS, nutrientes, metales pesados, HAPs) en los flujos de escorrentía (hidrogramas y polutogramas) de una travesía urbana de cuatro carriles con una considerable intensidad de tráfico (18.000 de IMD) que es vertida finalmente a la ría de Ferrol (zona sensible, Galicia, España). A partir de los datos obtenidos se realiza una valoración de las formas en que se presentan los metales pesados y su correlación con otros contaminantes. A partir de estas correlaciones se proponen unos determinados parámetros indicadores de este tipo de contaminación.

Palabras clave: Drenaje sostenible, escorrentías urbanas, metales pesados.

1. INTRODUCCIÓN

Hoy en día ya es conocido que la contaminación de las aguas de escorrentía urbana puede aportar, en cierto tipo de cuencas, cargas de contaminación significativas a los medios acuáticos receptores. La escorrentía generada a partir de los sucesos de lluvia, disuelve y arrastra los materiales de todo tipo, que se encuentran depositados en las superficies y los transporta hacia las masas de aguas receptoras. Evidentemente, como consecuencia de las diferentes actividades y usos que se realizan en las cuencas, una en estado casi natural, una rural, una urbana o una cuenca industrial, tendrán aguas de escorrentía con muy diferentes tipos y cargas de contaminación.

La problemática que se aborda en esta comunicación se centra en el análisis de la contaminación aportada por las escorrentías de viales con una intensidad de tráfico significativa. En la actualidad, según la Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas) y la Instrucción de la Planificación Hidrológica (ORDEN ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica en España) las aguas de escorrentía de calles, carreteras y autopistas deben ser consideradas como “presiones” a tener en cuenta y es preciso su análisis con el fin de analizar si generan impactos sobre las masas de agua. La bibliografía existente sobre este tipo de aguas contaminadas apunta que la problemática principal es por impactos crónicos generados por contaminación por metales pesados.

En una autopista se podrían diferenciar, a priori, dos fuentes de aporte de contaminantes: la contaminación atmosférica y la contaminación procedente de actividades en la superficie (tráfico rodado, erosión de los pavimentos, actividades de jardinería, uso de sal para el deshielo de la nieve, ...). En la Figura 1 se presentan las principales fuentes de contaminación en aguas de escorrentía urbana y en carreteras.

La Empresa Pública de Obras y Servicios Hidráulicos (EPOSH) de la Xunta de Galicia adjudicó el sistema de colectores, tanques de retención y EDAR de Ares, Fene y Mugaros (A Coruña, Galicia) a la UTE formada por las empresas “S.A. de servicios y Obras - COPASA” y “Construcciones Taboada y Ramos, S.L.”. Entre estas actuaciones se consideró de interés realizar algunas actuaciones piloto de control y tratamiento de escorrentías pluviales contaminadas. Se tomó la decisión de estudiar la problemática de uno de los viales de la zona, concretamente un tramo de la vía N-651 (Avenida de las Pías) en la zona “San Valentín” y, en función del grado de contaminación medido, diseñar y construir un sistema de tratamiento. A los sistemas de tratamiento de aguas de escorrentías de autopistas se les denomina “Técnicas de Drenaje Sostenible de Escorrentía de Autopistas” (TDSEA). Para seleccionar, y configurar, una TDSEA adecuada al problema ambiental era necesario analizar cómo se generaban los flujos de agua y cómo se movilizaba la contaminación; con tal fin se realizaron campañas de caracterización.

Pb	Zn	Fe	Cu	Cd	Cr	Ni	Mn	Br	V
				Gasolina con Pb					
				Neumáticos					
				Aceites, lubricantes y grasas					
				Sales de deshielo					
				Acero galvanizado					
				Infraestructuras					
				Carrocería					
				Estructuras de acero					
				motor					
				Revestimientos metálicos					
				Frenos					
				Fungicidas e insecticidas					
				Gases combustión gasoil					
				Asfalto					
				Basura					

Figura 1.- Principales fuentes de contaminación de metales pesados en aguas de escorrentía urbana y en carreteras.

Las actividades principales desarrolladas en el estudio fueron:

- Medición de los caudales generados en la subcuenca de drenaje (hidrogramas).
- Caracterización de la contaminación movilizada mediante la medición de polutogramas asociados a los hidrogramas (sucesos de lluvia).
- Análisis del tipo y características de la contaminación movilizada.
- Análisis de alternativas de tratamiento y configuración de la TDSEA.
- Selección de una alternativa de tratamiento y predimensionamiento.

En esta comunicación se presentan los resultados relacionados con la presencia y forma de metales pesados durante los sucesos muestreados.

2. METODOLOGÍA

La cuenca piloto caracterizada en este estudio está formada, en su mayor parte, por la calzada de la carretera nacional N-651, a su paso por la parroquia de San Valentín, en el Ayuntamiento de Fene (A Coruña, Galicia). La vía está configurada en 4 carriles, y dispone de una red de drenaje para las aguas pluviales que vierte finalmente a la ría de Ferrol. Esta ría está declarada "zona sensible" (Directiva UE 91/271) y tiene exigencias de calidad muy altas para cultivos marinos y baño. La IMD es del orden de 18.000 vehículos al día y la capa de rodadura está realizada con aglomerado asfáltico convencional.

La red de alcantarillado para las aguas de escorrentía está formada por unos 2 km de colectores (en su mayoría de hormigón de 400 mm; el diámetro mayor presente es de 600 mm, en algún pequeño tramo final), los imbornales que recogen las escorrentías, los pozos de registro y el desagüe a la ría de Ferrol. La pendiente media de la red de drenaje es alta, del 3,5%, lo cual contribuye a que se registren caudales significativos en

la sección de control, casi al mismo tiempo de ocurrencia de los eventos de lluvia; el tiempo de concentración es muy bajo, del orden de 5 minutos. Este hecho también se ve favorecido por elevado grado de impermeabilización de la cuenca y por el reducido tamaño de la misma. La precipitación media de la cuenca es de 1.250 mm/año.

Tabla 1.- Cálculo de superficie de cuenca de aportación.

TOTAL DE CUENCA (m ²) ⁽¹⁺²⁾		44.650
PERMEABLE ⁽¹⁾		13.200
IMPERMEABLE ^{(2) = (3+4)}		31.450
AVDA. DE LAS PÍAS ⁽³⁾		14.530
Otros viales ⁽⁴⁾		16.920
Coefficiente de escorrentía permeables		0,50
Coefficiente de escorrentía impermeable		0,90
Valor medio ponderado		0,78
SUPERFICIES NETAS	de zonas permeables, 13.200 x 0,50	6.600
	de zonas impermeables, 31.450 x 0,90	28.305
SUPERFICIE NETA TOTAL (ha)		34.905



Figura 2.- En verde se sombrea el área de aportación que es estrictamente un vial de cuatro carriles con alta intensidad de tráfico; se trata del 32% del área total de la cuenca, que también incluye la zona sombreada en azul.

Con el fin de caracterizar los flujos en tiempo de lluvia se instaló una estación de control, que se emplazó en el último de los pozos de registro de la red de drenaje. Los equipos instalados fueron:

- Caudalímetro área-velocidad SIGMA 950 (velocidad por sistema doppler y calado mediante burbuja-presión).
- Tomamuestras automático SIGMA 900 (con 24 botellas de 1 L, programable para toma de muestras con intervalo variable, con cable de conexión con el caudalímetro para recibir señal de arranque por nivel).
- Pluviómetro de intensidad con data-logger TINYTAG PLUS.
- Sistema de comunicaciones por GPRS.

Para la medida de las concentraciones de metales pesados se ha utilizado espectrometría de masas con fuente de plasma de alta resolución (con límite de cuantificación en casi todos ellos de 0,1 µg/L; cromo 0,5 µg/L, mercurio 0,05 µg/L y zinc 1 µg/L). Los HAP se han medido mediante extracción líquido-líquido seguida de SPE (extracción en fase sólida) y determinación por cromatografía de líquidos con detector de fluorescencia programada (HPLC-FL); límite de detección de 0,001 µg/L.

3. RESULTADOS

El periodo de explotación de la sección se prolongó durante un año y tres meses, debido a la complejidad de tomar muestras representativas de sucesos de lluvia. Como resumen del registro de caudales realizado se puede destacar que el caudal medio medido en los periodos en los que circulaba agua por la sección de control fue de 1,42 L/s y que el valor del caudal máximo registrado fue de 399,5 L/s.

Se han caracterizado con calidad 10 sucesos de lluvia, pero solo en 8 de ellos se han medido metales pesados, diferenciando fase disuelta y fase particulada. Todos los datos de caracterización de cada suceso de lluvia son organizados y tratados en la denominadas "FICHAS DE SUCESO", con una serie de gráficas y tablas en las que se detallan, de forma resumida, los siguientes valores:

- Referencias y parámetros descriptivos de los sucesos muestreados.
- Concentraciones máximas de los parámetros de contaminación convencionales (C_{MAX}).
- Concentraciones medias de suceso de los parámetros de contaminación convencionales (CMS).
- Masas totales de los parámetros de contaminación convencionales movilizadas en cada suceso de lluvia y cargas superficiales específicas.
- Concentraciones máximas de los parámetros de medida de metales pesados totales (C_{MAX}).
- Concentraciones máximas de los parámetros de medida de metales pesados en forma disuelta (C_{MAX}).
- Análisis del fraccionamiento de los metales pesados medidos en los sucesos de lluvia.
- Concentraciones medias de suceso de los parámetros de medida de metales pesados (CMS).
- Concentraciones máximas de los parámetros de medida de hidrocarburos, y aceites y grasas (C_{MAX}).
- Concentraciones medias de suceso de los parámetros de medida de hidrocarburos, y aceites y grasas.

En la tabla 2 se comparan los valores de los resultados obtenidos con distintos valores de estudios de referencia.

Tabla 2.- Comparación de los resultados obtenidos con valores de otros estudios.

PARÁMETRO	CALTRANS		Stockholm Vatten (2001)		Harrison (1991)	Storhaug, R. (1996)	Val. medios CMS	Valoración de presencia
	RANGO	CMS	Bajas	Altas	Autopista	Noruega	FENE	
CONVENCIONALES								
DQO [mg/L]	10 - 390	117,9	25 -60	--	--	--	179,1	ALTA
SDT [mg/L]	14 - 470	109,4	--	--	--	--	85,1	BAJA
SST [mg/L]	3 - 4.800	157,9	< 50	> 175	--	--	237,5	ALTA
METALES (TOTAL)								
Al [µg/L]	29 - 12.600	2.610,3	--	--	--	--	2.200	MEDIA
As [µg/L]	1-17	2,5	--	--	--	--	4,5	ALTA
Cd [µg/L]	0,5 - 378	4,5	< 0,3	> 1,5	2	0,1 - 0,5	0,1	BAJA
Cr [µg/L]	1 - 100	10,9	< 15,0	> 75	--	1 - 170	6,5	BAJA
Hg [µg/L]	--	--	< 0,04	> 0,20	--	0,2 - 1,2	0,1	MEDIA
Cu [µg/L]	1 - 800	48,5	< 9,0	> 45,0	60	6 -120	45,3	MEDIA
Fe [µg/L]	4,1 - 24,0	4.283,5	--	--	--	--	3.545	MEDIA
Pb [µg/L]	1 - 2.300	113,6	< 3,0	> 15,0	100	1 - 33	12,7	BAJA
Ni [µg/L]	0,91 - 317	12,6	< 45,0	> 225	--	3 - 190	6,2	BAJA
Zn [µg/L]	5 - 2.400	227,5	< 60,0	> 300	100	10 - 300	142,6	BAJA
NUTRIENTES								
N _{TOTAL} [mg/L]	--	4,83	< 1,25	> 5,0	--	--	3,5	MEDIA
P _{TOTAL} [mg/L]	0,05 - 10	0,26	< 0,1	> 0,2	--	--	0,6	ALTA
HIDROCARBUROS								
HAP [µg/L]	--	--	< 1,0	> 2,0	--	0,1 - 2,7	2,6	ALTA

3.1. Valoraciones generales

- Los valores CMS de DQO son relativamente más altos en la cuenca piloto de Fene que los datos referenciados por CALTRANS y Stockholm Vatten (2001).
- Se han obtenido también valores más altos de sólidos en suspensión que los de las referencias presentadas.
- Las CMS medidas de los metales pesados indican concentraciones, en general, de valor normal o bajo, a excepción del Arsénico.

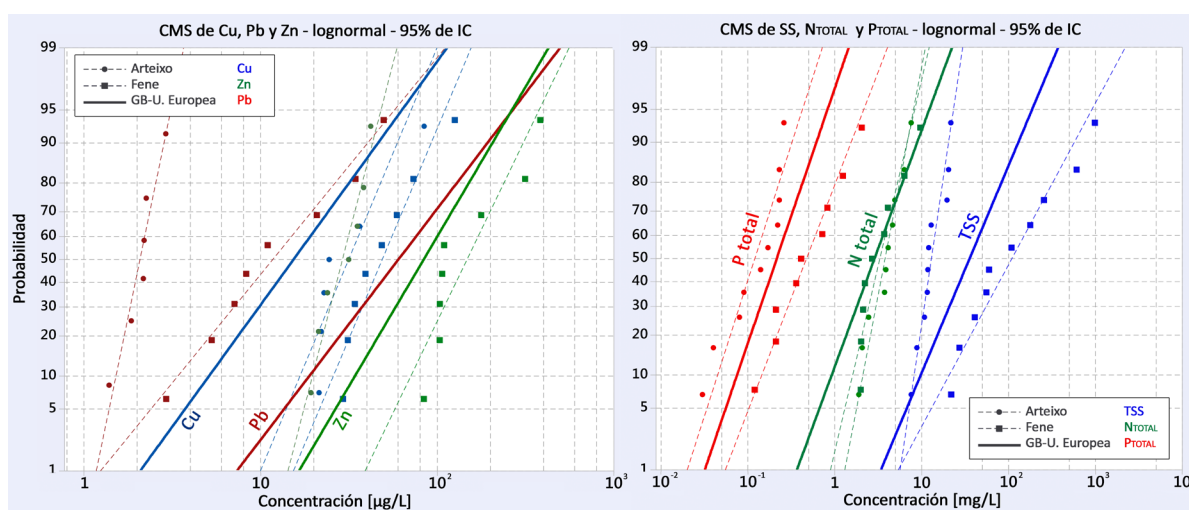


Figura 3.- Comparación de funciones de probabilidad acumulada elaboradas a partir de los valores de CMS de los sucesos medidos en la cuenca piloto con los valores del estudio "The Quality of Urban Stormwater in Britain and Europe: Database and Recommended Values For Strategic Planning Models" (Mitchell, et al.; 2001).

El análisis de la Figura 3 confirma que los valores obtenidos en la cuenca piloto estudiada son bajos en metales pesados y altos en sólidos en suspensión respecto a los de la bibliografía.

Al haber medido la fracción particulada y la fracción disuelta de los metales pesados, tal como se indica en la Figura 4, se puede destacar que metales como Fe, Al, Pb y Cr destacan por presentarse en más de un 90% en forma particulada; destacar también el Mn y el Ni por su alto porcentaje en forma particulada. En forma fundamentalmente disuelta se encuentran el B, el Ba y el Hg (hacer constar que el pH medio medido ha sido de 7,06, con un valor mínimo de 6,44 y un valor máximo de 7,84).

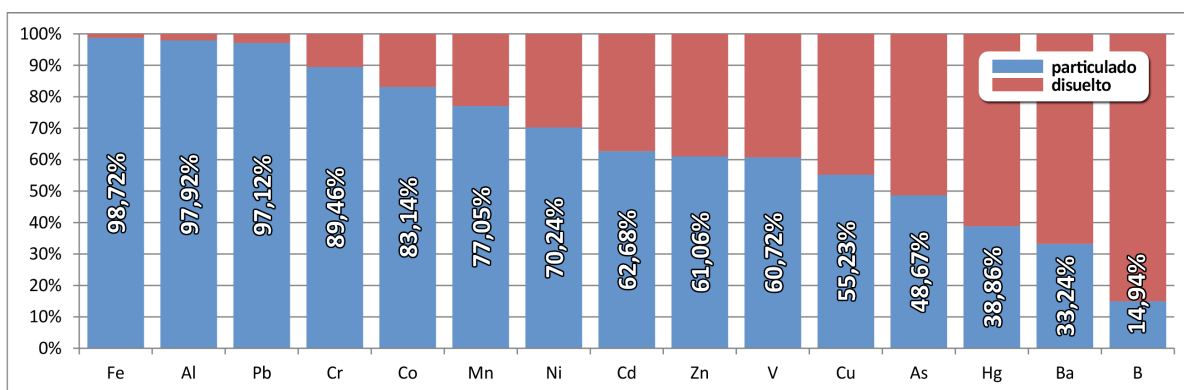


Figura 4.- Fraccionamiento de los metales pesados medidos en la caracterización de los flujos de escorrentía

El que un contaminante de este tipo se presente mayoritariamente en forma particulada hace más factible su eliminación mediante técnicas más sencillas de tratamiento, tales como decantación o filtración.

Con los datos obtenidos de las determinaciones analíticas y de los parámetros elaborados para cada suceso de lluvia (C_{MAX} y CMS) es posible realizar un tratamiento estadístico del cual extraer unos "parámetros de contaminación indicadores" de las concentraciones y de las cargas del resto de contaminantes que finalmente se envían al medio receptor. Estos "parámetros indicadores" deberían permitir desarrollar dos estrategias: por un lado, medir menos metales pesados, lo que abarataría la caracterización del problema ambiental, y/o, por otro, no medir metales pesados si alguno de los convencionales (por ejemplo la DQO o los sólidos en suspensión) fueran cuantitativamente representativos de las concentraciones de los primeros. Se focalizará el análisis en los siguientes metales pesados: Pb, Hg, Ni, Cr, y especialmente Cd, Cu, Zn (que son los que con mayor frecuencia se utilizan en la legislación y normativas sectoriales); respecto a los parámetros convencionales se hará énfasis en DQO, SST y SDT).

3.2. Análisis de correlación de concentraciones de todas las muestras

El análisis estadístico se realiza sobre el total de las 64 muestras, pertenecientes a 8 de los sucesos estudiados en la sección de control de San Valentín en Fene.

En primer lugar se elaboró una matriz de correlaciones que permite detectar aquellos contaminantes que presentan un comportamiento parecido. El número total de

comparaciones de series, combinaciones sin repetición, de 45 elementos tomados de 2 en 2, es $C_{(45,2)} = 45!/2!(45 - 2)! = 990$.

En primer lugar, se analizaron las correlaciones de los parámetros hidrológico-hidráulicos con los parámetros de contaminación, pero se obtuvieron malos resultados (valores de R^2 menores, en general, de 0,5).

El primer contaminante con el que se trabajó fue con los HAP, pero los resultados fueron aún más desfavorables; apenas se consiguieron valores de 0,1 de R^2 .

En una primera aproximación con los metales pesados se valoraron las correlaciones entre los tres metales pesados que se usan como referencia con el resto de los analizados. Del análisis realizado sobre las fracciones particuladas se puede destacar la buena correlación del Cu con el Pb (0,95), con el Ni (0,87), con el Zn (0,87), con el Cr (0,79) y con el Hg (0,66). El Zn particulado correlaciona bien con el Ni (0,94), con el Pb (0,85), con el Cr (0,76) y con el Hg (0,75). Sin embargo, el Cd no correlaciona con ninguno de ellos. Se concluye que bien el Cu o el Zn son buenos indicadores de la presencia del resto de los metales, menos del Cd.

Se realizó el mismo análisis con las fracciones disueltas y el resultado fue muy malo; la "mejor" ha sido una correlación de 0,26 del Cu disuelto con el Zn disuelto.

Se analizaron también las correlaciones entre parámetros convencionales de contaminación (DQO, SST y SDT) con las concentraciones de las diferentes fracciones de los tres metales pesados utilizados como referencia. El Cd sigue sin correlacionar con nada. La DQO correlaciona con el Cu particulado con un coeficiente de 0,67; con el Pb con un valor de 0,65, y con el Zn particulado se queda en un 0,38. Los sólidos en suspensión correlacionan con la fracción particulada del Cu con un 0,82 de coeficiente de determinación, con un valor de 0,82 con Pb, con un valor de 0,70 con el Cr, y con un 0,69 con el Ni particulado. Por su parte los sólidos disueltos, como era de esperar, no correlacionan bien con ninguno de los otros parámetros.

Tabla 3.- Funciones de correlación entre concentraciones de sólidos en suspensión y las fracciones particuladas de los metales pesados caracterizados.

abcisas	ordenadas	Ecuación de regresión	C. determinación	Nº de muestras	(1) Ec. de regresión	(1) C. determinación
SST	Cu _{part}	$y = 0,1848x + 7,9658$	$R^2 = 0,8235$	64	$y = 0,2047x$	$R^2 = 0,7925$
SST	Pb _{part}	$y = 0,0773x + 2,9146$	$R^2 = 0,8200$	64	$y = 0,0846x$	$R^2 = 0,7964$
SST	Cr _{part}	$y = 0,0351x + 2,5478$	$R^2 = 0,7033$	64	$y = 0,0414x$	$R^2 = 0,6280$
SST	Ni _{part}	$y = 0,0291x + 1,2948$	$R^2 = 0,6929$	64	$y = 0,0323x$	$R^2 = 0,6650$
SST	As _{part}	$y = 0,0180x + 0,8177$	$R^2 = 0,6576$	64	$y = 0,0201x$	$R^2 = 0,6300$
SST	Zn _{part}	$y = 0,7181x + 23,3294$	$R^2 = 0,6433$	64	$y = 0,7765x$	$R^2 = 0,6295$
SST	Hg _{part}	$y = 5,36 \cdot 10^{-4}x - 0,0115$	$R^2 = 0,4482$	42	$y = 5,11 \cdot 10^{-4}x$	$R^2 = 0,4454$
SST	Cd _{part}	$y = 5,43 \cdot 10^{-4}x + 0,0844$	$R^2 = 0,1095$	64	$y = 7,54 \cdot 10^{-4}x$	$R^2 = 0,0559$

(1) ecuaciones de regresión lineal ajustadas al origen de datos

El análisis de las correlaciones de las concentraciones de los metales pesados en fase disuelta con los parámetros convencionales arrojó muy malos valores de R^2 (incluso con los sólidos disueltos totales), no pudiéndose destacar ninguna.

3.3. Análisis de correlación de concentraciones de CMS de los sucesos medidos en San Valentín - Fene

El análisis estadístico se ha realizado sobre los valores de CMS de las muestras de 8 sucesos.

Los parámetros hidrológico-hidráulicos, en general, correlacionan relativamente bien con los parámetros de contaminación de interés. Se puede destacar la buena correlación entre los caudales medios y máximos con la mayoría de las CMS de concentración de metales en fase particulada, como se muestra en la Tabla 4. En la misma tabla se puede apreciar que dichas correlaciones empeoran si se utilizan las CMS de la concentración total de metal; solo el Cd y el Pb presentan valores semejantes.

Tabla 4.- Funciones de correlación entre parámetros hidrológico-hidráulicos y fracción particulada de metales pesados caracterizados utilizando los valores de CMS de suceso, y también con la CMS de metal total.

abcisas	orde-nadas	(1) Ecuación de regresión	(1) C. deter-minación	orde-nadas	(1) Ecuación de regresión	(1) C. deter-minación	nº de muestras
Qm	Cu	$y = 3,6677x$	$R^2 = 0,8338$	Cu _{total}	$y = 3,9510x$	$R^2 = -0,0477$	8
Qm	Hg	$y = 0,0052x$	$R^2 = 0,7409$	Hg _{total}	$y = 0,0076x$	$R^2 = 0,6449$	6
Qm	Cd	$y = 0,0119x$	$R^2 = 0,6832$	Cd _{total}	$y = 0,0140x$	$R^2 = 0,7014$	8
Qm	Pb	$y = 1,5534x$	$R^2 = 0,6777$	Pb _{total}	$y = 1,5595x$	$R^2 = 0,6658$	8
Qm	Zn	$y = 11,4288x$	$R^2 = 0,5055$	Zn _{total}	$y = 12,6686x$	$R^2 = 0,0771$	8
Qm	Cr	$y = 0,6701x$	$R^2 = 0,1354$	Cr _{total}	$y = 0,6726x$	$R^2 = 0,0622$	8
Qmáx	Cd	$y = 0,0012x$	$R^2 = 0,8397$	Cd _{total}	$y = 0,0015x$	$R^2 = 0,8846$	8
Qmáx	Cu	$y = 0,3559x$	$R^2 = 0,7515$	Cu _{total}	$y = 0,3817x$	$R^2 = -0,2050$	8
Qmáx	Hq	$y = 5,05 \cdot 10^{-4}x$	$R^2 = 0,6425$	Hq _{total}	$y = 7,55 \cdot 10^{-4}x$	$R^2 = 0,6704$	6
Qmáx	Pb	$y = 0,1501x$	$R^2 = 0,5875$	Pb _{total}	$y = 0,1507x$	$R^2 = 0,5736$	8
Qmáx	Zn	$y = 1,0976x$	$R^2 = 0,3928$	Zn _{total}	$y = 1,2200x$	$R^2 = -0,0702$	8
Qmáx	Cr	$y = 0,0693x$	$R^2 = 0,3046$	Cr _{total}	$y = 0,0694x$	$R^2 = 0,2366$	8

(1) ecuaciones de regresión lineal ajustadas al origen de datos

Tabla 5.- Valores de coeficiente R² para Cobre, Zinc y Cromo (concentración total y de fracción particulada).

Total Cu Particulado			Total Zn Particulado			Total Cr Particulado		
Al	0,88	0,98	Pb	0,97	0,98	As	0,92	0,91
Fe	0,84	0,96	Ni	0,96	0,97	V	0,79	0,89
Pb	0,86	0,95	V	0,98	0,97	Ni	0,81	0,87
V	0,81	0,86	Ba	1,0	0,96	Fe	0,86	0,86
Zn	0,84	0,88	Co	0,90	0,92	Co	0,91	0,85
Ni	0,72	0,81	As	0,90	0,91	Al	0,81	0,81
Ba	0,80	0,71	Al	0,90	0,90	Zn	0,73	0,78
Co	0,63	0,65	Fe	0,89	0,89	Mn	0,92	0,75
Cd	0,51	0,61	Cu	0,84	0,88	Cu	0,53	0,70
Mn	0,68	0,51	Mn	0,89	0,80	Ba	0,67	0,69

Son de gran interés las buenas correlaciones de los valores de las CMS de las fracciones particuladas del Cobre y del Zinc con las fracciones particuladas de otros metales pesados, pero hay que señalar también al Cr, como se aprecia en la Tabla 5, tanto para las fracciones particuladas como para la concentración total. Los tres valores, en principio, serían buenos "indicadores trazadores"; además, las CMS son válidas para el cálculo de cargas medias anuales vertidas a partir de eventos discretos de lluvia.

Los valores de CMS de la DQO correlacionan bien con las CMS de las fracciones particuladas del Fe (0,80), del Cr (0,79) y del Al (0,77), pero no tan bien con el Cu (0,69) y con el Zn (0,51). Los sólidos en suspensión tampoco aportan buenas correlaciones con

el Cu (0,59) y con el Zn (0,47); sí que se encuentran mejores correlaciones de los sólidos en suspensión con el Cr (0,80) y el Fe (0,74), por ejemplo. Si finalmente se valoran las correlaciones obtenidas en los valores de CMS de la DQO con las CMS de metal total presente en los sucesos caracterizados se pueden destacar las que se observan con el Cd total (0,84), con el Fe (0,80) y con el Cr (0,79), siendo bajas con el Cu (0,54) y con el Zn (0,50). Respecto a las CMS de los sólidos en suspensión destacan el Cr (0,80), el Cd (0,74) y el Fe (0,74) pero no son nada buenas las correlaciones con el Zn (0,45) o el Cu (0,43).

4. CONCLUSIONES

La cuenca piloto caracterizada (vía con intensidad 18.000 vehículos día) genera concentraciones de metales pesados que se podrían caracterizar de medias-bajas para este tipo de flujos contaminados; por el contrario, genera valores de DQO y SST altos (CMS media del lugar de 179 mg/L en DQO, y de 237,5 mg/L en SST).

El análisis de correlaciones realizado sobre los valores de concentraciones de metales en fase particulada obtenidos en todas las muestras tomadas (64) dan como resultado una muy buena correlación entre cuatro metales pesados: Cu, Zn, Cr y Ni. Su presencia conjunta en las aguas de escorrentía se asocia al desgaste de neumáticos y frenos. Se puede destacar también las correlaciones del Pb con los metales pesados citados; actualmente la fuente de plomo se asocia principalmente a los neumáticos.

El análisis basado en todas las muestras tomadas indica que los sólidos en suspensión serían útiles para estimar las cargas de metales pesados, ya que han correlacionado bien con el Cu (0,82), con el Pb (0,82), con el Cr (0,70) y con el Ni (0,69). La bibliografía ya hace referencia a la afinidad de los metales pesados por las fracciones finas del polvo y suciedad presente en las superficies de las cuencas. No se han encontrado correlaciones significativas con ninguna de las fracciones disueltas de los metales pesados en la valoración realizada con las 64 muestras.

Respecto al análisis de posibles correlaciones a partir de los valores de CMS de los sucesos (8) destacar, en principio, las buenas correlaciones del Cu con los caudales medio y máximo del suceso.

Son de gran interés las buenas correlaciones de los valores de CMS del Cobre, el Zinc y el Cromo con el resto de metales pesados. Todos ellos podrían ser buenos “indicadores trazadores”, sin embargo, solo el Cromo (total y particulado) correlaciona bien con la DQO (0,79) y los SS (0,80). El Cromo resulta ser el “parámetro conector” entre parámetros básicos o convencionales y los metales pesados. Las principales fuentes de Cromo son los neumáticos y los frenos.

La realización del estudio que se presenta refuerza la necesidad de considerar los impactos que las escorrentías de las vías de alta capacidad generan sobre los medios acuáticos naturales, que si bien ya eran considerados en los documentos de implantación de la DMA, en la práctica no han sido tenidas en cuenta en la elaboración de la planificación ni en los programas de medidas en España.

REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA

- CALTRANS (2003). "Construction Site Best Management Practices (BMPs) Manual". State of California Department of Transportation, EE.UU. <https://dot.ca.gov/-/media/dot-media/programs/construction/documents/environmental-compliance/csbmp-may-2017-final.pdf>
- STOCKHOLM VATTEN (2001). "Klassificering av dagvatten och recipienter samt riktlinjer för reningskrav. Del 2", Dagvattenklassificering. <https://www.stockholmvattenochavfall.se/globalassets/pdf1/rapporter/dagvatten/dagvattenklassificeringdel2.pdf>
- MITCHELL, G.; MCDONALD, A.; LOCKYE, J. (2001). "The Quality of Urban Stormwater in Britain and Europe: Database and Recommended Values For Strategic Planning Models". University of Leeds.
- Directiva UE 91/271(1991). "Directiva 91/271/CEE: tratamiento de las aguas residuales urbanas". <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=LEGISSUM%3A128008>
- DMA (2000). "DIRECTIVA 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, 2000. Directiva Marco del Agua por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas". <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj?locale=es>
- Orden ARM/2656/2008 (2008), de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica. BOE núm. 229, de 22 de septiembre de 2008. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. BOE-A-2008-15340. <https://www.boe.es/eli/es/o/2008/09/10/arm2656>



C4.2

Metales pesados en sedimentos viales de una megaciudad latinoamericana: Un problema de salud pública

Carlos Alfonso Zafra Mejía
Álvaro Gutiérrez Malaxechebarría

RESUMEN

Las agencias de investigación en ambiente y salud pública reportan el interés creciente de estudiar la contaminación por los metales pesados en hábitats urbanos. El objetivo de este capítulo es presentar un estudio observacional descriptivo de las concentraciones de metales pesados (Pb, Zn and Cu) en sedimentos viales de una megaciudad latinoamericana: Bogotá, Colombia. Se recolectaron muestras de sedimento vial durante un año en seis hábitats de Bogotá. Existió coincidencia entre las concentraciones de metales pesados reportadas mundialmente y las observadas en los hábitats de estudio. En promedio, las concentraciones de metales pesados en los hábitats de estudio tendieron a ser menores en comparación con las concentraciones reportadas en hábitats urbanos de Norte América, Europa y Asia. El elemento más crítico en Bogotá fue Pb. Las concentraciones de Pb excedieron entre 1,02 y 4,30 veces el límite más restrictivo por ingestión, inhalación y contacto dérmico (Cataluña, España: 60 mg/kg). Durante los periodos de tiempo seco (disminución de la precipitación) existió un incremento en las concentraciones de metales pesados (entre 1,31-2,11 veces). Los hallazgos de este estudio son un punto de referencia durante el desarrollo de estrategias para la protección del ambiente y la salud pública en megaciudades.

Palabras clave: Contaminación ambiental, Hábitats urbanos, Metales pesados, Salud pública.

1. INTRODUCCIÓN

La capacidad de nuestras sociedades para alcanzar y mantener en el tiempo unas condiciones habitacionales coherentes con el derecho a un hábitat digno, está inevitablemente vinculada a los mecanismos de generación de nuestras viviendas, barrios y ciudades, pues depende directamente de los recursos disponibles y de la capacidad de emisión de residuos (Arcas-Abella et al., 2011). En relación a este último aspecto, los organismos de investigación mundial en urbanismo, ambiente y salud pública reportan el interés creciente de estudiar la contaminación por metales pesados (MP) en hábitats urbanos debido a su continua emisión, los largos periodos de residencia en el ambiente, y a que son significativamente móviles y potencialmente biodisponibles (Qing et al., 2015).

Los sedimentos depositados en tiempo seco sobre las superficies viales han sido utilizados como indicadores de la presencia de MP en hábitats urbanos, ya que se constituyeron en la acumulación más reciente de contaminantes en una zona determinada (Yuen et al., 2012). La principal ventaja del uso de sedimentos viales (SV) en investigaciones sobre ambiente y salud pública radicó en que éstos fueron utilizados como indicadores de la calidad del agua, aire y suelo debido a los procesos de transporte y dispersión a los cuales estuvieron sometidos en el hábitat urbano (Loganathan et al., 2013): deposición (v.g., suelo y superficies impermeables), remoción (escorrentía y viento), suspensión (viento y turbulencia del tráfico), e intercepción (vegetación y mobiliario urbano). Los anteriores procesos permiten sugerir la posibilidad de ingestión, inhalación y contacto dérmico con MP por parte de los ciudadanos y afectación sobre el medio natural urbano.

La ciudad de Bogotá (Colombia) fue reconocida como el centro urbano de mayor densidad poblacional en Latinoamérica (26.000 habitantes/km² en promedio), estando organizada en 20 localidades con un alto nivel de segregación socio-espacial y una tendencia creciente de la informalidad laboral; como resultado de esto, el ambiente urbano se ha deteriorado significativamente durante la última década. Al respecto, la ciudad fue reportada por la Organización Panamericana de la Salud como el tercer hábitat urbano de mayor contaminación atmosférica en América Latina (Sarmiento et al., 2015).

2. OBJETIVOS

El objetivo principal de este artículo es presentar un estudio observacional descriptivo de las concentraciones de metales pesados asociadas con el sedimento depositado sobre superficies viales de un hábitat urbano latinoamericano: Bogotá, Colombia. Adicionalmente, se investigan dos superficies viales de la localidad conurbana de Soacha. En este estudio se comparan las concentraciones locales de MP con respecto a las reportadas por investigaciones en hábitats urbanos a nivel mundial. Se evalúa también el grado de contaminación en relación a legislación de referencia para la protección de la salud humana en suelo urbano. Finalmente, se estudian las concentraciones de MP con respecto a periodos climáticos urbanos definidos por la variación de la precipitación. La investigación se fundamenta en los tres MP más

reportados por los estudios sobre SV en hábitats urbanos a nivel mundial: Pb, Zn y Cu (Eriksson et al., 2007).

3. METODOLOGÍA

3.1. Descripción del hábitat de estudio

Se realizó un estudio observacional descriptivo. Los hábitats en investigación se localizaron sobre superficies viales de las localidades de Fontibón (Z1), Barrios Unidos (Z2), Kennedy (Z3) y Puente Aranda (Z4) en la ciudad de Bogotá (8,85 millones de habitantes para 2015), en el centro de Colombia (tabla 1). Estas localidades fueron elegidas debido a que en los informes de calidad del aire para la ciudad de Bogotá fueron reportadas como de alta (Z3 > Z4 > Z1) y baja (Z2) contaminación por material particulado atmosférico (SDA, 2012). Adicionalmente, se investigaron dos superficies viales de la localidad conurbana de Soacha (0,53 millones de habitantes para 2015); una en el corredor vial Autopista Sur (AA) y otra en el casco urbano de la localidad (SO). La información climatológica utilizada en el presente estudio fue obtenida de las redes de monitoreo RMCAB y CAR de Bogotá.

Tabla 1.- Características de los hábitats de estudio en Bogotá y Soacha (Colombia).

CARACTERÍSTICAS	FONTIBÓN Z1	BARRIOS UNIDOS Z2	KENNEDY Z3	PUESTE ARANDA Z4	AUTOPISTA SUR AA	SOACHA SO
Coordenadas	04°40'09"N 74°08'33"O	4°39'36"N 74° 4'42"O	04°35'45"N 74°08'48"O	04°37'49"N 74°07'06"O	4°33'04"N 74°14'22"O	4°35'05"N 74°13'12"O
Precipitaciones promedio anual (mm)	850	950	900	850	900	900
Densidad poblacional (habitantes/ha)	600	600	480	160	<-25	60
Uso del suelo	I-R	R	R-I	I-C	I-RU	R
Tráfico promedio diario (vehículos/día)	650	1.600	12.300	13.500	40.100	2.750

Nota. a R = residencial; I O Industrial; C = comercial; RU = rural.

3.2. Sistema de recolección del sedimento vial

Las muestras de SV en los hábitats de estudio se tomaron en tiempo seco, a un costado del bordillo (0,50 m), a la misma hora, y durante un período de un año (08/05/2010-08/05/2011) para Z1, Z2, Z3 y Z4, y 127 días (07/01/2010-14/05/2010) para AA y SO. La superficie de muestreo tuvo un área de 0,50 m² (0,707 m x 0,707 m). Las dimensiones del área de recolección del SV se garantizaron colocando sobre la superficie un marco de madera de idénticas dimensiones que las del área de muestreo. Para la recolección del SV se utilizó una escobilla de fibras plásticas y un recogedor de mano (sistema de recolección en seco).

La frecuencia promedio de muestreo fue de 3 días en Soacha y 10 días en Bogotá. Estas variaciones en la frecuencia de muestreo se presentaron por la ocurrencia de eventos de precipitación que impidieron la recolección del SV en seco y, por lo tanto, impidieron la aplicación del sistema muestreo utilizado en el presente estudio. No obstante, estas

variaciones en la frecuencia de los eventos de precipitación permitieron definir dos períodos climáticos de observación: (I) tiempo de lluvia, incremento en la frecuencia de las lluvias; y (II) tiempo seco, disminución en la frecuencia de las lluvias. Estos períodos climáticos fueron verificados a partir de información del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia (IDEAM), los cuales correspondieron al fenómeno climático de “La Niña-Oscilación del Sur” ocurrido durante el periodo de investigación (García et al., 2012). La cantidad de muestras recolectadas por cada zona de investigación en Bogotá y Soacha fue de 36 y 43, respectivamente; para un total de 144 muestras en Bogotá y 86 muestras en la conurbación de Soacha.

3.3. Análisis de laboratorio

La granulometría del SV ($< 63 \mu\text{m} - 250 \mu\text{m}$) se determinó usando el método ISO-11277 (ISO, 2000). El análisis de la concentración de MP en el SV se realizó para la fracción de tamaño inferior a $250 \mu\text{m}$, debido a que las investigaciones han reportado que esta fracción de tamaño fue dominante en peso y tendió a registrar las mayores concentraciones de MP en hábitats urbanos (Zhao et al., 2010). La concentración de los MP asociados con el SV se determinó por medio de espectrometría de absorción atómica con llama, ISO-11047 (ISO, 2000). Las muestras de SV fueron previamente digeridas en una mezcla de ácido clorhídrico y ácido nítrico (3:1; agua regia), método ISO-11466 (ISO, 2000). Los MP analizados fueron Pb, Zn y Cu.

4. RESULTADOS

4.1. Análisis comparativo con hábitats urbanos a nivel mundial

Se desarrolló una comparación entre las concentraciones detectadas nivel mundial (ver Zafra et al., 2017) y las observadas en los hábitats de estudio. Los resultados mostraron que las concentraciones promedio de Pb, Zn y Cu en el SV de Bogotá y Soacha estuvieron entre 48-217 mg/kg, 96-334 mg/kg y 41-279 mg/kg, respectivamente (tabla 2). Esto demostró una tendencia similar a la detectada a nivel mundial, visualizando que los aportes e importancia de las fuentes contaminantes variaron significativamente en el ambiente vial de Bogotá y Soacha. Adicionalmente, la secuencia en la magnitud de las concentraciones de MP fue similar a la detectada en el ámbito mundial. Es decir, los resultados mostraron en promedio que el Zn fue el metal pesado más abundante en el ambiente vial de Bogotá y Soacha, seguido de Cu y Pb.

Adicionalmente, los resultados mostraron que las concentraciones de MP reportadas a nivel mundial fueron superiores en relación a las observadas en Bogotá y Soacha. Por ejemplo, las concentraciones de Pb fueron 71 %, 24 % y 71 % inferiores con respecto a los reportes de vías de Europa, Norteamérica y Asia, respectivamente. Sin embargo, la vía de investigación AA (Soacha, Autopista Sur) registró concentraciones de Pb 56 % superiores a las reportadas en vías de Norteamérica. La fracción de tamaño del SV inferior a $63 \mu\text{m}$ presentó resultados similares. No obstante, esta fracción de tamaño registró concentraciones de Pb, Zn y Cu 1,23, 1,49 y 1,39 veces más elevadas en relación a la fracción de tamaño inferior a $250 \mu\text{m}$.

Tabla 2.- Concentración promedio de metales pesados en el sedimento vial de Bogotá y Soacha con un 95 % de intervalo de confianza.

Metales	Fontibón Z1	Barrios Unidos Z2	Kennedy Z3	Puente Aranda Z4	Autopista Sur AA	Soacha SO	Promedio	Mediana
Fracción de tamaño < 250 µm								
Pb	69 ± 14 ^a	60 ± 12	74 ± 15	48 ± 11	217 ± 30	84 ± 22	92	72
Zn	334 ± 51	145 ± 32	197 ± 29	126 ± 19	110 ± 9	96 ± 13	168	136
Cu	279 ± 38	94 ± 16	110 ± 19	68 ± 11	57 ± 13	41 ± 10	108	81
Fracción de tamaño < 63 µm								
Pb	86 ± 17	84 ± 15	88 ± 19	61 ± 13	258 ± 36	99 ± 26	113	87
Zn	469 ± 63	271 ± 35	301 ± 48	171 ± 20	157 ± 13	137 ± 19	251	221
Cu	415 ± 56	140 ± 20	141 ± 22	88 ± 14	67 ± 15	46 ± 11	150	114

Nota. ^a Concentraciones en mg/kg de materia seca.

4.2. Concentraciones locales versus límites legislativos de referencia

En el presente estudio, el análisis legislativo se centró sobre la fracción de tamaño del SV inferior a 63 µm debido a que ésta registró las mayores concentraciones de MP. Las concentraciones de MP en el SV fueron comparadas con legislación para la protección de la salud humana (ingestión, inhalación y contacto dérmico) en hábitats urbanos (tabla 3). Se observó que las concentraciones promedio de Pb en todas las vías de investigación superaron el límite más exigente de referencia, el establecido por la administración de Cataluña para suelo urbano (60 mg/kg). Con respecto al límite legislativo menos exigente (Canadá = 140 mg/kg; suelo residencial y parques), los resultados mostraron que la vía de estudio en AA fue la única en sobrepasarlo.

Por otro lado, las concentraciones promedio de Zn en Z1, Z2 y Z3 superaron el límite de referencia más exigente (Canadá = 200 mg/kg; suelo residencial y parques). Sin embargo, todas las vías de estudio no sobrepasaron el límite menos exigente para hábitats urbanos; el establecido por la administración de Cataluña en 650 mg/kg. Finalmente, las concentraciones promedio de Cu superaron en su mayoría el límite legislativo más exigente (Canadá = 63 mg/kg; suelo residencial y parques). Excepto en la vía SO, donde la concentración promedio fue 1,37 veces inferior a dicho límite legislativo. Con respecto al límite de referencia menos exigente para el Cu (Cataluña = 310 mg/kg; suelo urbano), los resultados mostraron que la vía de estudio en Z1 fue la única en sobrepasarlo.

Tabla 3.- Comparación de concentraciones promedio de metales pesados con respecto a límites internacionales de referencia (intervalo de confianza = 95 %; n = 230).

Vía de investigación	Metal pesado (Fracción < 63 µm)		
	Pb	Zn	Cu
Z1	86 ± 17	469 ± 63	415 ± 56
Z2	84 ± 15	271 ± 35	140 ± 20
Z3	88 ± 19	301 ± 48	141 ± 22
Z4	61 ± 13	171 ± 20	88 ± 14
AA	258 ± 36	157 ± 13	67 ± 15
SO	99 ± 26	137 ± 19	46 ± 11
Límites legislativos			
Cataluña, España (Gencat, 2006)	60	650	310
País Vasco, España (Eusko-Legebiltzarra, 2005)	120	-	-
Canadá (CCME, 1997)	140	200	63

4.3. Análisis climático para concentraciones de metales pesados

A partir de información del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia (IDEAM) se identificaron los períodos interanuales de incremento de la precipitación en Z1, Z2, Z3 y Z4 para el fenómeno climático de “La Niña-Oscilación del Sur” (García et al., 2012). Estos períodos climáticos correspondieron a tiempo de lluvia, siendo el resto del tiempo de análisis considerado como tiempo seco. El análisis climático no se realizó en la conurbación de Soacha debido a que se contó únicamente con registros para 127 días, lo cual impidió cubrir los períodos climáticos interanuales para la precipitación. En promedio para todos los hábitats de Bogotá, los resultados mostraron que en tiempo seco las concentraciones de Pb, Zn y Cu en el SV ($< 63 \mu\text{m}$) fueron comparativamente superiores en relación a las concentraciones observadas en tiempo de lluvia. Por ejemplo, las concentraciones promedio de Pb en tiempo seco en Z1, Z2, Z3 y Z4 fueron 1,67, 1,01, 1,23, y 1,33 veces superiores en relación a las concentraciones observadas en el SV en tiempo de lluvia.

5. DISCUSIÓN

Existió coincidencia entre las concentraciones de MP reportadas a nivel mundial y las observadas en Bogotá y Soacha para Pb, Zn y Cu. Es decir, los resultados sugirieron al Zn como el elemento metálico más abundante en los SV de los hábitats urbanos en estudio (Zn = 168 mg/kg; Cu = 108 mg/kg; Pb = 92 mg/kg). Sin embargo, en la vía AA el metal más abundante fue el Pb (tabla 2). Las concentraciones de MP en el SV de Bogotá tendieron a ser inferiores en relación a las reportadas en vías de Norteamérica, Europa y Asia entre los años 1982 y 2015. Sin embargo, la vía de investigación AA en Soacha registró una concentración promedio de Pb 2,28 veces superior a la reportada en vías de Norteamérica. El incremento en la concentración de Pb en la vía AA probablemente estuvo asociado con el elevado tráfico promedio diario observado en este hábitat de estudio (40.100 vehículos/día), en comparación con el tráfico vehicular observado en las demás vías de Bogotá y Soacha (entre 650 y 13.500 vehículos/día).

Los resultados evidenciaron que la fracción más fina del SV ($< 63 \mu\text{m}$) tendió a registrar las mayores concentraciones de MP en los hábitats urbanos de estudio. En promedio, esta fracción de tamaño presentó una concentración de MP 1,37 veces superior en relación a la fracción de tamaño menor de $250 \mu\text{m}$ (tabla 2). De esta manera, los resultados sugirieron un incremento en la concentración de MP a medida que disminuyó el tamaño de partícula del SV. Esta tendencia probablemente se debió a que las fuentes de MP en los hábitats de estudio emitieron tamaños de partícula asociados con la fracción más fina del SV. Esta fracción fina también ha sido reportada como la de mayor potencial de inhalación, ingestión y contacto dérmico por parte de los residentes de hábitat urbanos, el cual fue intensificado por la re-suspensión del SV a causa de altas velocidades del viento y la turbulencia del tráfico (Amato et al., 2013).

A partir de lo anterior, la comparación con límites legislativos de referencia se realizó para la fracción de tamaño más fina del SV ($< 63 \mu\text{m}$). Existió evidencia que el elemento más crítico en Bogotá y Soacha fue el Pb. En promedio, los resultados evidenciaron que las concentraciones de Pb superaron entre 1,02 y 4,30 veces el límite de referencia más

exigente: Cataluña, España = 60 mg/kg (Gencat, 2006). Por lo tanto, la vía localizada en AA (Soacha Autopista Sur) requiere de especial atención debido a que mostró las concentraciones más elevadas de Pb (promedio = 258 mg/kg) en relación a los demás hábitats de estudio. Con respecto a los restantes MP, la comparación con límites legislativos evidenció que las estrategias de control para la protección de los hábitats de estudio deberían enfocarse inicialmente en el Cu antes que en el Zn.

El análisis climático permitió evidenciar la existencia de variaciones en las concentraciones de MP durante el período de observación en Bogotá. Estas variaciones probablemente estuvieron asociadas con el régimen de precipitación evidenciado sobre los hábitats urbanos de estudio. Es decir, los resultados sugirieron al periodo de tiempo seco (disminución de la precipitación) como el de mayor atención por parte de las autoridades ambientales y de salud pública, debido a que se observaron incrementos en las concentraciones de MP asociadas con el SV. En promedio, las concentraciones de Pb, Zn y Cu durante este período de tiempo seco fueron 1,31, 1,23 y 2,11 veces superiores en relación a las observadas en tiempo de lluvia (incremento de la precipitación), respectivamente. Como era de esperar, los resultados evidenciaron que durante los períodos de tiempo seco existió una mayor excedencia en las concentraciones de MP en relación a los límites legislativos de referencia. En promedio, durante estos períodos de tiempo existieron excedencias para Pb en todas las vías de estudio en Bogotá; entre 1,78 y 1,15 veces en relación al límite legislativo más exigente: Cataluña, España = 60 mg/kg (Gencat, 2006). En tiempo de lluvia las excedencias fueron menores, entre 1,38 y 1,07 veces. Excepto en Z4, donde no se superó este límite legislativo de referencia.

6. CONCLUSIONES

Los resultados sugieren al Zn como el metal pesado más abundante en los SV de los hábitats urbanos en estudio. No obstante, el elemento metálico más crítico en el marco de la salud pública urbana es el Pb. Existe evidencia de un incremento en la concentración de este metal pesado cuando se presenta un elevado tráfico vehicular. Los hallazgos también muestran que durante los periodos climáticos de tiempo seco (disminución de la precipitación) las autoridades ambientales y de salud pública deben implementar medidas de vigilancia y control más estrictas, debido a que se observan incrementos en las concentraciones de MP asociadas con el SV.

Por lo tanto, esta investigación se constituye en un punto de referencia para el desarrollo de estrategias en el marco del ambiente y la salud pública, en relación a la contaminación generada por los MP asociados con el SV; como por ejemplo, la implementación de restricciones en el uso del suelo según el grado de contaminación, la reducción del tráfico vehicular en hábitats de elevada contaminación, y el incremento de la frecuencia del barrido vial en tiempo seco. Esta investigación también es útil para la discusión y publicación de legislación para la protección de la salud humana y ambiental en megaciudades latinoamericanas de características similares.

REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA

- AMATO F., SCHAAP M., DENIER VAN DER GON H.A.C., PANDOLFI, M., ALASTUEY A. Y KEUKEN, M. (2013). "Short-term variability of mineral dust, metals and carbon emission from road dust resuspension". *Atmospheric Environment*, 74, 34-40. DOI: [10.1016/j.atmosenv.2013.03.037](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.03.037)
- ARCAS-ABELLA J.; PAGÈS-RAMON A.; CASALS-TRES M. (2011). "El futuro del hábitat: repensando la habitabilidad desde la sostenibilidad. El caso español". *Revista INVI*, 26(72), 65-93. DOI: [10.4067/S0718-83582011000200003](https://doi.org/10.4067/S0718-83582011000200003)
- CCME (1997). "Recommended Canadian soil quality guidelines". (1a. ed.). Canadian Council of Ministers of the Environment. Winnipeg, Canada: CCME Press. https://esdat.net/Environmental_Standards.aspx
- ERIKSSON E.; BAUN A.; SCHOLLES L.; LEDIN A.; AHLMAN S.; REVITT M. (2007). "Selected stormwater priority pollutants - a European perspective". *Science of the Total Environment*, 383(1-3), 41-51. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2007.05.028](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.05.028)
- EUSKO-LEGE BILTZARRA. Ley 1/2005: Prevención de la contaminación del suelo del País Vasco. 1st ed. Ed. Boletín Oficial del País Vasco. Bilbao, España. 2005, pp. 2124-2126. <https://www.euskadi.eus/y22-bopv/es/bopv2/datos/2015/07/1502935a.pdf>
- GARCÍA, M.C., PIÑEROS, A., BERNAL, F.A., ARDILA, E. (2012). "Climate Variability, Climate Change and Water Resources in Colombia". *Revista de Ingeniería*, 36, 60-64. DOI: [10.16924/reving.36.11](https://doi.org/10.16924/reving.36.11)
- GENCAT, GENERALITAT DE CATALUNYA. (2006). "Niveles genéricos de referencia (NGR), valores de los NGR para metales y metaloides y protección de la salud humana aplicables a Cataluña". 1ª. ed.. Barcelona, España: Agencia de Residuos de Cataluña. http://residus.gencat.cat/es/ambits_dactuacio/sols_contaminats/nivells_generics_de_referencia_ngr
- ISO (2000). "Standards Handbook". 1a. ed. International Organization for Standardization. Geneva, Switzerland. ISO Press.
- LOGANATHAN, P., VIGNESWARAN, S.; KANDASAMY, J. (2013). "Road-deposited sediment pollutants: A critical review of their characteristics, source apportionment, and management". *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 43(13), 1315-1348. DOI: [10.1080/10643389.2011.644222](https://doi.org/10.1080/10643389.2011.644222)
- QING X.; YUTONG Z.; SHENGGAO L. (2015). "Assessment of heavy metal pollution and human health risk in urban soils of steel industrial city (Anshan), Liaoning, northeast China". *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 120, 377-385. DOI: [10.1016/j.ecoenv.2015.06.019](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.06.019)
- SARMIENTO R.; HERNÁNDEZ L.J.; MEDINA E.K.; RODRÍGUEZ N.; REYES J. (2015). "Respiratory symptoms associated with air pollution in five localities of Bogotá: 2008-2011, a dynamic cohort study". *Biomédica*, 2015, 35(3), 167-176. DOI: [10.1590/S0120-41572015000500017](https://doi.org/10.1590/S0120-41572015000500017)
- SDA (2012). "Informe anual calidad del aire de Secretaría Distrital de Ambiente de Bogotá". Bogotá (1ª. ed.). Bogotá, Colombia: Alcaldía Mayor de Bogotá.
- YUEN J.Q.; OLIN P.H.; LIM H.S.; BENNER S.G.; SUTHERLAND R.A.; ZIEGLER A.D. (2012). "Accumulation of potentially toxic elements in road deposited sediments in residential and light industrial neighborhoods of Singapore". *Journal of Environmental Management*, 101, 151-163. DOI: [10.1016/j.jenvman.2011.11.017](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.11.017)
- ZAFRA C.; TEMPRANO J.; TEJERO, I. (2017). "The physical factors affecting heavy metals accumulated in the sediment deposited on road surfaces in dry weather: a review". *Urban Water Journal*, 14(6), 639-649. DOI: [10.1080/1573062X.2016.1223320](https://doi.org/10.1080/1573062X.2016.1223320)
- ZHAO, H.; LI, X.; WANG, X.; TIAN, D. (2010). "Grain size distribution of road-deposited sediment and its contribution to heavy metal pollution in urban runoff in Beijing, China". *Journal of Hazardous Materials*, 183(1-3), 203-210. DOI: [10.1016/j.jhazmat.2010.07.012](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.07.012)



C4.3

Variabilidad climática y su impacto en la concentración de metales pesados asociados al sedimento vial: Kennedy - Puente Aranda (Bógota D.C., Colombia)

Carlos Alfonso Zafra Mejía
Diana Santamaría Galindo
Cristian Torres Galindo

RESUMEN

El objetivo de este artículo es presentar una evaluación climática diaria (08/05/2010-08/05/2011) de la concentración de metales pesados (Pb-Cu) asociada con el sedimento depositado sobre las superficies viales de las localidades de Kennedy y Puente-Aranda (Bogotá D.C.-Colombia). Adicionalmente, se evalúan las concentraciones detectadas con respecto a la legislación internacional seleccionada para la protección de la salud humana en suelo urbano. La concentración se determinó mediante espectrometría de absorción atómica con llama; previamente las muestras fueron digeridas en una mezcla de ácido clorhídrico y nítrico (3:1-agua regia). Los resultados muestran que las precipitaciones totales durante el período de investigación fueron un 75,1% y 42,3% mayores con respecto de las precipitaciones promedios anuales: 706 mm/año y 600 mm/año, respectivamente (i.e., atribuido al fenómeno climático de La Niña-Oscilación del Sur). Los resultados evidencian con respecto a la fracción de tamaño del sedimento vial más cercana a la potencialmente inhalable desde el punto de vista de la salud pública ($\leq 10 \mu\text{m}$), que las concentraciones metálicas tienden a aumentar en tiempo seco (Pb: 28%; Cu: 41%). Al respecto, las concentraciones durante estos períodos de tiempo son en promedio 1,69 veces superiores al valor límite más bajo fijado por la normatividad de referencia (Pb: 1,38; Cu: 2,0). Finalmente, los hallazgos se constituyen en un punto de referencia a nivel latinoamericano para la discusión y publicación de normatividad ambiental asociada con la protección de la salud humana, y para visualizar futuras líneas de investigación acerca del efecto del cambio climático sobre las concentraciones metálicas en ambientes urbanos.

Palabras Clave: Variabilidad climática, contaminación ambiental, metales pesados, salud pública, sedimento vial.

1. INTRODUCCIÓN

La contaminación difusa generada por la escorrentía superficial fue reconocida como una de las principales causas del deterioro de la calidad del agua de los cuerpos hídricos en áreas urbanas (Gnecco et al., 2005; Helmreich et al. 2010). En este sentido, la escorrentía vial ha despertado gran interés debido a que las investigaciones reportaron elevadas concentraciones de metales pesados asociadas con la fracción soluble de este tipo de aguas (Kayhanian et al., 2007; Stage et al., 2012).

Por otra parte, se ha considerado el aporte de metales pesados desde la fracción sólida de la escorrentía superficial, es decir, por parte de los sedimentos acumulados en tiempo seco sobre las superficies viales; los cuales fueron probablemente removidos y transportados por la escorrentía durante los períodos de aumento de la precipitación (Bian et al., 2009; Brodie et al., 2010; Wicke et al., 2012). Además, los sedimentos acumulados en tiempo seco pudieron afectar la calidad del aire, el suelo y la vegetación del entorno vial cuando fueron suspendidos por el viento y la turbulencia inducida por el tráfico (Guan et al., 2006; Amato, F., 2013).

La ciudad de Bogotá D.C. (Colombia) fue reportada por la Organización Panamericana de la Salud como el tercer centro urbano de mayor contaminación atmosférica en América Latina (PAHO, 2005). Al respecto, Giraldo (2005) reportó que en la ciudad las fuentes móviles (i.e., el tráfico) aportaron el 65 % de los principales contaminantes atmosféricos; los cuales por deposición atmosférica podrían ser transferidos hacia la superficie. En este sentido, se ha reportado que la deposición atmosférica total (i.e., seca y húmeda) contribuyó con más de la mitad del Pb, Zn, Ni, Cu, As, Cd, Cr, Hg, Sb y V detectado en la escorrentía de las superficies impermeables de áreas urbanas (Sabin et al., 2005; Lim et al., 2006).

A partir de lo anterior, el incremento local de las investigaciones sobre los entornos viales urbanos está asociado con el interés de evaluar el comportamiento temporal del material atmosférico en suspensión, hidrocarburos y metales pesados (Zafra et al., 2013; Apeageyi et al., 2011; Yuen et al., 2012); sus efectos tóxicos sobre la salud pública, las estrategias de limpieza de las fuentes de polución, y las cargas descargadas en los sistemas acuáticos, el suelo y la atmósfera. Es por esto, que en algunas investigaciones se han utilizado a los sedimentos viales como indicadores de la presencia de metales pesados en la superficie de ambientes urbanos (Apeageyi et al., 2011; Yuen et al., 2012). Además, los sedimentos viales representaron la acumulación más reciente de los contaminantes en una zona determinada (Melaku, 2008).

Las superficies viales representaron sólo una pequeña porción del paisaje urbano, no obstante, descargaron significativas cargas de metales pesados sobre los cuerpos de agua durante las épocas de aumento de la precipitación (Wicke et al., 2012; Zhao y Li, 2010). Al respecto, se reportó que en cuencas altamente urbanizadas las superficies viales representaron hasta un 22 % del área total y contribuyeron con el 26 % del volumen de escorrentía; el cual asoció entre el 19-40 % de la carga total de metales pesados (Davis y Birch, 2010). Como era de esperar, los metales pesados en ambientes viales han sido relacionados con los contaminantes emitidos por el tráfico (Herngren et al.,

2006); sin embargo, las fuentes viales de elementos metálicos podrían incluir emisiones por corrosión de edificaciones y sus accesorios (p.ej. tejados), deposición atmosférica, actividades industriales, y vertidos accidentales o intencionales (Barrett et al., 1998; Davis et al., 2001).

La magnitud y duración del lavado por escorrentía de los contaminantes acumulados sobre las superficies viales aumentó con la intensidad de la precipitación (Lee et al., 2002; Zhao et al., 2010; Brodie y Dunn, 2010). Además, el lavado vial de la carga contaminante tendió a aumentar cuando el período seco previo fue prolongado (Helmreich et al. 2010, Zhu et al., 2008; Zafra et al., 2008). De esta manera, los resultados sugirieron que la frecuencia de los eventos de precipitación en un área determinada probablemente influyó en el lavado de la carga contaminante presente sobre las vías.

Algunas investigaciones (Pitt, 1979; Lee et al., 2000) que midieron de manera continua el proceso de acumulación de sólidos sobre superficies viales, evidenciaron que la carga depositada en tiempo seco era muy elevada en comparación con la carga lavada por la escorrentía de un evento de precipitación común (intensidad de 3 mm/h); es decir, esta última representó en promedio un 15 % de la carga de sólidos acumulada en tiempo seco. Sin embargo, Vaze y Chiew (2002) y Zafra et al. (2008) reportaron que la escorrentía vial logró lavar hasta un 45 % y 37 % de la carga de sólidos acumulada en tiempo seco, respectivamente (fracción de tamaño $< 3.000 \mu\text{m}$); este último para una intensidad de precipitación de 2,6 mm/h y una pendiente vial del 4 %. Por último, Ball et al. (1998) encontraron que únicamente los eventos de precipitación con intensidades mayores a 7 mm/h pudieron ser considerados como eventos de eliminación de la carga metálica asociada con el sedimento vial.

El objetivo de este artículo es realizar una evaluación climática (diaria) de la concentración de metales pesados asociada con el sedimento depositado sobre las superficies viales de las localidades de Kennedy y Puente Aranda de la ciudad de Bogotá D.C. (Colombia). Los metales pesados a valorar son: Pb y Cu. Además, se pretende estudiar la relación entre el contenido metálico en el sedimento vial y las variables climatológicas de precipitación y velocidad del viento. Finalmente, se realizará una evaluación de las concentraciones detectadas con respecto a la legislación seleccionada como de referencia para la protección de la salud humana en suelo urbano.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Descripción de los lugares de investigación

El primer lugar de investigación (Zona 1) se localizó sobre una superficie vial de la localidad de Kennedy en la ciudad de Bogotá D.C., en el centro de Colombia: 4°35'45" N, 74°07'08" O. Su clima tropical de montaña se caracterizó por presentar durante el período de muestreo una temperatura promedio de 15 °C y una precipitación anual de 1 236 mm. La velocidad promedio diaria del viento durante el período de muestreo fue de 6,8 km/h, con magnitudes horarias de hasta 21,2 km/h. Los datos climatológicos fueron obtenidos de una estación operada por la Red de Monitoreo de Calidad del Aire de la Secretaría Distrital de Ambiente de la ciudad de Bogotá (RMCAB), localizada a 194 metros de distancia con respecto del bordillo de la superficie vial de investigación.

La superficie vial de la Zona 1 se localizó sobre la Calle 45S entre Transversales 72 y 72BIS. La cuenca vial tiene una elevación media de 2.560 m.s.n.m. y una pendiente media de 0,50 % (impermeabilización del 80 %). La superficie vial cuenta con dos sentidos para el tráfico, cada uno con un carril de circulación (Tabla 1). La calzada está separada del andén por un bordillo en concreto y una línea de vegetación (Figura 1b). El sistema de drenaje vial está constituido por sumideros laterales localizados cada 110 metros; sin embargo la vía no posee una cuneta para la recolección y conducción del agua de escorrentía hacia los sumideros. La vía da acceso en orden de importancia según el uso del suelo a áreas residenciales, industriales y comerciales. En este sentido, la actividad industrial predominante en la zona de estudio corresponde a la de elaboración de bebidas carbonatadas (gaseosas) para consumo humano. Además, es importante mencionar que a 170 m se localiza la intersección entre las autopistas Avenida del Sur y Avenida Boyacá de la ciudad de Bogotá, con un tráfico promedio diario de 40.100 y 24.900 vehículos/día, respectivamente.

El segundo lugar de investigación (Zona 2) se localizó sobre una superficie vial de la localidad de Puente Aranda en la ciudad de Bogotá D.C., en el centro de Colombia: 4°37'49" N, 74°07'06" O. Su clima tropical de montaña se caracterizó por presentar durante el período de muestreo una temperatura promedio 14 °C, y una precipitación anual de 854 mm. La velocidad promedio diaria del viento durante el período de muestreo fue de 9,4 km/h, con magnitudes horarias de hasta 28,1 km/h. Los datos climatológicos fueron obtenidos de una estación (RMCAB) localizada a 38 metros con respecto del bordillo de la superficie vial de investigación.

La superficie vial de investigación de la Zona 2 se localizó sobre la Carrera 65 entre Calles 9A y 11. La cuenca vial tiene una elevación media de 2.557 m.s.n.m. y una pendiente media de 0,65 % (impermeabilización del 45 %). La superficie vial cuenta con dos sentidos para el tráfico, cada uno con dos carriles de circulación (Tabla 1). La calzada está separada del andén por un bordillo en concreto y una línea de vegetación (Figura 1a). El sistema de drenaje vial está constituido por sumideros laterales localizados cada 60 metros; sin embargo la vía no posee una cuneta para la recolección y conducción del agua de escorrentía hacia los sumideros. La vía da acceso en orden de importancia según el uso del suelo a áreas industriales, comerciales y residenciales. En este sentido, la actividad industrial predominante en la zona de estudio corresponde a la farmacéutica y de televisión; adicionalmente, existe un lote aledaño de 26.000 m² en construcción (i.e., a 20 m).



Figura 1.- Superficies viales de investigación. a) Kennedy-Zona 1, y b) Puente Aranda-Zona 2.

Tabla 1.- Características de las superficies viales en estudio.

Característica	Zona 1 Kennedy	Zona 2 Puente Aranda
Densidad poblacional (habitantes/ha)	Media (480)	Baja (160)
Líneas de tráfico/parqueo	2/ninguna	4/ninguna
Longitud vial (m)	105	215
Pendiente longitudinal/transversal (%)	0,3/4	1/4
Tipo/textura del pavimento	Asfalto/rugoso	Asfalto/suave
Tráfico promedio diario (Vehículos/día)	12300	13500
Velocidad promedio (km/h)	50	40

2.2. Sistemas de muestreo

Las muestras de las superficies viales se tomaron en tiempo seco, a un costado del bordillo (i.e. a 0,50 m), a la misma hora y durante un período de un año (08/05/2010-08/05/2011). La frecuencia promedio de muestreo fue de 10 días, no obstante, se presentaron ligeras variaciones debido a la ocurrencia de eventos de precipitación que impidieron la recolección del sedimento vial en seco. La superficie de muestreo tuvo un área de 0,49 m² (0,70 m X 0,70 m); las dimensiones del área de recolección se garantizaron colocando sobre la superficie un marco de madera de idénticas dimensiones que las del área de muestreo. Además, se controló el lugar de muestreo para evitar repetir y estar cerca de anteriores puntos de recolección del sedimento vial.

Para la recolección del sedimento vial se utilizó una escobilla de fibras plásticas y un recogedor de mano. La superficie de muestreo fue barrida ligeramente para evitar el desprendimiento de partículas pertenecientes al pavimento e intentando aplicar el mismo esfuerzo sobre la escobilla durante todo el período de investigación. La cantidad total de muestras recolectadas sobre las calzadas fue de 72; 36 muestras por cada zona de investigación.

2.3. Análisis de laboratorio

La distribución por tamaños de las partículas del sedimento vial se determinó usando el método ISO-11277 (ISO-11047; 2000). El rango de la serie de tamices utilizado para el análisis granulométrico y metálico del sedimento estuvo comprendido entre 63 μm -2.800 μm . Por otro lado, el análisis climático de la concentración de metales pesados del sedimento vial se realizó para la fracción de tamaño inferior a 250 μm . Lo anterior, debido a que las investigaciones han reportado que esta fracción tendió a registrar las mayores concentraciones metálicas; los investigadores atribuyeron este comportamiento a una mayor superficie específica y, por lo tanto, a una mayor capacidad de adsorción (Bian y Zhu, 2009; Yuen et al., Deletic y Orr, 2005; Zafra et al., 2001).

Finalmente, la concentración de los metales pesados asociados con el sedimento vial se determinó por medio de espectrometría de absorción atómica con llama (ISO-11047; 2000). Las muestras de sedimento fueron previamente digeridas en una mezcla de ácido clorhídrico y ácido nítrico (3:1; agua regia), método ISO-11466 (2000). Los metales pesados analizados fueron los siguientes: Pb y Cu.

3. RESULTADOS

3.1. Caracterización climática del área de investigación

A continuación se presenta una evaluación temporal de las variables climatológicas reportadas por las investigaciones como factores dominantes de los procesos de acumulación y remoción de los metales pesados asociados con el sedimento vial: (I) precipitación, y (II) velocidad del viento (7, 9, 31, 34, 35, 39).

Los registros de precipitación obtenidos durante el período de muestreo (08/05/2010-08/05/2011) permitieron evidenciar la existencia de dos épocas de aumento de las lluvias: (I) desde inicios del mes de marzo hasta el inicio de julio, y (II) desde mediados de octubre hasta finales de diciembre; lo anterior, coincidiendo con el comportamiento reportado por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia para el fenómeno climático de "La Niña" (40). Por otro lado, los registros mostraron que los meses con predominio de tiempo seco fueron enero, febrero, agosto y septiembre (Figura 2). De esta manera, los resultados sugirieron la existencia de dos épocas para el análisis climático de las concentraciones metálicas asociadas con el sedimento vial: (I) tiempo de aumento, y (II) tiempo de disminución de la precipitación (Figura 2).

A partir de lo anterior, se observó que durante la caracterización realizada en la Zona 1 (Kennedy) se identificaron dos períodos donde la precipitación tendió a disminuir: (I) entre 18/07-17/10/2010 y (II) entre 10/01-01/03/2011 (Figura 2). Por otro lado, la precipitación total durante el período de muestreo fue un 75,1 % mayor con respecto de la precipitación promedio anual para la zona de estudio (706 mm/año). Por otro lado, se observó para la Zona 2 (Puente Aranda) un comportamiento climático similar. Es decir, se observó que durante la caracterización realizada en la Zona 2 se identificaron los mismos períodos de disminución de la precipitación. En esta Zona, la precipitación total durante el período de muestreo fue un 42,3 % mayor con respecto de la precipitación promedio anual (600 mm/año). De esta manera, el incremento en la precipitación de las áreas de estudio fue atribuido al fenómeno climático de "La Niña" (40).

Finalmente, se presentaron diferencias en la velocidad del viento entre las zonas de investigación. Al respecto, los resultados mostraron que la velocidad promedio diaria en la Zona 2 fue 1,38 veces superior a la registrada en la Zona 1. Además, se registraron magnitudes promedio horarias de hasta 21,2 y 28,1 km/h en las Zonas 1 y 2, respectivamente.

3.2. Análisis climático del sedimento

3.2.1 Carga del sedimento vial

El análisis se enfocó en la determinación y estudio de la cantidad o carga de sedimento acumulado sobre las superficies viales (g/m^2) a partir de la variación climática de la precipitación en las áreas de investigación. Al respecto, se asumió que la época de

disminución de la precipitación estuvo dominada principalmente por el fenómeno de acumulación de la carga vial, y que la época de aumento de la precipitación estuvo dominada por el fenómeno de remoción de la carga vial; este último representado principalmente por el lavado generado por la escorrentía superficial. Además, la determinación y análisis de la carga de sedimento vial se realizó para la fracción de tamaño seleccionada como representativa desde el punto de vista de la concentración metálica (i.e., $< 250 \mu\text{m}$); lo anterior, a partir de lo expuesto en el capítulo de materiales y métodos del presente artículo.

La carga promedio de sedimento durante los periodos en los cuales se identificó una disminución en la precipitación fue de 67,1 y 92,2 g/m^2 sobre las superficies viales de las Zonas 1 y 2, respectivamente (Figura 2). Por lo tanto, los resultados evidenciaron un aumento (1,37 veces) de la carga superficial de sedimento en la Zona 2 (Puente Aranda). Lo anterior, probablemente debido al desarrollo de actividades de construcción en cercanías a la superficie vial (predio de 26.000 m^2); es por esto que la zona en evaluación presentó una impermeabilización del 45 % (ver apartado 2.1). Al respecto, Konno y Nonomura (1981) reportaron que las cargas de sedimento transportadas por la escorrentía pueden incrementarse hasta cien veces debido al desarrollo de actividades de construcción u otras formas de perturbación del suelo en una cuenca urbana.

Por otro lado, se realizaron análisis de regresión entre la precipitación diaria (mm) y la carga de sedimento vial (g/m^2); lo anterior, con el objeto de evaluar la relación entre estas dos variables durante los períodos de aumento de la precipitación. Los resultados mostraron que la tendencia de tipo lineal fue la que mejores resultados produjo. Los coeficientes de correlación lineal (r) fueron -0,37 y -0,41 para las Zonas 1 y 2, respectivamente. Como se pudo observar, los resultados sugirieron una correlación negativa débil entre la precipitación y la carga de sedimento vial. Es decir, al aumentar la precipitación la carga de sedimento vial tendió a disminuir; lo anterior, probablemente asociado con el lavado ejercido por la escorrentía vial durante estos periodos de tiempo.

A partir de los períodos identificados con respecto de la precipitación, se procedió a realizar una estimación preliminar de la pérdida promedio de sedimento sobre las calzadas de las zonas en estudio en época de lluvia. Lo anterior, asumiendo que la diferencia en la carga de sedimento vial entre las épocas de aumento y disminución de la precipitación equivalía a la cantidad de sedimento removido en época de lluvia desde las superficies viales hacia los sistemas de drenaje pluvial. La carga promedio de sedimento durante los períodos en los cuales se identificó un aumento en la precipitación fue de 25,1 y 36,9 g/m^2 en las Zonas 1 y 2, respectivamente (Figura 2). Por otro lado, la carga de sedimento vial durante los períodos donde existió una disminución en la precipitación fue de 67,1 g/m^2 (2,67 veces mayor) y 92,2 g/m^2 (2,50 veces mayor) sobre las superficies viales de las Zonas 1 y 2, respectivamente. Por lo tanto, los resultados sugirieron que en tiempo de lluvia existió una pérdida promedio de sedimento vial del 62,6 y 60,0 % en las Zonas 1 y 2, respectivamente (promedio: 61,1 %). Lo anterior, fue valido para la fracción de tamaño representativa del sedimento vial ($< 250 \mu\text{m}$).

Adicionalmente a los anteriores hallazgos, se debe tener en cuenta el efecto de remoción ejercido por el viento (i.e., suspensión y transporte) sobre las partículas del sedimento

vial durante el período de investigación (velocidad máxima horaria, Zona 1: 21,2 km/h; Zona 2: 28,1 km/h). Al respecto, Ball et al. (1998) encontraron que velocidades del viento superiores a 21 km/h producían una suspensión de las partículas acumuladas sobre la calzada, y Barkdoll et al. (1977) reportaron que una partícula de 246 μm podía ser suspendida por masas de aire con velocidades superiores a 8,05 km/h.

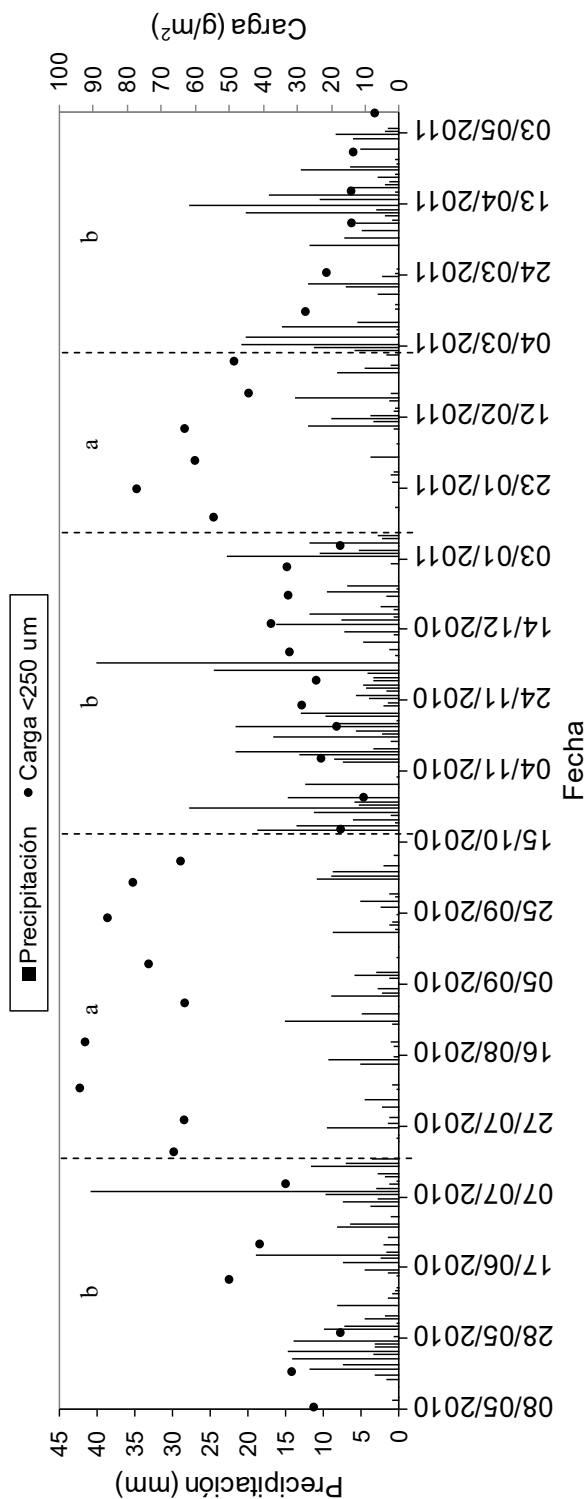


Figura 2.- Variación climática de la carga de sedimento vial con respecto a la precipitación (Zona 1). a) Disminución y b) aumento de la precipitación.

Finalmente, el efecto de la turbulencia inducida por el tráfico sobre la pérdida o suspensión del sedimento vial (Guan y Peart, 2006) no fue considerado en los anteriores análisis. No obstante, en posteriores análisis de la variación de la concentración metálica será de gran interés. Además, es importante mencionar para la presente investigación, que el efecto del barrido mecánico o manual sobre la acumulación y remoción de la carga de sedimento (Selbig y Bannerman, 2007) no fue tenido en cuenta debido a que en las vías de estudio no existió esta práctica de control de la contaminación.

3.2.2 Concentración de metales pesados en el sedimento vial

En las calzadas de investigación la fracción más fina del sedimento vial presentó las mayores concentraciones de Pb y Cu ($< 63 \mu\text{m}$). Al respecto, se probaron varios modelos de regresión para evaluar la tendencia en el aumento de la concentración metálica a medida que disminuyó la fracción de tamaño del sedimento. Los resultados mostraron que los modelos de tipo exponencial y potencial fueron los que mejores resultados produjeron ($R^2 \geq 0,84$). En este sentido, Deletic y Orr (2005), Zafra et al. (2001), y Zhao y Li (2013) encontraron resultados similares. Es importante mencionar para la presente investigación, que esta fracción de tamaño fue la más cercana a la fracción potencialmente inhalable desde el punto de vista de la salud pública (i.e., $\leq 10 \mu\text{m}$) y, además, la más susceptible de ser suspendida por altas velocidades del viento o por la turbulencia inducida por el tráfico en las vías de investigación.

La Zona 1 tendió a presentar las mayores concentraciones de Pb y Cu durante la totalidad del período de investigación. En promedio para Pb, el 100 % de las concentraciones de la Zona 1 fueron mayores que las determinadas en la Zona 2; lo anterior, con respecto al valor medio de la concentración para cada fracción de tamaño (Tabla 2). Por lo tanto, los resultados mostraron que las concentraciones de Pb en la Zona 1 fueron en promedio 2,22 veces superiores a las registradas en la Zona 2. Por otro lado, las concentraciones de Cu presentaron una tendencia similar, es decir, se registraron mayores concentraciones en la Zona 1: el 85,7 % de las concentraciones fueron mayores con respecto de la Zona 2; en promedio fueron 1,30 veces superiores.

En el presente estudio, los resultados sugirieron que la zona con una mayor densidad de tráfico no tendió a registrar las mayores concentraciones de Pb y Cu (Zona 1: 12.300; Zona 2: 13.500 vehículos/día). Al respecto, la diferencia en la densidad de tráfico entre las dos zonas de investigación no fue significativa; es decir, la Zona 2 registró una densidad de tráfico 1,10 veces superior con respecto de la Zona 1. De esta manera, los resultados insinuaron un aporte de elementos metálicos por parte de fuentes adicionales al tráfico en la Zona 1. En este sentido, es importante mencionar la existencia de una planta para la fabricación de bebidas carbonatas (localizada a 25 m) que probablemente aportó elementos metálicos sobre la superficie vial de la Zona 1; lo anterior, debido a los procesos de combustión desarrollados en su interior.

Adicionalmente, se debe considerar el aporte de metales pesados sobre la Zona 1 por parte de la interceptación vial de las avenidas Autopista Sur y Boyacá (localizada a 170 m), la cual contó con un tráfico promedio diario total de 65.000 vehículos/día. Al respecto, Shaheen (1975) reportó elevadas concentraciones de Pb y Cu en materiales como el

revestimiento para los frenos (Pb: 1 050 mg/kg; Cu: 30 600 mg/kg) y el caucho desprendido por el desgaste de las llantas (Pb: 1.110 mg/kg; Cu: 247 mg/kg).

Tabla 2.- Concentración de metales pesados con un 95 % de intervalo de confianza (materia seca).

		Fracción de tamaño (µm)						
		<63	63-125	125-250	250-500	500-1.000	1.000-2.000	2.000-2.800
Época seca^a								
Pb ^b	1 ^c	97±17	88±17	51±10	40±10	29±8	18±6	7±4
	2	69±12	45±9	31±7	30±8	27±7	13±5	9±4
Cu	1	147±22	119±19	84±13	46±11	18±8	14±7	11±5
	2	105±15	62±9	54±7	39±7	25±6	22±6	19±5
Época de lluvia								
Pb	1	79±17	73±15	46±13	33±12	20±11	18±8	10±4
	2	52±11	50±9	37±9	36±8	27±7	5±3	2±1
Cu	1	134±21	112±17	64±11	37±9	25±7	18±6	11±4
	2	71±11	67±10	53±8	33±7	12±4	9±4	6±3
Totalidad del período de muestreo								
Pb	1	88±19	80±15	54±12	49±11	45±9	33±8	24±5
	2	61±13	48±10	34±9	33±9	27±7	9±4	6±3
Cu	1	141±22	116±20	74±16	42±9	22±8	16±5	11±5
	2	88±14	64±11	53±9	36±7	19±6	15±5	12±5

^a: época de disminución de la precipitación; ^b: metal pesado; ^c: zona de estudio

A partir de lo anterior, se realizó un análisis de correlación entre las concentraciones de Pb y Cu asociadas con la fracción de tamaño representativa del sedimento vial (< 250 µm) para evaluar su afinidad en el origen (i.e., la fuente de contaminación). Los resultados mostraron para las Zonas 1 y 2 unos coeficientes de correlación lineal de 0,65 y 0,87, respectivamente. Por lo tanto, los resultados sugirieron la probable existencia de unas fuentes comunes o dominantes para los metales pesados acumulados sobre las superficies viales en estudio.

Como se pudo observar, el sedimento acumulado sobre la superficie vial de la Zona 2 registró la mejor correlación entre Pb y Cu ($r = 0,87$). Lo anterior, sugirió el aporte de elementos metálicos por parte de una fuente dominante de contaminación; es decir, probablemente el tráfico. De esta manera, la distribución temporal y espacial en el sedimento vial de los elementos metálicos emitidos por parte de la fuente dominante de contaminación fue más uniforme. Por el contrario, en la Zona 1 se registró una menor correlación entre Pb y Cu ($r = 0,65$); esto sugirió un aporte de elementos metálicos por parte de varias fuentes de contaminación, es decir, no asociadas exclusivamente con el tráfico que circuló sobre la superficie vial. Al respecto, y como fue mencionado, existieron una planta para la fabricación de bebidas carbonatas (localizada a 25 m) y una intercepción vial entre las avenidas Autopista Sur y Boyacá (localizada a 170 m), que probablemente aportaron de manera no uniforme elementos metálicos sobre la superficie vial de la Zona 1.

Con respecto a la variación climática de la concentración de metales pesados asociada con el sedimento vial, los resultados mostraron que las concentraciones de Pb y Cu de la Zona 1 tendieron a ser mayores en la época de disminución de la precipitación (Figura 3); los resultados mostraron que la concentración de Pb y Cu (< 250 µm) durante estos períodos de tiempo fueron en promedio 1,61 y 1,60 veces superiores con respecto de la época de aumento de la precipitación, respectivamente. Además, se observó que

existió una relación negativa débil entre la altura de precipitación y la concentración de Pb asociada con el sedimento vial ($r = -0,16$). Igualmente, las concentraciones de Cu ($< 250 \mu\text{m}$) registraron una tendencia similar. Por lo tanto, los resultados sugirieron que en la época de aumento de la precipitación probablemente existió remoción de los elementos metálicos asociados con el sedimento vial de la Zona 1 (Pb y Cu), producto del lavado ejercido por la escorrentía superficial.

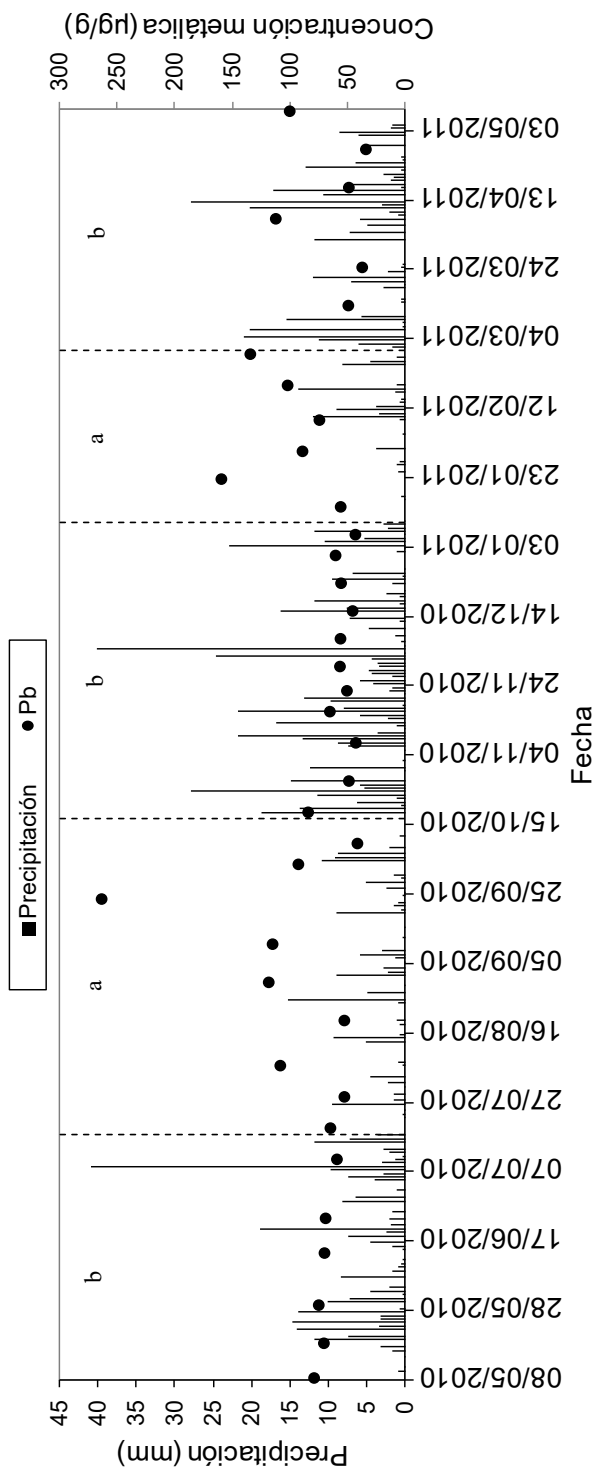


Figura 3.- Variación de la concentración de Pb en el sedimento vial a partir de los periodos climáticos identificados (Zona 1). a) Disminución, y b) aumento de la precipitación.

Por otro lado, en la Zona 2 no existieron diferencias significativas entre las concentraciones metálicas registradas en las épocas de disminución y aumento de la precipitación para la fracción de tamaño del sedimento vial inferior a $250 \mu\text{m}$ (Tabla 3). Lo anterior, probablemente debido al aporte de elementos metálicos por la ejecución de actividades de construcción en cercanías a la superficie vial de investigación (predio de 26.000 m^2); es decir, las concentraciones metálicas asociadas con el sedimento vial estuvieron probablemente dominadas por el cronograma de construcción antes que por las condiciones climáticas del área de investigación. No obstante, se observó que para la fracción de tamaño inferior a $63 \mu\text{m}$ las concentraciones de Pb y Cu en la época de disminución de la precipitación fueron en promedio 1,33 y 1,48 veces superiores con respecto de la época de aumento de la precipitación (Tabla 3). Lo anterior, nuevamente sugirió la probable remoción de elementos metálicos durante la época de aumento de la precipitación (i.e., por escorrentía).

Apoyando lo anterior, algunas investigaciones han reportado que la magnitud y duración del lavado por escorrentía de los contaminantes acumulados sobre las superficies viales aumentó con la intensidad de la precipitación (Lee et al., 2002; Zhao et al., 2010). Además, el lavado vial por escorrentía de la carga contaminante tendió a aumentar cuando el período seco previo fue prolongado (Helmreich et al., 2010; Zhu et al., 2008). Como era de esperar, los resultados sugirieron que la frecuencia de los eventos de precipitación probablemente influyó en la disminución de la concentración metálica asociada con el sedimento vial.

Finalmente, las concentraciones metálicas asociadas con la fracción más fina del sedimento vial ($< 63 \mu\text{m}$) presentaron una tendencia similar a la anteriormente mencionada para la Zona 1. Por ejemplo, los resultados mostraron que las concentraciones de Pb en las Zonas 1 y 2 durante la época de disminución de la precipitación fueron en promedio 1,23 y 1,33 veces superiores con respecto de la época de aumento de la precipitación, respectivamente (Tabla 3). Nuevamente es importante mencionar para la presente investigación, que esta fracción de tamaño fue la más cercana a la fracción potencialmente inhalable desde el punto de vista de la salud pública (i.e., $\leq 10 \mu\text{m}$) y, además, la más susceptible de ser suspendida por altas velocidades del viento o por la turbulencia inducida por el tráfico en las vías de investigación. Lo anterior, probablemente afectando la calidad del aire, el suelo y la vegetación del entorno y, por lo tanto, la salud de los usuarios y residentes de las áreas cercanas a los corredores viales en evaluación.

3.2.3 Evaluación normativa

La concentración de los metales pesados asociados con el sedimento vial de las Zonas 1 y 2 fue comparada con la normatividad establecida para la protección de la salud humana en suelo urbano de las siguientes administraciones: (I) Comunidad Autónoma de Cataluña (España) (Generalitat de Catalunya, 2006), (II) Comunidad Autónoma del País Vasco (España) (Eusko-Legebiltzarra, 2005), y (III) Canadá (CCME, 1997) (Tabla 3).

Se observó para la fracción de tamaño representativa del sedimento vial ($< 250 \mu\text{m}$), que las concentraciones promedio de Pb en la Zona 1 durante las épocas de disminución

y aumento de la precipitación superaron los límites establecidos por administración de Cataluña (60 mg/kg). Además, la Zona 2 podría superar estos límites a partir de los intervalos de confianza obtenidos para las concentraciones de Pb (Tabla 3). Con respecto a las concentraciones de Cu durante las épocas de disminución y aumento de la precipitación, los resultados mostraron que en la Zona 1 se superó el límite establecido por la administración de Canadá (63 mg/kg). Igualmente, las concentraciones de Cu en la Zona 2 podrían superar estos límites a partir de los intervalos de confianza obtenidos.

Finalmente, y con respecto a la fracción de tamaño más fina del sedimento vial (< 63 μm), los resultados mostraron que independientemente de la época con respecto a la precipitación, las concentraciones promedio de Pb y Cu en las Zonas 1 y 2 superaron los límites más bajos de la legislación utilizada como de referencia (Tabla 3).

Tabla 3.- Evaluación legislativa de la concentración metálica asociada con el sedimento vial (intervalo de confianza: 95 %).

Metal	Concentración (mg/kg de materia seca)		Cataluña, España ^a	País Vasco, España ^b	Canadá ^c
	Zona 1	Zona 2			
Disminución de la precipitación					
	< 250 μm	< 250 μm			
Pb	103±15	56±8	60	150	140
Cu	117±17	57±7	310	-	63
	< 63 μm	< 63 μm			
Pb	97±17	69±12	60	150	140
Cu	147±22	105±15	310	-	63
Aumento de la precipitación					
	< 250 μm	< 250 μm			
Pb	64±9	57±9	60	150	140
Cu	73±10	59±8	310	-	63
	< 63 μm	< 63 μm			
Pb	79±17	52±11	60	150	140
Cu	134±21	71±11	310	-	63

^a: Niveles de referencia para la protección de la salud humana (45)

^b: Valores indicativos de evaluación para la protección de la salud humana (46)

^c: Valores para la protección de la salud humana (47).

4. DISCUSIÓN

Desde el punto de vista de la variación climática de la concentración de metales pesados asociados con el sedimento vial (< 250 μm), los resultados muestran en promedio que las concentraciones de Pb y Cu en la Zona 1 tienden a ser mayores (61 %) en la época de disminución de la precipitación; es decir, en tiempo seco. Por lo tanto, los resultados sugieren que en la época de aumento de la precipitación (i.e., en tiempo de lluvia) probablemente existe remoción de los elementos metálicos asociados con el sedimento vial hacia los sistemas de drenaje pluvial y cuerpos de agua receptores, producto del lavado ejercido por la escorrentía superficial en la Zona 1; posiblemente, en un porcentaje equivalente al anteriormente mencionado.

Por el contrario, en la Zona 2 no existen diferencias significativas entre las concentraciones metálicas (< 250 μm) registradas durante las épocas de aumento y disminución de la precipitación. Lo anterior, probablemente debido al aporte de elementos metálicos por la ejecución de actividades de construcción en cercanías a la superficie vial de estudio. Por lo tanto, las concentraciones metálicas asociadas con el sedimento vial están probablemente

determinadas por el cronograma de construcción (i.e., por el uso del suelo) antes que por las condiciones climáticas del área de estudio.

En la presente investigación, los resultados muestran con respecto a la fracción de tamaño más fina del sedimento vial ($< 63 \mu\text{m}$) y más cercana a la potencialmente inhalable desde el punto de vista de la salud pública ($\leq 10 \mu\text{m}$), que en promedio las concentraciones de Pb y Cu tienden a aumentar en tiempo seco (29 %); lo anterior, en comparación con la época de aumento de las lluvias. De esta manera, los resultados sugieren un aumento de los efectos tóxicos sobre la salud de los usuarios y residentes de áreas cercanas a los corredores viales urbanos en evaluación durante las épocas de tiempo seco. Al respecto, las concentraciones de Pb y Cu durante estos períodos de tiempo son 1,38 y 2,0 veces superiores al valor límite más bajo fijado por la normatividad utilizada como de referencia.

Finalmente, los anteriores hallazgos podrán ser de utilidad para los organismos públicos y privados encomendados para la gestión de la polución metálica en áreas urbanas (agua, aire y suelo), para diseñar y evaluar las prácticas de control de la contaminación presente en los ambientes viales. Además, se constituyen en un punto de referencia a nivel colombiano para la discusión y publicación de normatividad ambiental asociada con la protección de la salud humana; y para visualizar futuras líneas de investigación acerca del efecto del cambio climático sobre las concentraciones metálicas en ambientes urbanos.

REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA

- AMATO, F.; SCHAAP, M.; DENIER VAN DER GON, H.; PANDOLFI, M.; ALASTUEY, A.; KEUKEN, M.; ET AL. (2013). "Short-term variability of mineral dust, metals and carbon emission from road dust resuspensión". *Atmos Environ*; 74:134-40. DOI: [10.1016/j.atmosenv.2013.03.037](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.03.037)
- APEAGYEI, E.; BANK, M.S.; SPENGLER, J.D. (2011). "Distribution of heavy metals in road dust along an urban-rural gradient in Massachusetts". *Atmos Environ*; 45(13):2310-23. DOI: [10.1016/j.atmosenv.2010.11.015](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.11.015)
- BALL, JE.; JENKS, R.; AUBOURG, D. (1998). "An assessment of the availability of pollutant constituents on road surfaces". *Sci Total Environ*; 209(2-3):243-54. DOI: [10.1016/S0048-9697\(98\)80115-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)80115-0)
- BARKDOLL, M. P.; OVERTON, D. E.; BETSON, R.P. Some effects of dustfall on urban stormwater quality. *Water Pollution Control. Control Fed.* 1977, vol. 49, núm. 9, pp. 1976-84. [Google Scholar](#)
- BARRETT, M.E., IRISH JR., L.B., MALINA JR., J.F. AND CHARBENEAU, R.J. (1998). "Characterization of highway runoff in Austin, Texas, area". *Journal of Environmental Engineering*, 124 (2), 131-137. DOI: [10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1998\)124:2\(131\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1998)124:2(131))
- BIAN, B. AND ZHU, W., (2009). "Particle size distribution and pollutants in road-deposited sediments in different areas of Zhenjiang, China". *Environmental Geochemistry and Health*, 31 (4), 511-520. DOI: [10.1007/s10653-008-9203-8](https://doi.org/10.1007/s10653-008-9203-8)
- BRODIE, I.M.; DUNN, P.K. (2010). "Commonality of rainfall variables influencing suspended solids concentrations in storm runoff from three different urban impervious surfaces". *J Hydrol*; 387(3-4):202-11. DOI: [10.1016/j.jhydrol.2010.04.008](https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.04.008)
- CCME. Recommended Canadian soil quality guidelines. 1st ed. Ed. Canadian Council of Ministers of the Environment. Winnipeg, Canada. 1997, pp. 23-141. https://esdat.net/Environmental_Standards.aspx
- DAVIS, A.P.; SHOKOUHIAN, M.; NI, S. (2001). "Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources". *Chemosphere*; 44(5):997-1009. DOI: [10.1016/S0045-6535\(00\)00561-0](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00561-0)
- DAVIS, B. AND BIRCH, G. (2010). "Comparison of heavy metal loads in stormwater runoff from major and minor urban roads using pollutant yield rating curves". *Environmental Pollution*, 158 (8), 2541-2545. DOI: [10.1016/j.envpol.2010.05.021](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.05.021)
- DELETIC, A. AND ORR, D.W. (2005). "Pollution buildup on road surfaces". *Journal of Environmental Engineering*, 131 (1), 49-59. DOI: [10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2005\)131:1\(49\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2005)131:1(49))
- ESTÉVEZ, J.A.; ROJAS, N.Y.; RODRÍGUEZ, A.I. (2013). "Occupational exposure to air pollutants: particulate matter and respiratory symptoms affecting traffic-police in Bogotá". *Rev Salud Pública*; 15(6):870-85.
- EUSKO-LEGEbiltzARRA. (2005). Ley 1/2005: "Prevención de la contaminación del suelo del País Vasco". 1ª Edición. Bilbao, España: Boletín Oficial del País Vasco.
- GENCAT. Generalitat de Catalunya. "Niveles genéricos de referencia (NGR), valores de los NGR para metales y metaloides y protección de la salud humana aplicables a Cataluña". 1st ed. Ed. Agencia de Residuos de Cataluña. Barcelona, España. 2006, pp. 1-2. http://residus.gencat.cat/es/ambits_dactuacio/sols_contaminats/nivells_generics_de_referencia_ngr
- GIRALDO, L. Estimación del inventario de emisiones de Fuentes móviles para la ciudad de Bogotá e identificación de variables pertinentes. Bogotá D. C., Colombia. 2005, Universidad de los Andes. <http://hdl.handle.net/1992/9147>
- GNECCO, I.; BERRETTA, C.; LANZA, L.G.; LA-BARBERA, P. (2005). "Storm water pollution in the urban environment of Genoa". *Atmos Res*; 77 (1-4):60-73. DOI: [10.1016/j.atmosres.2004.10.017](https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2004.10.017)
- GUAN, D.S.; PEART, M.R. (2006). "Heavy metal concentrations in plants and soils at roadside locations and parks of urban Guangzhou". *J Environ Sci*; 18(3):495-502.

- HELMREICH, B.; HILLIGES, R.; SCHRIEWER, A.; HORN, H. (2010). "Runoff pollutants of a highly trafficked urban road – Correlation analysis and seasonal influences". *Chemosphere*; 80(9):991-7. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2010.05.037](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.05.037)
- HERNGREN, L.; GOONETILLEKE, A.; AYOKO, G. (2006). "Analysis of heavy metals in road-deposited sediments". *Anal Chim Acta*; 571(2):270-8. DOI: [10.1016/j.aca.2006.04.064](https://doi.org/10.1016/j.aca.2006.04.064)
- IDEAM. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2012). Características climatológicas de ciudades principales y municipios turísticos de Colombia. Recuperado el 23 de febrero de 2012, de: <http://institucional.ideam.gov.co/descargas?com=institucional&name=pubFile7982&downloadname=1Sitios%20turisticos2.pdf>
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. (2000). "Standards Handbook". 1st Edition. Geneva, Switzerland: ISO Press.
- KAYHANIAN, M., SUVERKROPP, C., RUBY, A. AND TSAY, K. (2007). "Characterization and prediction of highway runoff constituent event mean concentration". *Journal of Environmental Management*, 85 (2), 279-295. DOI: [10.1016/j.jenvman.2006.09.024](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.09.024)
- KONNO, H.; NONOMURA, S. (1981). "Sediment discharge on land grading areas in Kohoku, Japan". In: *Urban stormwater quality, management, and planning*, eds. Water Resources Publications. Colorado, USA.
- LEE, J. H.; BANG, K. W.; KETCHUM, L. H.; CHOE, J. S.; YU, M. J. First flush analysis of urban storm runoff. *Science of the Total Environment*. 2002, vol. 293, núms. 1-3, pp. 163-75. DOI: [10.1016/S0048-9697\(02\)00006-2](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00006-2)
- LEE, J.H.; BANG, K.W. (2000). "Characterization of urban stormwater runoff". *Water Res*; 34(6):1773-80. DOI: [10.1016/S0043-1354\(99\)00325-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00325-5)
- LI, L.Q.; YIN, C.Q.; KONG, L.L.; HE, Q.C. (2007). "Effect of antecedent dry weather period on urban storm runoff pollution load". *Huan Jing Ke Xue*; 28(10):2287-93.
- LIM, J.H.; SABIN, L.D.; SCHIFF, K.C.; STOLZENBACH, K.D. (2006). "Concentration, size distribution, and dry deposition rate of particle-associated metals in the Los Angeles región". *Atmos Environ*; 40(40):7810-23. DOI: [10.1016/j.atmosenv.2006.07.025](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.07.025)
- MANGANI, G., BERLONI, A., BELLUCCI, F., TATÀNO, F. AND MAIONE, M. (2005). "Evaluation of the pollutant content in road runoff first flush waters". *Water, Air, and Soil Pollution*, 160 (1-4), 213-228. DOI: [10.1007/s11270-005-2887-9](https://doi.org/10.1007/s11270-005-2887-9)
- MELAKU, S.; MORRIS, V.; RAGHAVAM, D.; HOSTEN, C. Seasonal variation of heavy metals in ambient air and precipitation at single site in Washington, D.C. *Environmental Pollution*. 2008, vol. 155, núm. 1, pp. 88-98. DOI: [10.1016/j.envpol.2007.10.038](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.10.038)
- PACHÓN, J.E.; SARMIENTO, H.; HOSHIKO, T. (2013). "Health risk represented by inhaling polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) during daily commuting involving using a high traffic flow route in Bogotá". *Rev Salud Pública*; 15(3): 399-408. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/72615>
- PAN AMERICAN HEALTH ORGANIZATION. (2005). "An assessment of health effects of ambient air pollution in Latin America and the Caribbean". 1st Edition. Washington D.C.: PAHO Press.
- PITT, R. (1979). "Demonstration of nonpoint pollution abatement through improved street cleaning practices". 1st Edition. San Francisco, CA: U.S.EPA Press. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/300008S9.PDF?Dockey=300008S9.PDF>
- SABIN, L.D.; LIMB, J.H.; STOLZENBACH, K.D.; SCHIFFA, K.C. (2005). "Contribution of trace metals from atmospheric deposition to stormwater runoff in a small impervious urban catchment". *Water Res*; 39(16):3929-37. DOI: [10.1016/j.watres.2005.07.003](https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.07.003)
- SELBIG, W. R. y BANNERMAN, R. T. Evaluation of street sweeping as a stormwater-quality-management tool in three residential basins in Madison, Wisconsin. U.S.GS, eds., Virginia, USA. 2007. https://pubs.usgs.gov/sir/2007/5156/pdf/SIR_2007-5156.pdf

- SHAHEEN, D. Contributions of urban roadway usage to water pollution. U.S.EPA, eds., Washington D.C., USA. 1975. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/9100SJ30.PDF?Dockey=9100SJ30.PDF>
- STAGGE, J.H.; DAVIS, A.P.; JAMIL, E.; KIM, H. (2012). "Performance of grass swales for improving water quality from highway runoff". *Water Res*; 46(20):6731-42. DOI: [10.1016/j.watres.2012.02.037](https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.02.037)
- TURER, D. (2005). "Effect of non-vehicular sources on heavy metal concentrations of roadside soils". *Water Air Soil Poll*; 166(1-4):237-50. DOI: [10.1007/S11270-005-7378-5](https://doi.org/10.1007/S11270-005-7378-5)
- VAZE, J.; CHIEW, H.S. (2002). "Experimental study of pollutant accumulation on an urban road Surface". *Urban Water*; 4(4):379-89. DOI: [10.1016/S1462-0758\(02\)00027-4](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(02)00027-4)
- WICKE, D.; COCHRANE, T.A.; O'SULLIVAN, A. (2012). "Build-up dynamics of heavy metals deposited on impermeable urban surfaces". *J Environ Manage*; 113:347-54. DOI: [10.1016/j.jenvman.2012.09.005](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.09.005)
- YUEN, J.Q.; OLIN, P.H.; LIM, H.S.; BENNER, S.G.; SUTHERLAND, R.A.; ZIEGLER, A. D. (2012). "Accumulation of potentially toxic elements in road deposited sediments in residential and light industrial neighborhoods of Singapore". *J Environ Manage*; 101:151-63. DOI: [10.1016/j.jenvman.2011.11.017](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.11.017)
- ZAFRA, C.A., TEMPRANO, J. AND TEJERO, I. (2011). "Distribution of the concentration of heavy metals associated with the sediment particles accumulated on road surfaces". *Environmental Technology*, 32 (9), 997-1008. DOI: [10.1080/09593330.2010.523436](https://doi.org/10.1080/09593330.2010.523436)
- ZAFRA, C.A.; LUENGAS, E.C.; TEMPRANO, J. (2013). "Influencia del tráfico en la acumulación de metales pesados sobre vías urbanas: Torrelavega (España)-Soacha (Colombia)". *Rev Fac Ing Univ Antioquia*; 67:146-60.
- ZAFRA, C.A.; TEMPRANO, J.; TEJERO, I. (2008). "Particle size distribution of accumulated sediments on an urban road in rainy weather". *Environ Technol*; 29(5):571-82. DOI: [10.1080/09593330801983532](https://doi.org/10.1080/09593330801983532)
- ZHAO, H., LI, X., WANG, X. AND TIAN, D. (2010). "Grain size distribution of road-deposited sediment and its contribution to heavy metal pollution in urban runoff in Beijing, China". *Journal of Hazardous Materials*, 183 (1-3), 203-210. DOI: [10.1016/j.jhazmat.2010.07.012](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.07.012)
- ZHAO, H.; LI, X. (2013). "Understanding the relationship between heavy metals in road-deposited sediments and washoff particles in urban stormwater using simulated rainfall". *J Hazard Mater*; 246-247:267-76. DOI: [10.1016/j.jhazmat.2012.12.035](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.12.035)
- ZHU, W., BIAN, B. AND LI, L. (2008). "Heavy metal contamination of road-deposited sediments in a medium size city of China". *Environmental Monitoring and Assessment*, 147 (1-3), 171-181. DOI: [10.1007/s10661-007-0108-2](https://doi.org/10.1007/s10661-007-0108-2)



C5.1

Métodos de estimación de la contaminación de las escorrentías de autopistas. Estudio en dos cuencas piloto

Joaquín Suárez López
Vicente Jiménez Fernández
Alfredo Jácome Burgos
José Anta Álvarez
Pablo Ures Rodríguez
Montserrat Recarey Pérez
José Manuel Álvarez-Campana

RESUMEN

La contaminación por escorrentía de las carreteras y autopistas puede generar importantes impactos en el medio natural debido a las grandes masas que se movilizan en determinadas circunstancias.

Diferentes autores han desarrollado métodos de predicción de las concentraciones y cargas máxicas de contaminantes asociados a la escorrentía urbana e industrial. Asimismo, diferentes países han elaborado metodologías y reglamentos adaptados a sus territorios para determinar esos impactos e imponer, cuando ha sido necesario, sistemas de tratamiento de la escorrentía contaminada.

Este informe se apoya en el trabajo de investigación realizado por el Grupo de Ingeniería del Agua y del medio Ambiente de la Universidade da Coruña (GEAMA-UDC) para la caracterización de la escorrentía contaminada en dos cuencas piloto y compara los resultados obtenidos con diferentes metodologías de estimación de concentraciones y masas movilizadas de contaminantes utilizadas en varios países.

En este capítulo se presentan los parámetros de los contaminantes (DQO, DBO₅, SS, nutrientes, aceites y grasas, metales pesados y HAP) y los parámetros hidrológico-hidráulicos (hidrogramas y polutogramas) que se midieron en 21 sucesos de lluvia en dos cuencas piloto de Galicia (España).

A partir de los datos obtenidos se han realizado análisis estadísticos para identificar las relaciones entre los diferentes parámetros monitorizados y encontrar aquellos que, al ser menos costosos de obtener, son buenos indicadores de todos los demás ("surrogate constituents" en la bibliografía anglosajona).

Palabras clave: escorrentía, carreteras, contaminación, metales.

1. INTRODUCCIÓN

La contaminación del agua de las escorrentías de las carreteras y autopistas puede llegar a generar impactos significativos sobre el medio natural receptor debido a las importantes masas movilizadas en determinadas circunstancias.

Actualmente en la Unión Europea, de acuerdo con la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE), establece que las escorrentías de aeropuertos, vías de transporte, zonas urbanas, zonas industriales, gasolineras, etc., forman parte de las fuentes difusas de contaminación por lo que deben ser consideradas como “presiones” que ponen en riesgo el buen estado de las masas de agua y generan incumplimiento de las normas de calidad ambiental.

Distintos autores han elaborado métodos de estimación/predicción de las concentraciones y las cargas máxicas de contaminantes asociadas a las escorrentías urbanas e industriales, y diferentes países han desarrollado metodologías y normativa adaptada a sus territorios para determinar estos impactos e imponer, en los casos necesarios, sistemas de tratamiento de las escorrentías pluviales contaminadas (Zafra, 2017).

El presente capítulo se apoya en los trabajos de investigación realizados por GEAMA-UDC para la caracterización de escorrentías pluviales contaminadas en una cuenca piloto y se comparan los resultados obtenidos con diferentes metodologías de estimación de concentraciones y masas movilizadas de contaminantes utilizadas en varios países.

Los estudios se centran en el análisis de la presencia de metales pesados en las escorrentías de carreteras con una intensidad de tráfico significativa. Se han medido los parámetros indicadores de contaminantes (DQO, DBO₅, SS, nutrientes, aceites y grasas, metales pesados y HAP) y los parámetros hidrológico-hidráulicos (duración del tiempo seco precedente a cada suceso, DTSP; el caudal máximo registrado en cada suceso, $Q_{máx}$; el caudal medio de cada suceso, Q_{med} ; el volumen de agua movilizado durante el evento, Vol; el tiempo transcurrido hasta alcanzar el $Q_{máx}$, δt_{pl} ; el volumen de primer lavado, VPL; la precipitación total del evento, P y la intensidad cinco-minutal máxima, $I_{5máx}$, entre otros) en los flujos de escorrentía (hidrogramas y polutogramas de contaminantes) en dos cuencas piloto en vías de alta capacidad en la comunidad autónoma de Galicia (España).

Sobre la base de los datos obtenidos se han realizado análisis estadísticos para evaluar las relaciones entre los distintos parámetros monitorizados y encontrar aquellos, que, siendo menos costosos económicamente de obtener, resulten buenos indicadores de todos los demás (“surrogate constituents”).

La ausencia de normativa específica a nivel del Estado Español y de los gobiernos de las comunidades autónomas, hace necesario avanzar en este tipo de estudios para sentar las bases de una normativa que unifique criterios para la valoración de los riesgos de impacto sobre las masas de agua por escorrentías pluviales contaminadas procedentes de viales y, también, oriente sobre cuándo es necesario proceder a someter a las mismas a una gestión específica, que implique procesos de depuración.

2. OBJETIVOS

El objetivo general que se persigue es la elaboración de índices o modelos de predicción de la contaminación movilizada por las escorrentías en las cuencas en tiempo de lluvia a partir de un número reducido de parámetros básicos y/o de los parámetros hidrológico-hidráulicos de las cuencas, y comprobar la validez de los ya existentes y de los recogidos en la normativa de otros países.

3. METODOLOGÍA

Las actividades realizadas para el estudio y el cumplimiento de los objetivos fijados se pueden clasificar en cuatro grupos:

Recopilación y estudio de la documentación existente.

- Actividades de campo: estudio y conocimiento de las cuencas mediante la obtención de cartografía, topografía e información sobre las redes de drenaje y establecimiento y mantenimiento de las secciones de monitorización.
- Trabajo de laboratorio: realización de las determinaciones analíticas y ensayos de parámetros de la contaminación generada en las cuencas en los sucesos de lluvia muestreados.
- Trabajo de gabinete: análisis de caudales y de los flujos de contaminación, análisis del tipo y característica de la contaminación movilizada, parametrización de los sucesos de lluvia, análisis estadístico de los resultados y comparación de los resultados.

Las cuencas analizadas han sido las siguientes:



Figura 1.- Cuencas piloto estudiadas.

- Loureda-Arteixo: situada en el entorno del p.k. 12+000 de la autopista AG-55, A Coruña-Carballo, recoge las escorrentías de una plataforma de 4 carriles y 130 m de longitud (1.526 m²) con una IMD de unos 12.000 vehículos/día.
- San Valentín-Fene (Figura 2): situada en la carretera nacional N-651, se encuentra en San Valentín, ayuntamiento de Fene, recoge las escorrentías de un tramo de

autopista de 130 m de longitud y una plataforma de 4 carriles (48.532 m²), con una IMD de unos 18.000 vehículos/día (Suárez, 2013).



Figura 2.- Cuenca de San Valentín-Fene.

Las secciones fueron instrumentadas con caudalímetros del tipo área-velocidad (HACH SIGMA 950), con equipos tomamuestras automáticos (SIGMA 900) y con pluviómetros.

Se han registrado los parámetros hidrológico-hidráulicos de las cuencas y se han analizado muestras simples y compuestas obtenidas a lo largo de los hidrogramas con el fin de poder obtener polutogramas representativos (Figura 3).

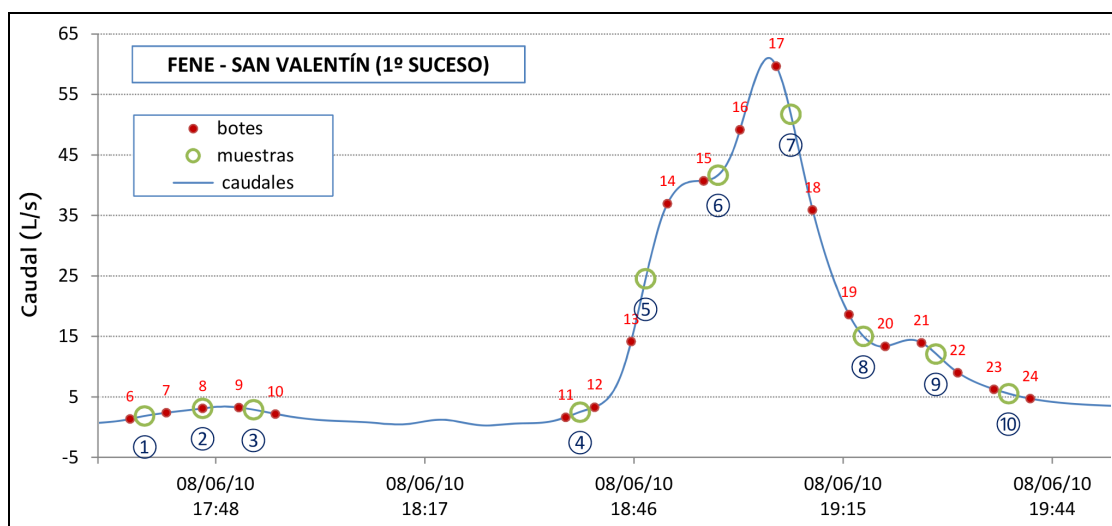


Figura 3.- Detalle de la composición de las muestras sobre el hidrograma de un suceso o evento.

A partir de los resultados de los análisis se han calculado las concentraciones máximas de suceso (CMAX), las concentraciones medias de suceso (CMS), las concentraciones medias de emplazamiento (CME) y las cargas específicas movilizadas por hectárea (CMOV).

El tratamiento estadístico realizado de los datos abarca el análisis de correlaciones y el análisis de datos.

3.1. Análisis de correlaciones

3.1.1 Matrices de correlación

El conocimiento de las correlaciones entre los datos es un aspecto importante a la hora de realizar el análisis de los registros muestreados en un estudio de la contaminación de las escorrentías de aguas pluviales en las carreteras. Las matrices de correlación se convierten en una herramienta muy útil cuando se generan modelos estocásticos ya que permite analizar la dependencia entre las distintas variables.

El coeficiente de correlación entre dos variables indica en qué medida están linealmente relacionadas. Un valor cercano a 1 (en valor absoluto) indica un alto grado de correlación. De este modo, el valor de una variable se podrá predecir a partir del valor de la otra empleando una transformación lineal. Si el coeficiente de correlación es inferior a 0,7 la correlación es leve y por debajo de 0,5 casi inexistente.

3.1.2 Análisis de componentes principales, ACP

El Análisis de Componentes Principales (ACP) es una técnica estadística de síntesis de la información, o reducción de la dimensión (número de variables). Es decir, ante un banco de datos con muchas variables, el objetivo será reducirlas a un menor número perdiendo la menor cantidad de información posible (Figura 4).

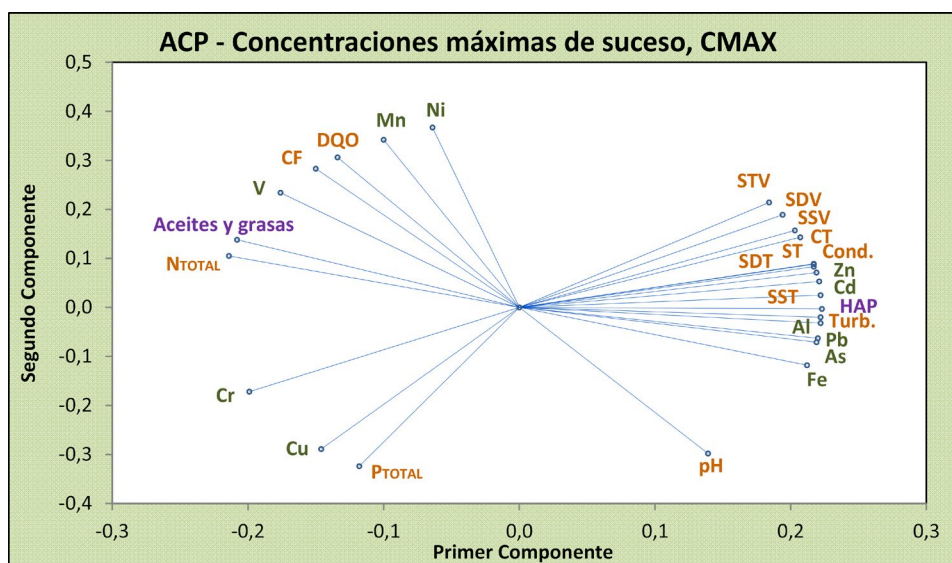


Figura 4.- Gráfica de análisis de componentes principales en la cuenca de Loureda (Arteixo)

3.1.3 Análisis de regresión lineal

Los análisis de regresión lineal simple y múltiple son una herramienta estadística muy popular pero, a menudo, puede emplearse de modo incorrecto. En este sentido, es importante remarcar el hecho de que nunca un análisis estadístico de regresión implica por sí mismo la dependencia causa-efecto entre varios parámetros, pues solamente ofrece correlaciones o tendencias de comportamiento, en algunos casos cuantificables, que señalan la interrelación entre variables presentes en el problema.

3.2. Análisis de datos

El análisis exploratorio de datos (“Exploratory Data Analysis”) es una herramienta rápida para realizar la búsqueda de tendencias o patrones de comportamiento de una serie de datos. Para realizar este tipo de análisis se emplean fundamentalmente herramientas de representación gráfica de datos.

3.2.1 Gráficos de distribución de probabilidad acumulada

En este tipo de representación se refleja el intervalo de variación de un parámetro, la función de distribución que mejor se ajusta a la serie de datos, así como la probabilidad de ocurrencia de un determinado valor (Figura 5).

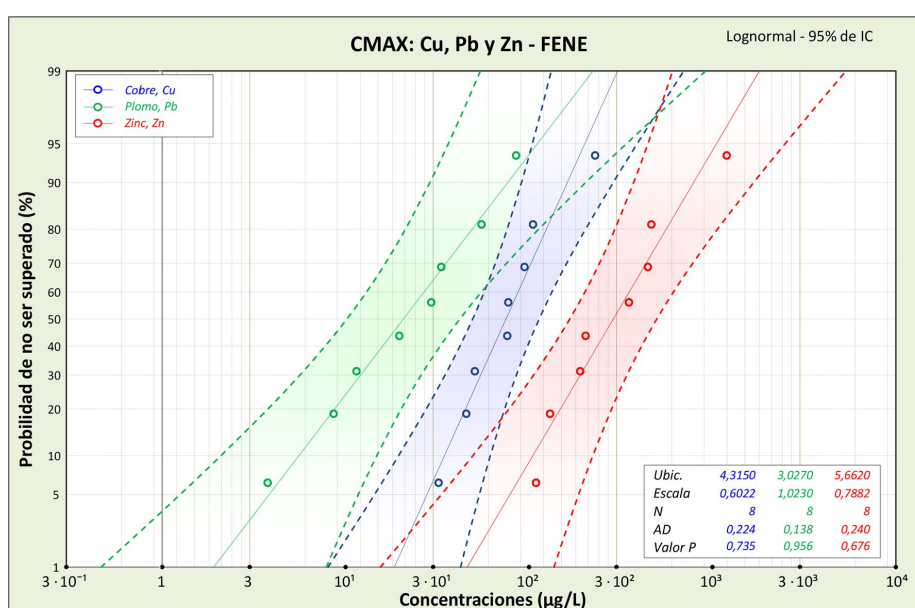


Figura 5.- Gráfica de distribución de probabilidad acumulada en la cuenca de Fene

3.2.2 Gráficas “box-whisker” o diagramas de distribución de datos

Las gráficas tipo “box-whisker” (de cajas y bigotes) son un tipo de representación gráfica que proporciona información sobre la mediana de una distribución de datos, así como la dispersión y simetría de la serie de datos respecto a este valor (Figura 6). Este tipo de representaciones se puede emplear para comparar las concentraciones o cargas movilizadas obtenidas para diferentes parámetros de contaminación, o para un mismo contaminante durante distintas estaciones climáticas en una cuenca o incluso para comparar los resultados obtenidos en distintas cuencas.

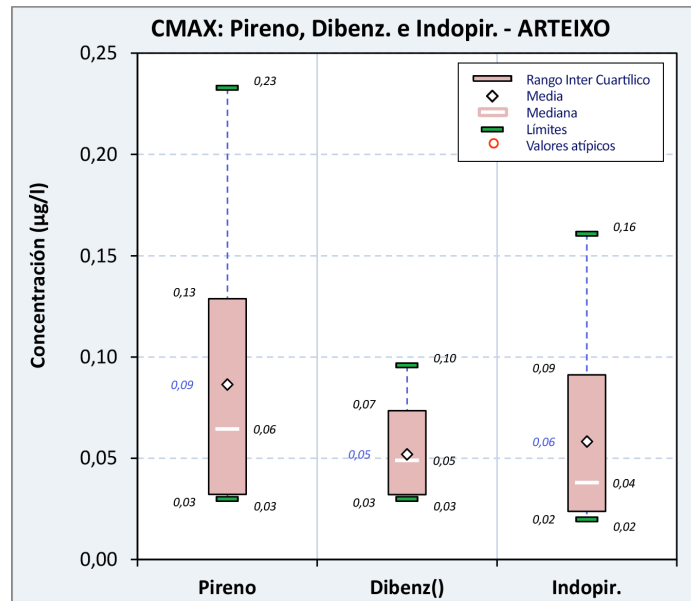


Figura 6.- Gráfica "box-whisker", cuenca de Loureda (Arteixo)

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En primer lugar, se hace un estudio comparativo con metodologías y normas de otros países.

4.1. Comparación con cuencas estudiadas en Gran Bretaña y en Europa

En la Figura 7 se presenta la comparación entre los datos de este estudio, correspondientes a las cuencas de Arteixo y Fene, con los datos publicados en Hvitved-Jacobsen (1984), que, a su vez, recopilan información de la base de datos de Gran Bretaña y Europa (Mitchell et al., 2001). Se puede apreciar que los parámetros básicos de las cuencas de Arteixo y Fene tienen concentraciones semejantes a los de la referencia.

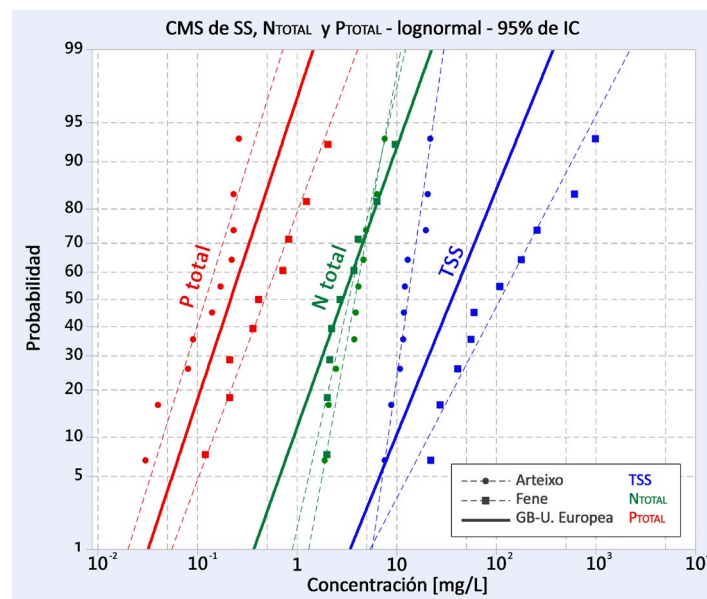


Figura 7.- Gráfica de función de probabilidad acumulada

4.2. Caracterización y predicción de las CMS de los contaminantes en las escorrentías de carreteras en California

Este modelo predice las CMS de los contaminantes en las escorrentías de carreteras en California, desarrollado mediante análisis de regresión lineal, a partir de las siguientes mediciones: precipitación total del evento, tiempo seco precedente, precipitación estacional acumulada, área de drenaje de la cuenca e IMD.

Tabla 1.- Parámetros del modelo de predicción obtenidos en las carreteras de California (Kayhanian et al., 2007).

Parámetro, g	Ln (γ)	Tamaño muestra	R ² ^a	SE ^b	β ₀	P. independientes significativos ^{c,d,e}				
						β ₁	β ₂	β ₃	β ₄	β ₅
Básicos										
SS	Ln (γ)	575	1,01	1,01	4,28	-0,124	0,102	-0,099	—	4,934
SD	Ln (γ)	572	0,73	0,73	4,73	-0,309	0,126	-0,050	—	2,582
COD	Ln (γ)	590	0,61	0,61	4,11	-0,404	0,123	-0,129	—	—
COT	Ln (γ)	583	1,09	1,09	5,23	-0,209	0,129	-0,154	—	—
Metales (total)										
Cu, total	Ln (γ)	582	0,72	0,72	2,90	-0,161	0,163	-0,079	—	6,823
Pb, total	Ln (γ)	586	1,18	1,18	2,72	—	—	-0,102	—	9,650
Ni, total	Ln (γ)	557	0,67	0,67	2,51	-0,196	0,141	-0,075	-0,155	1,013
Zn, total	Ln (γ)	579	0,76	0,76	4,83	-0,227	0,143	-0,084	—	6,747
Metales (disueltos)										
Cu, disuelto	Ln (γ)	581	0,62	0,62	2,92	-0,290	0,185	-0,102	—	3,679
Pb, disuelto	Ln (γ)	376	1,15	1,15	2,04	-0,248	—	-0,101	—	0,007
Ni, disuelto	Ln (γ)	474	0,57	0,57	2,73	-0,270	0,068	-0,107	-0,094	—
Zn, disuelto	Ln (γ)	577	0,79	0,79	4,74	-0,343	0,164	-0,112	—	1,676
Nutrientes										
NO ₃ -N	Ln (γ)	529	0,38	0,38	1,30	-0,417	0,092	-0,090	—	2,870
P, total	Ln (γ)	520	0,78	0,78	-	-0,143	0,128	-0,051	—	0,900
NKT	Ln (γ)	537	0,66	0,66	1,70	-0,343	0,102	-0,128	—	1,535

^a R² = Error cuadrático medio.

^b SE = El umbral estadístico de significancia es p > 0,05.

^c Parámetros independientes.

^d "—" Indica que la variable no es significativa o que se excluyó del modelo por problemas de colinearidad.

^e El signo positivo o negativo de los coeficientes indica la tendencia a aumentar o disminuir la concentración de contaminantes.

En la tabla anterior se encuentran los valores obtenidos por Kayhanian, et al. (2007), para cada una de las variables consideradas, de acuerdo con la fórmula.

$$(CMS) = \beta_0 \pm a\beta_1 \pm b\beta_2 \pm c\beta_3 \pm d\beta_4 \pm e\beta_5 \quad (1)$$

a = precipitación total del evento (mm); *b* = tiempo seco precedente (días); *c* = [precipitación estacional acumulada (mm)]^{1/3}; *d* = área de drenaje (ha); *e* = tráfico (IMD·10⁻⁶).

En la Tabla 2 se muestran resultados parciales de las CMS obtenidas en Fene mediante este método y las reales obtenidas en las campañas de campo.

Tabla 2.- Resultados del modelo de predicción de las CMS en la cuenca de Fene.

Fene M.K.	SUCECOS								
	01	02	04	05	06	07	08	09	10
SS	108,30 4,91	40,86 60,69	59,72 16,66	21,90 23,98	27,21 47,55	55,59 46,85	255,84 16,40	177,66 15,99	607,58 13,02
SD	62,21 1,34	70,99 81,23	66,09 26,26	154,52 36,34	64,47 58,24	84,72 88,45	65,07 10,11	82,82 4,36	101,00 1,00
Cu tot	48,59 1,05	39,24 46,12	31,18 5,23	29,29 9,63	— 31,45	59,08 27,68	73,35 6,37	34,15 7,42	125,68 7,14
Cu dis	9,29 0,15	23,34 21,85	12,34 2,55	20,33 4,68	— 13,85	39,49 16,18	12,54 1,68	7,23 1,14	2,30 0,47
Pb tot	20,82 4,98	5,28 4,98	7,11 4,98	2,92 4,98	— 4,98	8,29 4,98	34,42 4,98	10,97 4,98	49,79 4,98
Pb dis	0,28 0,09	0,01 0,46	0,59 0,97	0,05 0,80	— 0,44	0,09 0,88	— 0,22	— 0,06	0,07 0,01
Ni tot	8,29 0,00	3,73 0,08	3,67 0,01	2,77 0,02	— 0,05	4,07 0,06	15,76 0,01	5,21 0,01	15,86 0,01
Ni dis	1,37 0,01	1,84 0,09	1,09 0,07	1,90 0,08	— 0,08	— 0,13	— 0,02	— 0,01	0,09 0,00
Zn tot	177,45 2,94	109,41 140,28	106,63 26,87	83,98 42,88	— 98,57	103,29 112,02	314,48 19,10	103,48 13,98	383,69 6,92
Zn dis	24,84 0,40	74,50 57,56	33,43 11,08	41,50 17,73	— 37,77	47,43 55,14	18,93 4,56	27,04 2,08	31,23 0,49
P tot	0,36 0,03	0,21 0,60	0,21 0,11	0,12 0,18	— 0,44	0,41 0,42	0,72 0,12	0,82 0,12	2,04 0,11

Con el modelo de predicción de las CMS de los contaminantes en las escorrentías de carreteras en California se han obtenido resultados muy poco satisfactorios en las cuencas estudiadas.

4.3. Cálculo de cargas contaminantes según la normativa francesa del Sétra (2006)

El modelo parte de la asignación de unas cargas unitarias anuales para diversos contaminantes (SS, DQO, Zn, Co, Cd, HCT y HAP) y considerando las variables de IMD, precipitación anual, superficie impermeable y tipo de emplazamiento (abierto o cerrado) permite hacer pronósticos de las cargas anuales, las CMS y las concentraciones durante un evento punta de precipitación.

El punto de partida es la asignación de cargas unitarias anuales por hectárea impermeable y 1.000 vehículos/día, según las siguientes tablas:

Tabla 3.- Cargas unitarias anuales por ha impermeable y 1.000 vehículos/día (Sétra, 2006).

Carga unitaria anual por ha impermeable y 1.000 vh/día, Cu	SS (kg)	DQO (kg)	Zn (kg)	Cu (kg)	Cd (g)	HCT (g)	HAP (g)
Abierto	40	40	0,4	0,02	2	600	0,08
Con limitaciones	60	60	0,2	0,02	1	900	0,15

Tabla 4.- Cargas adicionales cuando la IMD > 10.000 vehículos/día (Sétra, 2006).

Carga adicional para IMD > 10.000 vh/día, Cs	SS (kg)	DQO (kg)	Zn (kg)	Cu (kg)	Cd (g)	HCT (g)	HAP (g)
Abierto y con limitaciones	10	4	0,0125	0,011	0,3	400	0,05

En la tabla siguiente se muestran los resultados comparados de la cuenca de Fene.

Tabla 5.- Comparación de las concentraciones medias calculadas según el método del Sétra (2006) con las CMS de Fene.

		MES (mg/L)	DQO (mg/L)	Zn (mg/L)	Cu (mg/L)	Cd (μ/L)	HCT (μ/L)	HAP (μ/L)
Concentración media, Cm	Abierto	58,95	53,21	0,51	0,04	2,76	1.123,41	0,15
	Con limitaciones	83,64	77,90	0,26	0,04	1,52	1.493,78	0,23
CME medida		408,24	361,37	0,26	0,08	0,29	249,68	2,12

Aplicando este método a las cuencas estudiada se obtienen resultados dispares, Tabla 5. Las predicciones resultan muy bajas para SS, DQO, Cu y HAP y altas para el Cd y los HCT.

4.4. Recomendaciones de la “Asociación Alemana de Aguas, Aguas Residuales y Residuos” (DWA) para el tratamiento de escorrentías

La DWA considera que la composición de las escorrentías en las zonas pavimentadas depende de la contaminación atmosférica, de los usos del suelo y del régimen de precipitaciones y según su criterio el esfuerzo para determinar la relación entre las concentraciones de los contaminantes y sus fuentes de origen puede resultar desproporcionado a los efectos prácticos de planificación, por lo que ha establecido un procedimiento sencillo para determinar la necesidad de instalar un sistema de tratamiento de las aguas de escorrentía, el cual sigue el esquema de la siguiente figura.

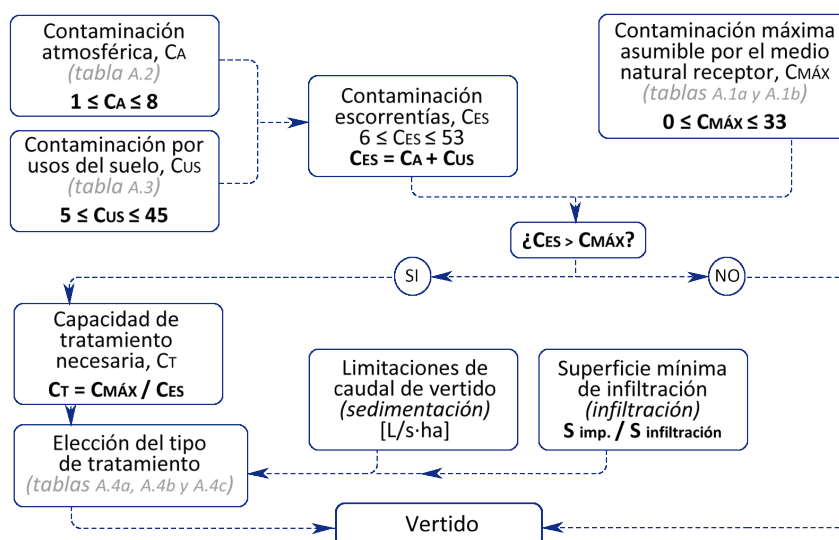


Figura 8.- Procedimiento de la DWA-M 153E (2007).

En el caso de la cuenca de Fene la valoración de la presión, como se muestra en la Tabla 6, es la suma de la contaminación proveniente de la atmósfera (entre 4 y 8 puntos) y la proveniente del suelo (entre 35 y 45 puntos) que en total suman entre 39 y 53 puntos. Esta puntuación es superior a los 33 puntos de capacidad del medio receptor (Tabla 7) por lo que las escorrentías deberían tratarse antes de su vertido a la ría de Ferrol.

Tabla 6.- Valoración DWA de la influencia de la contaminación atmosférica del aire y de la debida a los usos del suelo en la cuena de Fene.

Contaminación	Cargas contaminantes provenientes de la atmósfera	Tipo	Puntos
Alta	Zonas urbanas con mucho tráfico (IMD > 15.000 vh/día)	Air3	4
	Zonas urbanas con calefacciones de combustibles domésticos (v.gr. madera o carbón)	Air4	8
Contaminación	Cargas contaminantes provenientes los usos del suelo	Tipo	Puntos
Alta	Autopistas y carreteras con mucho tráfico (IMD > 15.000 vh/día)	F6	35
	Accesos a polígonos industriales con mucho tráfico pesado y zona similares	F7	45

Tabla 7.- Clasificación parcial de los cuerpos de agua (DWA-M 153E, 2007).

Capacidad del medio natural receptor			
Cuerpo de agua	Ejemplos	Tipo	Puntos
Mar	Regiones costeras de mar abierto	G1	33
Cursos de agua	Grandes ríos (caudal > 50 m ³ /s)	G2	27
	Ríos pequeños (anchura superficial > 5 m)	G3	24
Aguas estancadas y sumergidas	Grandes arroyos subterráneos de alta montaña	G9	14
	Grandes arroyos subterráneos de zonas bajas	G10	12
	Pequeños lagos y estanques (superficie < 500 m ²)	G11	10
	Pequeños arroyos subterráneos		
Aguas subterráneas	Fuera de las zonas de captación de agua potable	G12	10
	Zonas kársticas sin conexión con las zonas de captación de agua potable	G13	8

La aplicación de las recomendaciones de la DWA es rápida, sencilla y acorde con los resultados obtenidos, pero no hace estimaciones de concentraciones o cargas de contaminantes.

4.5. Tratamiento de escorrentías de carreteras en Inglaterra, recomendaciones del CIRIA

En la publicación CIRIA Report 142, (Luker et al., 1994), se aborda el estudio y puesta en práctica de sistemas de drenaje para el control de la contaminación de las escorrentías de carreteras, como complemento a la normativa de drenaje del Reino Unido, que sólo lo regula desde el punto de vista de la hidráulica, sin considerar las normas de calidad del medio receptor.

En el estudio del CIRIA se clasifican las sustancias contaminantes en 6 grupos: sedimentos, metales, hidrocarburos, sales y nutrientes, microbiología y otros (PCBs, herbicidas, etc.) y, partiendo de los valores reflejados en estudios de diversos autores, hace unas estimaciones de las cargas (kg/ha/año) que cabe esperar, en función de la IMD (Tabla 8).

Tabla 8.- Cargas características anuales (kg/ha/a) decontaminantes (Luker et al., 1994).

IMD	ST	DQO	NH ₄ -N	Cu		Zn	
				Total	Disuelto	Total	Disuelto
<i>vh/día</i>	<i>Kg/ha/a</i>						
< 5.000	2.500	250	4,00	0,40	0,20	0,40	0,20
5.000 – 15.000	5.000	400	4,00	0,70	0,30	1,00	0,50
15.000 – 30.000	7.000	550	4,00	1,00	0,40	2,00	1,00
> 30.000	10.000	700	4,00	3,00	1,20	5,00	2,50

El proceso para determinar las cargas contaminantes y la necesidad de tratar las aguas de escorrentías es más complejo que en los casos de la DWA o del Sétra, anteriormente vistos.

Como parte de ese proceso en el informe del CIRIA se hacen unas estimaciones de las cargas características anuales (kg/ha/año), que para el caso de la cuenca de Fene son los siguientes (Tabla 9):

Tabla 9.- Cargas características anuales (kg/ha/a) de contaminantes en Fene.

	IMD	ST	DQO	NH ₄ -N	Cu		Zn	
					Total	Disuelto	Total	Disuelto
	<i>vh/día</i>	<i>Kg/ha/a</i>						
CIRIA	15.000 – 30.000	7.000	550	4,00	1,00	0,40	2,00	1,00
SÉTRA	—	—	1.489	—	0,04	—	14,15	—
Fene	—	—	2.179	—	0,04	—	7,24	—

Tomando como referencia las cargas de contaminación anuales en la cuenca de Fene calculadas con el método del Sétra se observa que las estimaciones del CIRIA se quedan muy por debajo.

Considerando que los valores de las concentraciones de los contaminantes estudiados en la cuenca de Fene son sensiblemente superiores a los determinados por el método del Sétra, el cual, a su vez, hace pronósticos de cargas bastantes superiores a los del CIRIA, cabe concluir que las estimaciones del CIRIA se quedan muy por debajo de las observadas en la cuenca de Fene.

Tras un amplio estudio de la metodología y normativa de diferentes países se puede concluir que en todos los casos se tienen en consideración las escorrentías de carreteras como fuente de contaminación que puede llegar a afectar significativamente al medio natural receptor.

En cuanto a la validez de los métodos de determinación de las cargas contaminantes los resultados son dispares y poco recomendables para su aplicación a las dos cuencas estudiadas.

4.6. Estudio de correlaciones entre parámetros

El tratamiento estadístico de las cuencas estudiadas no produjo buenas correlaciones entre los parámetros hidrológico-hidráulicos y parámetros de contaminación entre las dos cuencas distintas estudiadas.

No obstante, los resultados son muy distintos cuando se estudian las cuencas de forma independiente. En este caso el tratamiento estadístico ha permitido encontrar parámetros de contaminación de las aguas cuyas concentraciones pueden resultar indicativas de las de los demás parámetros. Con los parámetros hidrológico-hidráulicos ocurre otro tanto.

Destacar en este apartado alguna de las correlaciones más importantes, y quizás más útiles, encontradas, que parten de los denominados parámetros indicadores o "parámetros guía".

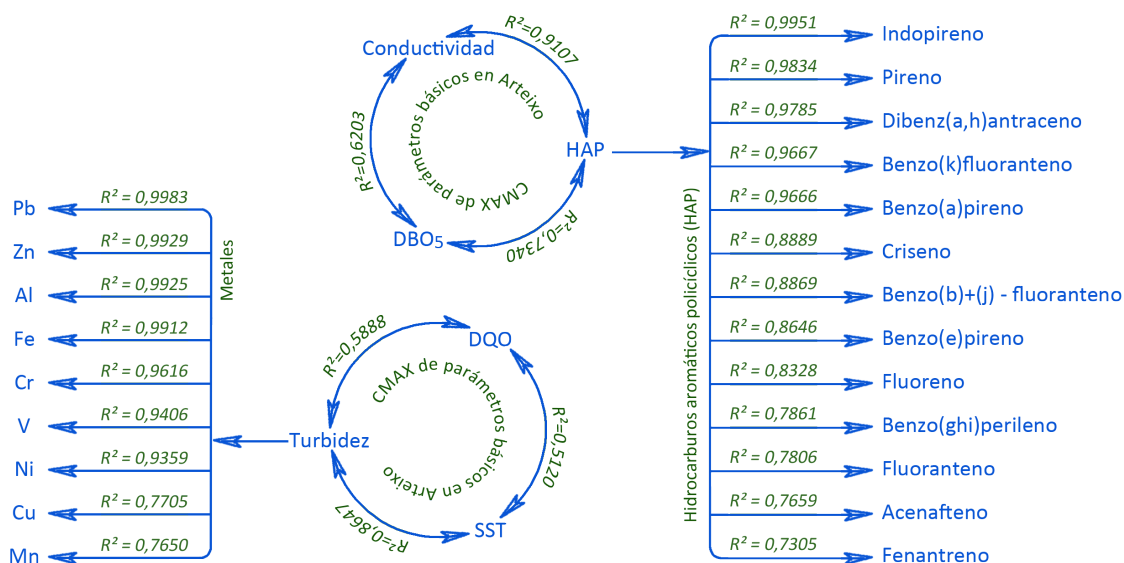


Figura 9.- Parámetros guía para las concentraciones máximas, CMAX, en la sección de Arteixo.

En la figura anterior se muestra de forma resumida una síntesis de las relaciones estudiadas. Partiendo de las CMAX de parámetros básicos como la turbidez (a su vez con buenas correlaciones con la DQO y los SST) se pueden hacer predicciones de las CMAX de los metales en la cuenca de Arteixo. También, la buena correlación de las CMAX de los HAP con las de la DBO₅ y la conductividad permite realizar predicciones de los mismos partiendo de las CMAX de parámetros básicos. La estimación de las CMAX de aceites y grasas está limitada a un par de parámetros guía en el grupo de los metales (Figura 10).

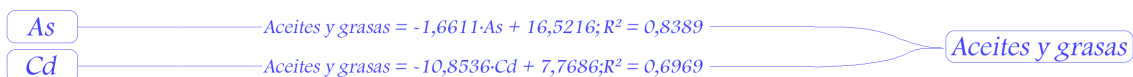


Figura 10.- Parámetros guía para las CMAX de aceites y grasas en la sección de Arteixo.

De igual forma en la cuenca de Fene se han encontrado buenas correlaciones, como por ejemplo las de las CMS, resumidas en la siguiente figura.

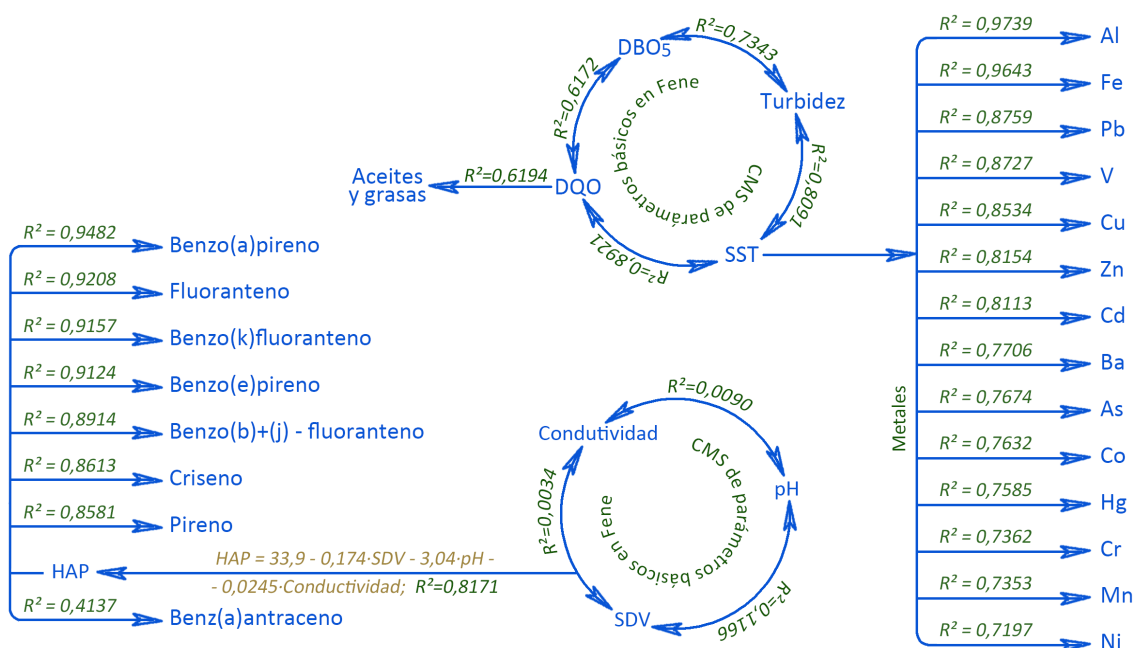


Figura 11.- Parámetros guía para las concentraciones medias de suceso, CMS, en la sección de Fene.

Las CMS de los SST tienen muy buena correlación con las de los metales y con las de la DQO, las cuales tienen buena correlación con las de los aceites y grasas. Las CMS de los SST y de la DQO también tienen buenas correlaciones con las de otros parámetros básicos como la DBO₅ y la turbidez. La predicción de las CMS de los HAP se puede realizar a partir de una correlación lineal múltiple con las CMS de los parámetros básicos: SDV, pH y conductividad.

En la Figura 12 se muestran las mejores correlaciones obtenidas entre CMOV y parámetros hidrológico-hidráulicos en Arteixo. Destacar las buenas correlaciones entre DQO y SST con el volumen total de agua durante el periodo de muestreo. Los HAP correlacionan bien con la I_{total}. Finalmente comentar, aunque no se muestra en la figura, que la CMOV de DQO tiene una correlación aceptable, $R^2 = 0,65$, con la duración de tiempo seco precedente (DTSP).

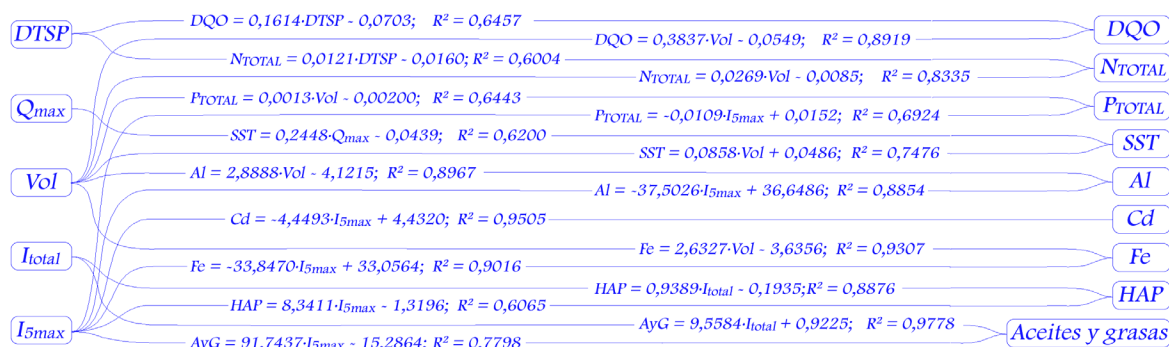


Figura 12.- Parámetros hidrológico-hidráulicos indicadores de las CMOV de los contaminantes en la sección de Arteixo.

Tabla 10.- Coeficientes de determinación, R^2 , de las correlaciones de las CMOV de los parámetros básicos, metales y Aceites y grasas con los parámetros hidrológico-hidráulicos en la sección de Fene.

	DBO ₅	DQO	N _{TOTAL}	ST	SST	Al	Fe	Pb	Aceites y grasas
Qmax	0,9387	0,9249	0,9598	0,9489	0,9331	0,9541	0,9626	0,9414	0,9508
Qmed	0,9338	0,9476	0,9217	0,9377	0,9474	0,9557	0,9486	0,9730	0,9240
I5max	0,8697	0,8972	0,8804	0,9159	0,9231	0,9565	0,9557	0,9605	0,9303
Vol	0,8481	0,8137	0,8929	0,8657	0,8299	0,8451	0,8667	0,8025	0,8698
Itotal	0,7197	0,7082	0,7574	0,7565	0,7294	0,7382	0,7543	0,7219	0,8396
VPL	0,7090	0,7496	0,6861	0,7311	0,7495	0,7557	0,7418	0,7956	0,9024

Las correlaciones de los metales pesados que se presentan en forma particulada (Al, Fe y Pb) van acompañando a las de los SS, como era de esperar.

Como conclusión se puede decir que a partir del estudio inicial de unos pocos sucesos de lluvia se pueden hacer buenas predicciones de las cargas contaminantes en una cuenca de carretera.

Los principales parámetros que se utilizan en el control de la contaminación de escorrentías de viales son los SS, la DQO, y los metales pesados Cu, Pb y Zn. Las correlaciones obtenidas en los estudios realizados permiten trabajar midiendo los sólidos en suspensión y obtener de forma bastante precisa el resto de los contaminantes indicados.

A falta de estos estudios se pueden utilizar, con precaución, los diferentes estudios o normas internacionales, resultando especialmente prácticas las recomendaciones de la norma alemana DWA-M 153E (2007).

REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA

- DWA (2007). "Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. Advisory Leaflet DWA-M 153E. Recommended Actions for Dealing with Stormwater". Vol. DWA-M 153E, pp. 35; Hennef (Alemania): German Association for Water, Wastewater and Waste. <https://en.dwa.de/en/publications.html>
- HVITVED-JACOBSEN, T.; VOLLERTSEN, J.; NIELSEN, A. (2010). "Urban and Highway Stormwater Pollution. Concepts and Engineering". Boca Raton: CRC Press.
- JIMÉNEZ, V. (2016) "Implantación de técnicas de drenaje sostenible de escorrentías de autopistas (TDSEA) en la Comunidad Autónoma de Galicia". Tesis doctoral. <https://www.educacion.gob.es/teseo/mostrarRef.do?ref=1196613>
- KAYHANIAN, M.; SUVERKROPP, C.; RUBY, A.; TSAY, K. (2007). "Characterization and prediction of highway runoff constituent event mean concentration". Journal of Environmental Management, 85(2), 279-295. DOI: [10.1016/j.jenvman.2006.09.024](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.09.024)
- LUKER, M.; MONTAGUE, K. (1994). "Control of Pollution from Highway Drainage Discharges Report 142 (1997 ed.)". London: Construction Industry Research and Information Association (CIRIA).
- MITCHELL, G.; MCDONALD, A.; LOCKYE, J. (2001). "The Quality of Urban Stormwater in Britain and Europe: Database and Recommended Values For Strategic Planning Models". University of Leeds.
- OPHER, T.; FRIEDLER, E. (2010). "Factors affecting highway runoff quality". Urban Water Journal, 7(3), 155-172. DOI: [10.1080/15730621003782339](https://doi.org/10.1080/15730621003782339)
- SÉTRA (2006). "Calcul des charges de pollution chronique des eaux de ruissellement issues des plates-formes routières". Service d'Études Techniques des Routes et Autoroutes, Francia. <http://catalogue.setra.fr/documents/Cataloguesetra/0004/Dtrf-0004143/DT4143.pdf>
- SUÁREZ, J.; JIMÉNEZ, V.; DEL RÍO, H.; ANTA, J.; JÁCOME, A.; TORRES, D.; URES, P.; VIEITO, S. (2013). "Design of a sand filter for highway runoff in the north of Spain". Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Municipal Engineer. Volume 166, Issue 2, June, pp. 121-129. DOI: [10.1680/muen.12.00028](https://doi.org/10.1680/muen.12.00028)
- ZAFRA, C.; TEMPRANO, J.; SUÁREZ, J. (2017). "A simplified method for determining potential heavy metal loads washed-off by stormwater runoff from road-deposited sediments". Sci. Total Environ, Vol. 601-602, 1, Pages 260-270, Elsevier. DOI: [10.1680/muen.12.00028](https://doi.org/10.1680/muen.12.00028)



C5.2

Acumulación de metales pesados en el sedimento depositado sobre vías urbanas: Evaluación de la influencia del tráfico

Carlos Alfonso Zafra Mejía

RESUMEN

Este artículo presenta un estudio del comportamiento de la concentración de metales pesados asociados con el sedimento acumulado sobre superficies viales (Torrelavega-España y Soacha-Colombia). Se distinguieron dos tipos de muestras: la aspirada directamente y la recolectada tras un barrido. Se determinó su distribución granulométrica (63-2.800 μm) y la concentración de metales (Pb, Zn, Cu, Cr, Cd y Ba) asociada con cada fracción de tamaño por medio de espectrometría de absorción atómica de llama y de plasma inductivamente acoplado con espectrometría de masas. Los resultados mostraron que el sedimento con un mayor tiempo de residencia sobre la superficie estuvo más expuesto a la trituración generada por el tráfico (*i.e.*, granulometría más fina); de esta manera, probablemente tendió a presentar una mayor susceptibilidad a la suspensión por el viento y la turbulencia del tráfico. En este sentido, la fracción de tamaño inferior a 63 μm presentó las mayores concentraciones. A mayor tiempo de residencia del sedimento sobre la superficie, mayores concentraciones metálicas asociadas. Las zonas con una mayor densidad de tráfico tienden a presentar las mayores concentraciones. Además, las calzadas con un mayor uso como línea de aparcamiento tienden a presentar mayores concentraciones, a pesar de registrar una menor densidad de tráfico. En las ciudades de investigación, el Pb supera los límites establecidos por la legislación utilizada como de referencia.

Palabras Clave: Barrido y limpieza de vías, Calidad de agua, Contaminación del aire, Escorrentía.

1. INTRODUCCIÓN

Asociado al suelo de áreas con una alta densidad de tráfico se han detectado elevadas concentraciones de Pb, Cu, Zn, Pt y Cd. Los usuarios de las vías y aquellos que viven en ambientes cercanos están potencialmente expuestos a estos elementos metálicos (Essumang et al., 2006). Es por esto, que se requiere determinar y evaluar la concentración metálica asociada con los sedimentos acumulados sobre las superficies viales. Así se podrán estudiar los impactos sobre la salud pública, los sistemas de drenaje y las aguas receptoras, y se perfeccionará el diseño de los sistemas de prevención de la contaminación.

En las calzadas y aparcamientos el aporte de metales pesados por parte de los vehículos se debe a fugas de combustible y lubricante, óxido y herrumbre de carrocerías, desgaste de los neumáticos y frenos, y a gases de combustión (Mangani et al., 2005). Las investigaciones han reportado (Shaheen, 1975; Kobriger y Geinopolos, 1984; Ball et al., 1988; Duncan, 1999; Drapper, 2000), en orden de importancia, la existencia de tres fuentes comunes para los metales pesados asociados con el sedimento vial: (I) el desgaste del revestimiento de las pastillas para frenos, (II) el desgaste de las llantas, y (III) las fugas de aceite lubricante y de motor. Adicionalmente, Freud y Johnson (1980), y McKenzie e Irwin (1983) reportaron que la deposición de metales pesados sobre las superficies viales era proporcional a la densidad de tráfico. Otros estudios (Peterson y Batley, 1992; Bannerman et al., 1993) demostraron que la cantidad de Zn y Pb presente en la escorrentía vial podía relacionarse con la densidad de tráfico. Sin embargo, algunos investigadores (Barrett et al., 1995) sugirieron que la densidad de tráfico era importante únicamente a escala local (*i.e.* de vecindario); a gran escala (*i.e.* regional) las variaciones en la carga metálica fueron atribuibles a otros factores (*p.ej.* a fuentes fijas).

Al respecto, se realizó una breve revisión bibliográfica acerca de la concentración de metales pesados asociados con el sedimento acumulado sobre las superficies viales para diferentes densidades de tráfico (Ellis y Revitt, 1982; Ball et al., 1988; Sansalone y Buchberger, 1997; Viklander, 1998; Deletic y Orr, 2005; Bian y Zhu, 2009). Los resultados permitieron sugerir que no existe evidencia de una relación definitiva entre la densidad de tráfico y la concentración de elementos metálicos. Sin embargo, al estudiar por separado algunos de los trabajos que comparan las dos variables en cuestión, la tendencia fue hacia la existencia de una relación directa (*p.ej.* Ellis y Revitt, 1982; Viklander, 1998). Indiscutiblemente, la fracción de tamaño del sedimento vial analizada condicionó la concentración reportada por los investigadores. En este sentido, algunos investigadores (Herngren et al., 2006; Zafra et al., 2011) reportaron que la máxima concentración de metales pesados en los sedimentos depositados sobre las superficies viales ocurrió en la fracción de tamaño entre 0,45-75 μm .

Con respecto a la distribución de los elementos metálicos, Ellis y Revitt (1982) encontraron que la acumulación de metales pesados sobre la calzada se concentraba cerca del bordillo. Shaheen (1975) encontró que las partículas acumuladas sobre las superficies viales y los suelos de las áreas contaminadas afectados por la suspensión inducida por el tráfico aportan la mayoría de los contaminantes metálicos. Adicionalmente, estas partículas acumuladas afectan la calidad del aire del entorno vial

(Constantini y Demetra, 2005). Birch y Scollen (2003) encontraron que las concentraciones de metales pesados disminuyen con el aumento de la distancia con respecto al bordillo de la calzada; sin embargo, las máximas concentraciones de elementos metálicos fueron detectadas entre 30-50 m de distancia, probablemente debido a la alta velocidad del viento generada por los vehículos en las proximidades de la calzada (*i.e.* por turbulencia).

El objetivo principal de la investigación es estudiar el comportamiento de la concentración de los metales pesados asociados con el sedimento acumulado sobre superficies viales de las ciudades de Torrelavega (España) y Soacha (Colombia). Se pretende estudiar la influencia del tráfico y comparar las concentraciones metálicas con la legislación internacional para la protección de la salud humana en suelo urbano.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Descripción de los lugares de investigación

El primer lugar de investigación se ubicó en el Bulevar Ronda Rufino Peón en la ciudad de Torrelavega (Cantabria), al norte de España. El segundo lugar de investigación se ubicó en el centro urbano del municipio de Soacha, y en el corredor vial Autopista Sur de Bogotá D.C.-Soacha (Colombia). El área de estudio en España se encuentra localizada en el interior de una cuenca de uso residencial rodeada por áreas abiertas y poco edificadas. 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.

El área de investigación en Colombia se dividió en dos zonas. La primera zona (Zona 1) correspondió a la localizada en el centro urbano de Soacha, en la vía adyacente al Hospital Central Municipal “Mario Gaitán Yanguas” (calle 13-carrera 10). La vía da acceso a áreas residenciales, pero es usada ocasionalmente por vehículos de tipo comercial. La segunda zona (Zona 2) de investigación se localizó sobre el corredor vial Autopista Sur de Bogotá D.C.-Soacha, a la altura de la empresa Almacafé. La tabla 2 presenta las principales características de cada zona.

Tabla 1.- Principales características de cada zona en Torrelavega (España).

Característica	Zona 1	Zona 2
Densidad residencial (habitantes/ha)	Baja (150)	Media (300)
Líneas de tráfico/parqueo	2 ^a /2 ^{ab}	2 ^a /2 ^a
Tipo/textura del pavimento	Asfalto/rugoso	Asfalto/rugoso
Tráfico promedio diario (Vehículos/día)	3.800	3800
Velocidad promedio (km/h)	40-60	40-60

^a: una en cada sentido; ^b: subutilizada por la baja densidad residencial

Tabla 2.- Principales características de cada zona en Soacha (Colombia).

Característica	Zona 1	Zona 2
Densidad residencial (habitantes/ha)	Alta (600)	Baja (150)
Líneas de tráfico/parqueo	2 ^a /ninguna	2 ^b /ninguna
Tipo/textura del pavimento	Asfalto/rugoso	Asfalto/rugoso
Tráfico promedio diario (Vehículos/día)	2.750	40.100
Velocidad promedio (km/h)	10-30	60-80

^a: uso ocasional como línea de parqueo; ^b: tres carriles por cada sentido del tráfico

2.2. Sistema de muestreo

Las muestras de la calzada se tomaron en días de tiempo seco, a un costado del bordillo (*i.e.* a 0,40 m), a la misma hora y durante un período de 65 días (28/09/2004-01/12/2004) y 127 días (07/01/2010-14/05/2010) en las ciudades de Torrelavega (España) y Soacha (Colombia), respectivamente. 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 idénticas dimensiones que las del área de muestreo. Adicionalmente, se controló el lugar de muestreo para evitar repetir y estar cerca de anteriores puntos de recolección.

Para la recolección del sedimento en la ciudad de Torrelavega se utilizó un aspirador de 1,5 kW de potencia capacitado para retener partículas de tamaño mayor a 1 μm (ver figura 1). Dos tipos de muestras fueron recolectadas sobre la calzada de cada zona. 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 está constituida por la suma de CL y CF. La cantidad total de muestras recolectadas sobre las calzadas de la ciudad de Torrelavega fue de 112; 56 por cada zona (28 muestras de CL y 28 muestras de CF).

En la recolección del sedimento en cada una de las zonas de estudio en la ciudad de Soacha se utilizó un cepillo de fibras sintéticas y un recogedor plástico de mano (ver figura 1b). A la totalidad del sedimento recolectado sobre la superficie de la calzada se le llamó "carga total" (CT). En esta ocasión no se diferenciaron los dos tipos de cargas (*i.e.* CL y CF). La cantidad total de muestras recolectadas en la ciudad de Soacha fue de 86; 43 por cada zona.



a. Torrelavega, España b. Soacha, Colombia

Figura 1.- Sistema de muestreo.

2.3. Análisis de laboratorio

La granulometría del sedimento vial se determinó usando el método ISO-11277 (ISO, 2000). El rango de la serie de tamices utilizado para el análisis estuvo comprendido entre $63 \mu\text{m}$ - $2.800 \mu\text{m}$. El análisis de la concentración de metales pesados del sedimento vial se realizó para la fracción de tamaño inferior a $2.800 \mu\text{m}$. Las fracciones de mayor tamaño (p.ej. $> 3.000 \mu\text{m}$) son consideradas como de menor importancia en el contenido y transporte de contaminantes (Sansalone y Buchberger, 1997). La concentración de los metales pesados para las diferentes fracciones de tamaño del sedimento se determinó por medio de espectrometría de absorción atómica con llama (ISO-11047) (ISO, 2000), y por medio de espectrometría de masas con plasma inductivamente acoplado (ISO-17294) (ISO, 2000). Las muestras de sedimento fueron previamente digeridas en una mezcla de ácido clorhídrico y ácido nítrico (3:1; agua regia), método ISO-11466 (ISO, 2000). Los metales pesados analizados en las ciudades de Torrelavega y Soacha fueron los siguientes: Pb, Zn, Cu, Cr, Cd y Ba.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Granulometría del sedimento vial

Las partículas del sedimento recolectado sobre las superficies viales de Torrelavega y Soacha exhibieron una distribución log-normal positivamente sesgada. En la tabla 3 se presentan los percentiles para la distribución de las muestras recolectadas sobre la calzada (CT, CL y CF). Como se pudo observar en la ciudad de Torrelavega, la carga más fuertemente adherida a la superficie vial (CF) presentó una granulometría más fina; es decir, probablemente la carga con un mayor tiempo de residencia sobre la superficie estuvo más expuesta a la trituración generada por el tráfico. Algunos investigadores han encontrado resultados similares, fue el caso de Ellis y Revitt (1982) y Viklander (1998) que reportaron la relación existente entre la densidad de tráfico y el grado de trituración de las partículas. En este sentido, se pudo observar en la ciudad de Soacha que la zona con una mayor densidad de tráfico (Zona 2: 40.100 vehículos/día) presentó una granulometría más fina con respecto de la zona que tuvo una menor densidad de tráfico (Zona 1: 2.750 vehículos/día) (tabla 3).

Lo anterior, probablemente generó en la Zona 2 de la ciudad de Soacha una mayor suspensión de las partículas más finas del sedimento vial por parte del viento y la turbulencia inducida por el tráfico (*i.e.* la fracción potencialmente respirable: $\leq 10 \mu\text{m}$). La velocidad media del viento durante el período de estudio fue de $8,6 \text{ km/h}$. En este sentido, algunos investigadores (Ball et al., 1988) encontraron que velocidades del viento superiores a 21 km/h producían una suspensión de las partículas acumuladas sobre la calzada, y otro estudio Barkdoll et al. (1977) mostró que una partícula de tamaño de $246 \mu\text{m}$ podía ser suspendida por masas de aire con velocidades superiores a $8,05 \text{ km/h}$.

Tabla 3.- P10, P50, y P90 para las muestras recolectadas en las ciudades de Torrelavega y Soacha.

Zona	Lugar	Tipo de carga	Percentil (diámetro en μm)		
			P ₁₀	P ₅₀	P ₉₀
Torrelavega					
(1)	Calzada	CT ^a	50	268	1.451
(2)	Calzada	CT	53	280	1.466
Soacha					
(1)	Calzada	CT	66	318	1.525
(2)	Calzada	CT	59	291	1.445

^a: CT: carga total; ^b: CL: carga libre; ^c: CF: carga fija

3.2. Concentración de metales pesados asociada con el sedimento vial

En las calzadas de la ciudad de Torrelavega la fracción más fina del sedimento recolectado presentó las mayores concentraciones metálicas (*i.e.* $< 63 \mu\text{m}$). Excepto para Cu, donde la máxima concentración se presentó en la fracción comprendida entre 250-500 μm (ver tabla 4). Igualmente, en las calzadas de la ciudad de Soacha se observó una tendencia similar: se presentaron mayores concentraciones metálicas en la fracción de tamaño inferior a 63 μm . A partir de lo anterior, los resultados sugirieron que el aumento en la concentración de algunas fracciones de tamaño (p.ej., entre 250-500 μm) se debió a la presencia de partículas finas, las cuales se encontraban adheridas a la superficie de las fracciones de mayor tamaño y fueron difícilmente cuantificables por medio del método de tamizado en seco. Finalmente, la concentración de los metales pesados tendió a disminuir a medida que aumentó el diámetro de la partícula.

Como es sabido, el sistema de muestreo de aspirado y barrido en seco implementado en la ciudad Torrelavega permitió diferenciar dos tipos de carga (*i.e.* CL y CF). Al comparar CF con CL, se observó que el 72% de las concentraciones para todos los metales pesados eran mayores para CF (*i.e.* entre 63-2.000 μm): 83% y 61% para las Zonas 1 y 2, respectivamente. Las concentraciones fueron en promedio 1,6 y 1,3 veces mayores en las Zonas 1 y 2, respectivamente. Sin embargo, la fracción de tamaño inferior a 63 μm presentó un comportamiento diferente; sólo el 33% de las concentraciones fueron mayores en CF. Los resultados sugirieron para la fracción de tamaño mayor a 63 μm , que la carga más fuertemente adherida (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. El comportamiento opuesto de la fracción de tamaño inferior a 63 μm probablemente se debió a que las fuentes de contaminación presentaron tamaños de partícula menores, haciendo que la concentración en esta fracción fuera ligeramente mayor para CL.

Para CL y CF de las calzadas de la ciudad Torrelavega, la prueba t de Student emparejada mostró que existían diferencias significativas en la concentración entre las diferentes fracciones analizadas para cada metal pesado. Las relaciones en la concentración entre fracciones de tamaño para CF fueron menores para todos los metales pesados en comparación con los de CL; las relaciones fueron en promedio 1,9 y 1,8 veces menores para las Zonas 1 y 2, respectivamente. Los resultados sugirieron en el presente estudio, que existió relación entre el tiempo de permanencia del sedimento sobre la superficie de la calzada y la concentración metálica. Es decir, a mayor tiempo de permanencia del

sedimento (CF) menor diferencia en la concentración entre fracciones de tamaño del mismo metal pesado.

En la ciudad de Torrelavega la Zona 2 presentó las mayores concentraciones de metales pesados (CT). En promedio, el 68,6% de las concentraciones de la Zona 2 fueron mayores o iguales que las determinadas en la Zona 1 con respecto al valor medio de concentración para cada fracción de tamaño (ver tabla 4). Las concentraciones metálicas de la Zona 2 fueron en promedio 1,14 veces mayores que las concentraciones de la Zona 1. En el presente estudio, los resultados sugirieron que la zona con mayor uso de la línea de aparcamiento presentó las mayores concentraciones de Pb, Zn y Cu, 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.

Tabla 4.- Concentración de metales pesados (CT) con un 95% de intervalo de confianza.

		Fracción de tamaño (µm)						
		< 63	63-125	125-250	250-500	500-1.000	1.000-2.000	2.000-2.800
Torrelavega								
Pb^a	1 ^b	328±50 ^c	254±47	246±57	261±59	199±61	149±33	127±47
	2	371±55	305±48	299±50	333±54	221±39	158±37	107±25
Zn	1	604±35	392±25	309±33	255±33	126±21	80±11	29±10
	2	655±50	406±25	309±27	281±44	152±36	86±14	39±12
Cu	1	110±14	86±12	90±15	122±36	46±9	35±6	23±8
	2	137±18	96±11	117±16	160±37	47±10	36±8	24±7
Soacha								
Pb	1	99±26	79±21	74±19	81±21	56±15	44±11	32±8
	2	258±36	199±28	193±27	202±28	145±20	104±15	78±11
Zn	1	137±19	86±12	65±9	57±8	29±4	18±3	7±2
	2	157±13	98±8	74±6	62±5	36±3	20±2	9±1
Cu	1	46±11	39±9	38±9	33±8	17±4	12±3	10±2
	2	67±15	50±11	54±12	52±11	23±5	19±4	10±2

^a: metal pesado; ^b: zona de estudio; ^c: concentración en mg/kg de materia seca

Al comparar las dos zonas de estudio en la ciudad de Soacha, la Zona 2 tendió a presentar las mayores concentraciones de elementos metálicos (i.e., para Pb, Zn, Cu y Ba). En promedio, el 82,9% de las concentraciones de la Zona 2 fueron mayores o iguales que las determinadas en la Zona 1, con respecto al valor medio de concentración para cada fracción de tamaño (ver tabla 4). Las concentraciones metálicas de la Zona 2 fueron en promedio 1,71 veces mayores que las concentraciones de la Zona 1. Los resultados sugirieron, que la diferencia en la densidad de tráfico probablemente influyó en la concentración de elementos metálicos asociados con el sedimento depositado sobre las superficies viales (Zona 1: 2.750 vehículos/día; Zona 2: 40.100 vehículos/día).

Al comparar las concentraciones metálicas de las ciudades de Torrelavega y Soacha, se observó que las mayores concentraciones de elementos metálicos se presentaron en la ciudad de Torrelavega. Las concentraciones de Pb, Zn, Cu y Cd fueron en promedio 2,06, 4,35, 2,38 y 47,3 veces mayores, respectivamente (ver tabla 4). Los resultados sugirieron que las superficies viales con líneas de aparcamiento permanente presentaron mayores concentraciones de elementos metálicos en comparación con las vías que carecieron de estos espacios, a pesar de haber registrado una menor densidad de tráfico (ver tablas 1 y 2).

Para la fracción de tamaño inferior a 250 μm se realizó un análisis de correlación entre todos los metales pesados con el objeto de profundizar en la afinidad del origen. En las calzadas de la ciudad de Torrelavega existió una correlación positiva de Pb con Zn, Cu y Cd; y de Zn con Cu y Cr. Por otro lado, en la ciudad de Soacha se evaluó la correlación para cada zona de estudio (*i.e.*, Zonas 1 y 2) puesto que las áreas de muestreo no fueron contiguas como en el caso de la ciudad de Torrelavega. Los resultados mostraron que existió una correlación positiva entre Pb, Zn, Cu y Ba. Por lo tanto, la magnitud de los coeficientes de correlación lineal (*i.e.*, entre 0.50-0.85) dio evidencia de relaciones positivas entre medias y considerables, sugiriendo que el origen probablemente fue el mismo para cada par de metales pesados. A partir de lo anterior, los resultados sugirieron que las principales fuentes para el primer grupo de metales pesados (*i.e.* Pb, Zn y Cu) fueron las partículas desprendidas por el uso de las pastillas de los frenos y de las llantas (caucho), y las fugas de aceite. A este primer grupo se le añadirían Cr, Ba y Cd por el uso de las pastillas de los frenos.

Finalmente, la concentración de los elementos metálicos asociados con el sedimento vial de las ciudades de Torrelavega y Soacha fue comparada con la legislación establecida para la protección de la salud humana según el uso del suelo (*i.e.* urbano) (ver tabla 5). Como se pudo observar para las zonas de investigación en la ciudad de Torrelavega (España), Pb y Cd superaron los límites establecidos por las tres normatividades de referencia. Por otro lado, Zn y Cu superaron el límite establecido por el gobierno canadiense. En el caso de las zonas de investigación en la ciudad de Soacha, los resultados mostraron que la concentración metálica de Pb superó el límite establecido por la administración de Cataluña (España).

Tabla 5.- Concentración metálica versus normatividad de referencia (intervalo de confianza: 95%).

Metal	Concentración (mg/kg de materia seca)		Cataluña, España (2006) ^a	País Vasco, España (2005) ^b	Canadá (1997) ^c
	Torrelavega Fracción < 250 μm	Soacha Fracción < 250 μm			
Pb	299±52	134±23	60	150	140
Zn	433±33	70±8	650	-	200
Cu	97±15	46±11	310	-	63
Cd	26±7	0,50±0,2	5,5	8	10

^a: suelo urbano; ^b: suelo urbano; ^c: suelo residencial y zonas verdes

4. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos sugieren que el sedimento con un mayor tiempo de residencia sobre la superficie vial está más expuesto a la trituración generada por el tráfico; de esta manera tiende a presentar una granulometría más fina, y probablemente una mayor susceptibilidad a la suspensión inducida por el viento y la turbulencia del tráfico. Asociado con lo anterior, los resultados muestran que la fracción de tamaño inferior a 63 μm tiende a presentar las mayores concentraciones de metales y que la concentración aumenta exponencialmente con la disminución en la fracción de tamaño del sedimento vial. Adicionalmente, los resultados sugieren que las fuentes de los metales pesados están probablemente asociadas con tamaños de partícula inferiores a 63 μm . En promedio para las ciudades de Torrelavega y Soacha el 10% de las partículas del sedimento vial fueron inferiores a 52 y 63 μm , respectivamente.

Con respecto a la variación temporal de la concentración metálica, los resultados sugieren que la carga más fuertemente adherida a la superficie (*i.e.* CF) permanece por más tiempo sobre la vía y por lo tanto está más expuesta a las diferentes fuentes de contaminación: a mayor tiempo de residencia del sedimento sobre la superficie, mayores concentraciones metálicas asociadas y menor diferencia en la concentración entre fracciones de tamaño. Es decir, probablemente existe una tendencia hacia la saturación del sedimento vial.

Con respecto a la variación espacial de la concentración de los metales pesados, los resultados sugieren en el presente estudio que las zonas con una mayor densidad de tráfico tienden a presentar las mayores concentraciones. Por otro lado, las calzadas con un mayor uso como línea de aparcamiento tienden a presentar las mayores concentraciones de metales pesados, a pesar de registrar una menor densidad de tráfico.

Los resultados muestran en las ciudades de Torrelavega (España) y Soacha (Colombia) que Pb y Cd, y Pb superan los límites establecidos por la legislación utilizada como de referencia, respectivamente. Con respecto a la fracción de tamaño que asocia las mayores concentraciones metálicas (*i.e.*, $< 63 \mu\text{m}$) y la más cercana a la fracción potencialmente respirable (*i.e.*, $\leq 10 \mu\text{m}$), los resultados muestran en promedio para la ciudad de Torrelavega que la concentración de Pb excede en 11,7 veces el límite establecido por la legislación de referencia más exigente (*i.e.*, Cataluña, España). Por otro lado en la ciudad de Soacha (Colombia), los resultados muestran en promedio para las zona 1 (Hospital Mario Gaitán Yanguas) y 2 (Autopista Sur) que las concentraciones de Pb exceden en 1,7 y 4,3 veces el límite establecido por la legislación de referencia más exigente, respectivamente.

REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA

- BALL, J.; JENKS, R.; AUBOURG, D. (1988). "An assessment of the availability of pollutant constituents on road surfaces". *Sci. Total Environ*, 209, 243-254. DOI: [10.1016/S0048-9697\(98\)80115-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)80115-0)
- BANNERMAN, R. T.; OWENS, D. W.; DODDS, R. B.; HORNEWER, N. J. "Sources of pollutants in Wisconsin stormwater". *Water Science and Technology*. 1993, vol. 28, núms. 3-5, pp. 241-259. DOI: [10.2166/wst.1993.0426](https://doi.org/10.2166/wst.1993.0426)
- BARKDOLL, M. P.; OVERTON, D. E.; BETSON, R.P. Some effects of dustfall on urban stormwater quality. *Water Pollution Control. Control Fed.* 1977, vol. 49, núm. 9, pp. 1976-84. [Google Scholar](#)
- BARRETT, M.; ZUDER, R.; COLLINS, E.; MALINA, J.; CHARBENEAU, R.; WARD, G. (1995). "A review and evaluation of the literature pertaining to the quality and control of pollution from highway runoff and Construction". 2nd ed, Ed. Centre for Research in Water Resources, Austin, USA, 9-13.
- BIAN, B. AND ZHU, W., (2009). "Particle size distribution and pollutants in road-deposited sediments in different areas of Zhenjiang, China". *Environmental Geochemistry and Health*, 31 (4), 511-520. DOI: [10.1007/s10653-008-9203-8](https://doi.org/10.1007/s10653-008-9203-8)
- BIRCH, G.; SCOLLEN, A. (2003). "Heavy metals in road dust, gully pots and parkland soils in a highly urbanized sub-catchment of Port Jackson, Australia". *Aust. J. Soil Res*, 41, 1329-1342. DOI: [10.1071/SR02147](https://doi.org/10.1071/SR02147)
- CCME. Recommended Canadian soil quality guidelines. 1st ed. Ed. Canadian Council of Ministers of the Environment. Winnipeg, Canada. 1997, pp. 23-141. https://esdat.net/Environmental_Standards.aspx
- CONSTANTINI, S.; DEMETRA, V. (2005). "Size distribution of airborne particulate matter and associated heavy metals in the roadside environment". *Chemosphere*. 59, 1197-1206. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2004.11.061](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.11.061)
- DELETIC, A. AND ORR, D.W. (2005). "Pollution buildup on road surfaces". *Journal of Environmental Engineering*, 131 (1), 49-59. DOI: [10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2005\)131:1\(49\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2005)131:1(49))
- DRAPPER, D.; TOMLINSON, R.; WILLIAMS, P. (2000). "Pollutant concentrations in road runoff: Southeast Queensland case study". *J. Environ. Eng*, 126, 313-319. DOI: [10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2000\)126:4\(313\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2000)126:4(313))
- DUNCAN, H. (1999). "Urban storm water quality: a statistical overview". 1st ed. Ed. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, Melbourne, Australia, 31-55.
- ELLIS, J.B. AND REVITT, D.M. (1982). "Incidence of heavy metals in street surface sediments: Solubility and grain size studies". *Water, Air, and Soil Pollution*, 17 (1), 87-100. DOI: [10.1007/BF00164094](https://doi.org/10.1007/BF00164094)
- ESSUMANG, D.; DODOO, D.; OBIRI, S.; ODURO, A. (2006). "Analysis of vehicular fallouts from traffic in the Kumasi Metropolis, Ghana". *Bull. Chem. Soc. Ethiop*, 20, 9-15. DOI: [10.4314/bcse.v20i1.21139](https://doi.org/10.4314/bcse.v20i1.21139)
- EUSKO LEGEBILTZARRA. (2005). Ley 1/2005: "Prevención de la contaminación del suelo del País Vasco". 1st ed. Ed. Boletín Oficial del País Vasco. Bilbao, España, 2124-2126.
- FREUD, A.; JOHNSON, C. (1980). "Comparison and relationships of stormwater quality and basin characteristics: Madison, Wisconsin". M. Meadows, R. De Vore (editors). USW 1980: Proceeding of the International Symposium on Urban Storm Runoff. 1st ed. Ed. ASCE. Washington, USA, 143-156.
- GENCAT. Generalitat de Catalunya. "Niveles genéricos de referencia (NGR), valores de los NGR para metales y metaloides y protección de la salud humana aplicables a Cataluña". 1st ed. Ed. Agencia de Residuos de Cataluña. Barcelona, España. 2006, pp. 1-2. http://residus.gencat.cat/es/ambits_dactuacio/sols_contaminats/nivells_generics_de_referencia_ngr
- HERNGREN, L.; GOONETILLEKE, A.; AYOKO, G. A. (2006). "Analysis of heavy metals in road-deposited sediments". *Anal. Chim. Acta*, 571, 270-278. DOI: [10.1016/j.aca.2006.04.064](https://doi.org/10.1016/j.aca.2006.04.064)

- ISO. (2000). "Standards Handbook". 1st ed. Ed. International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland, 1-112.
- KOBRIGER, N.K.; GEINOPOLOS, A. (1984). "Sources and migration of runoff pollutants". Report No.: FHWA-RD-84-059. Contract No.: DOT-FH-11-9357. Federal Highway Administration, Office of Research and Development. Ed. U.S. Department of Transportation. Washington D.C., 45-89.
- MANGANI, G., BERLONI, A., BELLUCCI, F., TATÀNO, F. AND MAIONE, M. (2005). "Evaluation of the pollutant content in road runoff first flush waters". *Water, Air, and Soil Pollution*, 160 (1-4), 213-228. DOI: [10.1007/s11270-005-2887-9](https://doi.org/10.1007/s11270-005-2887-9)
- MCKENZIE, D.; IRWIN, G. (1983). "Water-quality assessment of stormwater runoff from a heavily used urban highway bridge in Miami, Florida". 1st ed. Ed. U.S. Geological Survey, California, USA, 37-38. DOI: [10.3133/wri834153](https://doi.org/10.3133/wri834153)
- PETERSON, F.; BATLEY, G. (1992). "Road runoff and its impact on the aquatic environment: a review". 1st ed. Ed. CSIRO, New South Wales, Australia, 29-34.
- SANSALONE, J.; BUCHBERGER, S. (1997). "Characterization of solid and metal element distributions in urban highway stormwater". *Water Sci. Technol*, 36, 155-160. DOI: [10.1016/S0273-1223\(97\)00605-7](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00605-7)
- SANSALONE, J.; BUCHBERGER, S. (1997). "Characterization of solid and metal element distributions in urban highway stormwater". *Water Sci. Technol*, 36, 8-9. DOI: [10.1016/S0273-1223\(97\)00605-7](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00605-7)
- SHAHEEN, D. (1975). "Contributions of urban roadway usage to water pollution". Report No.: EPA600/2-75-004. Contract No.: 68010197. Municipal Pollution Control Division, Office of Research and Development. Ed. U.S. Environmental Protection Agency. Washington D.C., 69-74. **¡Error! Referencia de hipervínculo no válida.**
- VIKLANDER, M. (1998). "Particle size distribution and metal content in street sediments". *Journal of Environmental Engineering*, 124, 761-6. DOI: [10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1998\)124:8\(761\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1998)124:8(761))
- ZAFRA, C.; TEMPRANO, J.; TEJERO, I. (2011). "Heavy metal concentration and distribution (Pb, Zn, Cu, Cd and Cr) in urban road sediments". *Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia*, 58, 53-62.



C5.3

Relación entre intensidad de tráfico y contenido de metales pesados en sedimentos viales: Caso de estudio en Bogotá (Colombia)

Carlos Alfonso Zafra Mejía
Cesar Augusto García Ubaque
Juan Carlos Alarcon Hincapié

RESUMEN

Objetivo: Analizar la relación entre intensidad de tráfico y contenido de metales pesados en el sedimento acumulado en tiempo seco sobre corredores viales de la ciudad de Bogotá (Colombia). Métodos: La concentración de metales pesados (Pb, Zn y Cu) se determinó mediante espectrometría de absorción atómica con llama. Se desarrollaron modelos lineales de intensidad de tráfico contra concentraciones de metales en el sedimento vial. Resultados: Los estudios sugieren la fracción de tamaño $<250 \mu\text{m}$ del sedimento vial como representativa para analizar la relación entre intensidad de tráfico y concentración de metales. Se sugiere al Pb como el metal de mayor atención desde el punto de vista de la salud pública en corredores viales de la ciudad. Se proponen los siguientes TPD límites para la toma de decisiones de control para Pb en vías de Bogotá: límite inferior por contaminación = 4.850 vehículos/día, y límite superior por contaminación = 11.300 vehículos/día.

Palabras Clave: intensidad de tráfico, metal pesado, salud pública, sedimento vial.

1. INTRODUCCIÓN

Con el rápido crecimiento de las áreas urbanas, la densidad de vehículos utilizados para el transporte de pasajeros y bienes de consumo ha aumentado significativamente (Loganathan et al., 2013). El tráfico vehicular en áreas urbanas es una de las mayores fuentes de contaminación del suelo (p.ej., de metales pesados). El suelo de áreas cercanas a las vías es un sumidero importante de contaminación procedente de los vehículos, que podría entrar fácilmente en contacto con los peatones y residentes de zonas aledañas por suspensión o contacto directo (Chen et al., 2010). A partir de lo anterior, un entendimiento profundo de los contaminantes generados desde el tráfico es relevante debido a sus efectos nocivos sobre la salud pública. Enfermedades respiratorias como el asma y cáncer de pulmón están asociadas con el tráfico intenso de áreas urbanas (Lim et al., 2005). Los sedimentos viales son un medio potencialmente tóxico puesto que contienen metales pesados e hidrocarburos, originados desde una gran variedad de fuentes de contaminación difusa que incluyen la deposición atmosférica seca y húmeda (lluvia), escapes de vehículos, desgaste del pavimento y vehículos (p.ej., pastillas de frenos, desgaste de llantas y fugas de aceite), accidentes, abrasión de materiales de construcción y erosión del suelo (Kim y Sansalone, 2008). El sedimento vial se ha utilizado frecuentemente como un indicador de contaminación por metales pesados en ambientes urbanos (Duong y Lee, 2011). El objetivo de este artículo es presentar un análisis de la relación entre la intensidad de tráfico y el contenido de metales pesados del sedimento acumulado en tiempo seco sobre seis corredores viales de la ciudad de Bogotá. Se desarrollarán modelos para pronosticar y evaluar el grado de contaminación de las superficies viales de Bogotá con respecto a legislación internacional para la protección de la salud humana. Se compararán las concentraciones locales de metales pesados con las reportadas a nivel internacional. Este estudio se fundamenta en los tres metales pesados más reportados por las investigaciones sobre sedimentos viales: Pb, Zn y Cu (Eriksson et al., 2007).

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Lugares de investigación: Se localizaron sobre superficies viales de las localidades de Fontibón (A1), Barrios Unidos (A2), Kennedy (A3), Puente Aranda (A4), Autopista Sur (A5) y Soacha (A6) en la ciudad de Bogotá, en el centro de Colombia (Tabla 1). Adicionalmente, se utilizaron nueve superficies viales con intensidades de tráfico entre 4.200 y 187.600 vehículos/día para los pronósticos de la concentración de metales pesados en la ciudad. Recolección del sedimento vial: Las muestras se tomaron en tiempo seco, a un costado del bordillo (0,50 m), a la misma hora y durante un período de un año (08/05/2010-08/05/2011) para A1, A2, A3 y A4, y durante 127 días (07/01/2010-14/05/2010) para A5 y A6. La frecuencia promedio de muestreo fue de 10 días y 3 días, respectivamente. La superficie de muestreo tuvo un área de 0,49 m² (0,70 m x 0,70 m). Las dimensiones del área de recolección del sedimento se garantizaron colocando sobre la superficie un marco de madera. Para la recolección del sedimento se utilizó una escobilla de fibras plásticas y un recogedor de mano. La cantidad de muestras recolectadas por cada zona de investigación fue de 36 para A1, A2, A3 y A4, y 43 muestras para A5 y A6; para un total de 230 muestras. Concentración de metales

pesados: La concentración de metales pesados (Pb, Zn y Cu) asociados con el sedimento vial se determinó por medio de espectrometría de absorción atómica con llama (ISO-11047) (ISO, 2000). Las muestras de sedimento vial fueron previamente digeridas en una mezcla de ácido clorhídrico y ácido nítrico (3:1, agua regia), método ISO-11466 (ISO, 2000). Análisis estadístico: Para identificar la posible relación entre las variables de la matriz mundial desarrollada para intensidad de tráfico y contenido de metales pesados en el sedimento vial, se aplicó un análisis clúster mediante el programa informático SPSS® versión 22.0. Finalmente, se utilizaron estadísticos descriptivos, r-Pearson y regresión lineal para profundizar el análisis entre variables.

Tabla 1.- Características de las superficies viales en estudio.

Característica	Fontibón A1	Barrios unidos A2	Kennedy A3	Puente Aranda A4	Autopista Sur A5	Soacha A6
Coordenadas	04°40'09"N 74°08'33"O	4°39'36"N 74° 4'42"O	04°35'45"N 74°08'48"O	04°37'49"N 74°07'06"O	4°33'04"N 74°14'22"O	4°35'05"N 74°13'12"O
Densidad poblacional (habitantes/ha)	600	600	480	160	< 25	600
Uso del suelo	I-R	R	R-I	I-C	I-RU	R
Tráfico promedio diario (Vehículos/día)	650	1.600	12.300	13.500	40.100	2.750
Velocidad promedio (km/h)	20	20	50	40	70	20
Composición del tráfico (%) A1/A2/A3/A4/A5/A6	Carros: 93/81/77/83/62/65; camiones ligeros: 5/16/4/3/7/0; camiones sin remolque: 1/1/2/2/5/0; camiones con remolque: 0/0/0/1/7/0; buses: 1/2/17/11/10/35					

Nota. R-residencial, I-industrial, C-comercial, RU-rural

3. RESULTADOS

Los resultados en la ciudad de Bogotá mostraron que existió una correlación positiva de media a considerable entre las concentraciones de Zn y Cu asociadas con el sedimento vial en tiempo seco ($r = 0,67$). En promedio, a nivel internacional la correlación entre estos dos metales fue similar (r -Pearson = $0,63$). Por lo tanto, los resultados sugirieron la existencia de una fuente común o dominante para estos metales pesados en el ambiente vial; probablemente el tráfico vehicular. Con respecto al Pb, se observaron correlaciones positivas entre débiles y medias en la ciudad de Bogotá (r -Pearson, Pb-Cu = $0,26$; Pb-Zn = $0,50$) y a nivel internacional (r -Pearson: Pb-Cu = $0,16$; Pb-Zn = $0,38$). Esto sugirió la existencia de diversas fuentes de contaminación para Pb en el ambiente vial; por ejemplo, escapes de vehículos, pintura vial, desgaste del pavimento, accidentes de tráfico, mobiliario urbano o emisiones industriales. Los resultados evidenciaron que las concentraciones asociadas con el sedimento vial tuvieron la siguiente secuencia en Bogotá: Zn (mediana: 136 mg/kg) > Cu (81 mg/kg) > Pb (72 mg/kg). A nivel internacional la secuencia fue la siguiente: Zn (mediana: 358 mg/kg), Pb (251 mg/kg) y Cu (177 mg/kg). Por lo tanto, se sugirió al Zn como el metal pesado más abundante en los sedimentos viales en Bogotá y a nivel internacional. A nivel internacional se observó la existencia de una correlación lineal positiva de débil a media entre la intensidad de tráfico (TPD: vehículos/día) y las concentraciones (mg/kg de materia seca) de Pb (r -Pearson = $0,48$; $p = 0,029$; $gl = 16$; $Pb = 0,0084 * TPD + 246$). Para el Cu, los resultados mostraron una correlación lineal de media a fuerte (r -Pearson = $0,73$; $p < 0,01$; $gl = 17$; $Cu = 0,0040 * TPD + 128$). Por lo tanto, los resultados sugirieron que la relación entre intensidad de

tráfico y las concentraciones de Pb y Cu en sedimentos viales fueron más evidentes para la fracción de tamaño inferior a 250 μm . Posiblemente, las partículas emitidas por las fuentes de Pb y Cu estuvieron asociadas con tamaños inferiores a 250 μm . La Figura 1 presenta los modelos lineales obtenidos para Pb y Cu integrando los registros de la ciudad de Bogotá con los reportados a nivel internacional. Se probaron también modelos de tipo geométrico y logarítmico, no obstante, el modelo lineal presentó un mejor ajuste ($r \geq 0,50$). Los resultados mostraron que las concentraciones de Pb y Cu asociadas con el sedimento de la vía de máximo TPD (Av. Boyacá entre Av. 1° de Mayo y Calle 13) podrían alcanzar magnitudes de hasta 1.938 y 827 mg/kg, respectivamente. Las magnitudes máximas reportadas a nivel internacional fueron de 2.296 y 771 mg/kg para Pb y Cu, respectivamente (TPD entre 96.000-120.000 vehículos/día). Al realizar un análisis comparativo de los pronósticos con la legislación internacional de referencia (inhalación, ingestión y contacto dérmico con suelo contaminado) (Generalitat de Catalunya, 2006; Eusko-Legebiltzarra, 2005; Canadian Council, 1997), se observó en promedio que todas las vías seleccionadas en Bogotá superaron el límite más flexible para Pb (Canadá, Pb = 140 mg/kg). Los TPD de todas las vías en evaluación fueron superiores a 4.200 vehículos/día. Por el contrario, solo tres superficies viales de las nueve seleccionadas superaron el límite más flexible para Cu (Cataluña-España, Cu = 310 mg/kg). Las vías que superaron este límite tuvieron un TPD superior a 55.200 vehículos/día. Los resultados sugirieron que Pb fue el metal más crítico con respecto a TPD de las vías en estudio. Es decir, se tendieron a superar los límites legislativos establecidos para Pb con un TPD más bajo, en comparación con el Cu.

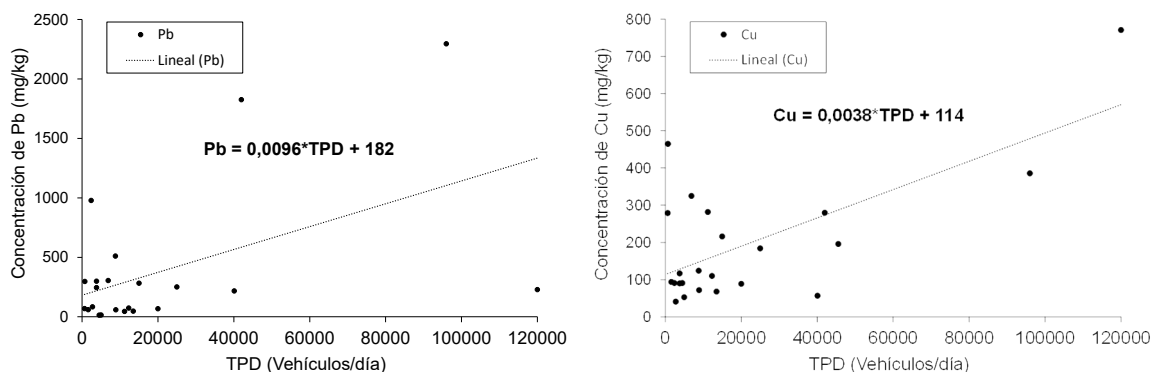


Figura 1.- Modelos lineales para concentraciones de Pb y Cu, e intensidad de tráfico (TPD). Integración entre datos internacionales y registros en Bogotá (Colombia). Modelo lineal para Pb (r -Pearson = 0,50; $p = 0,017$; $gl = 22$); modelo lineal para Cu (r -Pearson = 0,68; $p < 0,01$; $gl = 23$)

4. CONCLUSIONES

Los pronósticos de las concentraciones de Pb sugieren que las nueve vías seleccionadas en Bogotá superan el límite legislativo más flexible de contaminación (Canadá, Pb = 140 mg/kg). En el caso del Cu, los pronósticos muestran que tres de las nueve vías seleccionadas superan el límite legislativo más flexible (Cataluña-España, Cu = 310 mg/kg). Las vías escogidas registran un TPD superior a 4.200 vehículos/día. Por lo tanto, los resultados sugieren al Pb como el metal pesado de mayor atención desde el punto de vista de la salud pública en los corredores viales de la ciudad de Bogotá. Los hallazgos de esta investigación se constituyen en un punto de referencia para el desarrollo e

implementación de estrategias para el control de la contaminación por metales pesados en corredores viales de áreas urbanas, teniendo como indicadores principales de salud pública la intensidad de tráfico y las concentraciones metálicas en el sedimento vial. Al respecto, se sugieren los siguientes TPD límites para la toma de decisiones de control para Pb en vías urbanas: límite inferior por contaminación = 4.850 vehículos/día y límite superior por contaminación = 11.300 vehículos/día.

REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA

- CCME. Recommended Canadian soil quality guidelines. 1st ed. Ed. Canadian Council of Ministers of the Environment. Winnipeg, Canada. 1997, pp. 23-141. https://esdat.net/Environmental_Standards.aspx
- CHEN, X.; XIA, X.; ZHAO, Y.; ZHANG, P. (2010). "Heavy metal concentrations in roadside soils and correlation with urban traffic in Beijing, China". *J. Hazard. Mater*;181(1-3):640-6. DOI: [10.1016/j.jhazmat.2010.05.060](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.05.060)
- DUONG, T.; LEE, B. (2011). "Determining contamination level of heavy metals in road dust from busy traffic areas with different characteristics". *J. Environ. Manage*;92(3):554-62. DOI: [10.1016/j.jenvman.2010.09.010](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.09.010)
- ERIKSSON, E.; BAUN, A.; SCHOLE, L.; LEDIN, A., AHLMAN, S.; REVITT, M.; NOUTSOPOULOS, C.; MIKKELSEN, P.S. (2007). "Selected stormwater priority pollutants - a European perspective". *Sci. Total Environ.*; 383(1-3):41-51. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2007.05.028](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.05.028)
- EUSKO-LEGE BILTZARRA. Ley 1/2005: Prevención de la contaminación del suelo del País Vasco. 1st ed. Ed. Boletín Oficial del País Vasco. Bilbao, España. 2005, pp. 2124-2126. <https://www.euskadi.eus/y22-bopv/es/bopv2/datos/2015/07/1502935a.pdf>
- GENCAT. Generalitat de Catalunya. "Niveles genéricos de referencia (NGR), valores de los NGR para metales y metaloides y protección de la salud humana aplicables a Cataluña". 1st ed. Ed. Agencia de Residuos de Cataluña. Barcelona, España. 2006, pp. 1-2. http://residus.gencat.cat/es/ambits_dactuacio/sols_contaminats/nivells_generics_de_referencia_ngr
- ISO (2000). "Standards Handbook". International Organization for Standardization. 1st Edition. Geneva, Switzerland: ISO Press.
- KIM, J.; SANSALONE, J.J. (2008). "Event-based size distributions of particulate matter transported during urban rainfall-runoff events". *Water Res.*; 42(10-11):2756-68. DOI: [10.1016/j.watres.2008.02.005](https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.02.005)
- LIM, M.C.H.; AYOKO, G.A.; MORAWSKA, L. (2005). "Characterization of elemental and polycyclic aromatic hydrocarbon compositions of urban air in Brisbane". *Atmos. Environ*; 39(3):463-76. DOI: [10.1016/j.atmosenv.2004.09.050](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.09.050)
- LOGANATHAN, P., VIGNESWARAN, S.; KANDASAMY, J. (2013). "Road-deposited sediment pollutants: A critical review of their characteristics, source apportionment, and management". *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 43(13), 1315-1348. DOI: [10.1080/10643389.2011.644222](https://doi.org/10.1080/10643389.2011.644222)

Abreviaturas y acrónimos

AAA	Código del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente
ARM	Código del Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino
ASCE	American Society of Civil Engineers (Sociedad Estadounidense de Ingenieros Civiles)
BIDEGI ...	Agencia Gipuzkoana de Infraestructuras
BMP	Best Management Practices (mejores prácticas de gestión)
CALTRANS	California Department of Transportation (Departamento de Transporte de California)
CAR	Corporación Autónoma Regional
CCME	Canadian Council of Ministers of the Environment (Consejo Canadiense de Ministros del Medio Ambiente)
CDEP	Connecticut Department of Environmental Protection
CE	Consejo de la Unión Europea (junto al Parlamento Europeo, es la institución que adopta la legislación de la Unión Europea)
CEDEX ...	Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (España)
CF	Coliformes fecales
CF	Carga fija (de sedimento vial)
CIITEC	Centro de Investigación e Innovación Tecnológica
CIS FERROL	Centro de Innovación e Servicios (Xunta de Galicia)
CL	Carga libre (de sedimento vial)
CMAX	Concentraciones máximas
CMS	Concentraciones medias de suceso
COD	Chemical oxygen demand (DQO)
COT	Carbono orgánico total
COV	Compuestos orgánicos volátiles
CSO	Combined Sewer Overflow (RAU)
CT	Coliformes totales
CT	Carga total (de sedimento vial)
D.C.	Distrito Capital
DMA	Directiva Marco del Agua
DOG	Diario oficial de Galicia
DQO	Demanda química de oxígeno
DTSP	Duración del tiempo seco precedente a cada suceso
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (Asociación Alemana de Agua, Aguas Residuales y Residuos)
e.g.	Exempli gratia (dado como ejemplo)
EDAR	Estación depuradora de aguas residuales
EE	Eficiencias de eliminación
EE.UU.	Estados Unidos de América
EPA	Environmental Protection Agency (Agencia de Protección Medioambiental de EE.UU.)
EPOSH	Empresa Pública de Obras y Servicios Hidráulicos (Xunta de Galicia)
ER	Ratio de eficiencia
et al.	et alii (y otros)
Euskalmet	Euskal Meteorologia Agentzia (servicio vasco de meteorología)
GEAMA ...	Grupo de Investigación de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente
GENCAT ..	Generalitat de Catalunya
GIIAUD ...	Grupo de Investigación en Ingeniería Ambiental de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas
gl	Grados de libertad asociados a cada coeficiente de correlación
GPRS	General Packet Radio Service (servicio general de paquetes vía radio)
HAP	Hidrocarburos aromáticos policíclicos
HCT	Hidrocarburos totales
h-e	Habitantes equivalentes
HPLC-FL ...	High pressure liquid chromatography-fluorescence (detector de fluorescencia mediante cromatografía líquida de alta presión)
i.e.	In exempla (por ejemplo)
IC	Intervalo de confianza (en las gráficas de probabilidad)
IDEAM ...	Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Colombia)
IMD	Intensidad media diaria de tráfico, medida en vehículos/día
ISO	International Organization for Standardization (Organización Internacional de Normalización)
ITOHG ...	Instruccions Técnicas para Obras Hidráulicas en Galicia

ITOHG-SAN	Instruccions Técnicas para Obras Hidráulicas en Galicia. Sistemas de saneamiento	SPE	Solid Phase Extraction (extracción en fase sólida)
LID	Low Impact Development	SS	Sólidos en suspensión
LID	Low Impact Development (desarrollo de bajo impacto)	SST	Sólidos en suspensión totales
m.s.n.m. . .	Metros sobre el nivel del mar	SSV	Sólidos en suspensión volátiles
MES	Materia em suspensión	STORM . .	Storm and Sanitary Analysis (Autodesk)
MOUSE . .	MOdel for Urban SEwers (Modelo para alcantarillado urbano), desarrollado por el DHI (Danish Hydraulic Institute)	SUDS	Sustainable Drainage Systems
MP	Metales pesados	SV	Sedimentos viales
MPC	Mejores prácticas de control (TDUS)	SWMM . . .	Stormwater management model
MTD	Mejores técnicas disponibles	TAPE	Technology Assessment Protocol - Ecology
N	Nitrógeno	TDS	Total dissolved solids (SST)
N tot	Nitrógeno total	TDSEA . . .	Técnicas de drenaje sostenible de escorrentías de autopistas
NCHRP . . .	National Cooperative Highway Research Program	TDUS	Técnicas de drenaje urbano sostenible
NGR	Niveles genéricos de referencia	TLW	Porcentaje de la contribución por unidad de área de la carga metálica lavada por escorrentía desde el RDS
OPS	Organización Panamericana de la Salud	TPD	Tránsito promedio diario
p.ej.	Por ejemplo	TRH	Tiempo de retención hidráulica
PCB	Policlorobifenilos o bifenilos policlorados	TSS	Total Suspended Solids (SST)
PT	Fósforo total	UE	Unión Europea
r	Coefficiente de correlación de Pearson	US-EPA . . .	Environmental Protection Agency (Agencia de Protección Medioambiental de EE.UU.)
R²	Coefficiente de determinación (estadístico)	UTE	Unión temporal de empresas
RAU	Reboses del Alcantarillado Unitario	v.g.	verbi gratia (verbigracia)
RDS	Road deposited sediments (sedimento depositado vial)	VPL	Volumen de primer lavado
RMCAB . . .	Red de Monitoreo de Calidad del Aire de Bogotá	WEF	Water Environment Federation (Federación del Medio Ambiente para el Agua)
S.L.	Sociedad limitada	WFD	Water Framework Directive (DMA)
SDV	Sólidos disueltos volátiles	WQF	Water quality flow (caudal de calidad del agua)
SÉTRA	Service d'études sur les transports, les routes et leurs aménagements (Servicio de estudios sobre transporte, carreteras y su desarrollo)	WQv	Water Quality volumen (volumen de calidad del agua)
SFAM	Sistema de filtración ascendente de membrana	WSUD	Water Sensitive Urban Desing (diseño urbano sensible al agua)
SHV	Separador hidrodinámico de vórtice		

Índice de capítulos

CAPITULO 1. ESTIMACIÓN/MONITOREO DE ESCORRENTÍAS Y SEDIMENTOS VIALES

C.1.1. CONTAMINACIÓN EN LAS ESCORRENTÍAS DE AUTOPISTAS Y VÍAS CON ALTA INTENSIDAD DE TRÁFICO	11
RESUMEN	2
1. INTRODUCCIÓN	2
1.1. Contaminación en las escorrentías de autopistas y vías con alta intensidad de tráfico	2
1.1.1. Fuentes de contaminación de la escorrentía de autopistas y carreteras	2
1.2. Técnicas de gestión y tratamiento de la escorrentía urbana	5
1.2.1. Las técnicas de drenaje urbano sostenible: objetivos y tipología	5
1.2.2. Rendimientos de TDUS	6
1.2.3. Las “Instrucciones Técnicas de Obras Hidráulicas de Galicia” y la gestión y tratamiento de las aguas de escorrentía de autopistas y vías con alta intensidad de tráfico	8
2. ANTECEDENTES Y OBJETIVOS	9
3. CARACTERÍSTICAS DE LA CUENCA Y DEL SISTEMA DE DRENAJE CARACTERIZADOS	11
3.1. Características del vial y de los enlaces	11
3.2. Características de la red de alcantarillado	12
3.3. Características climatológicas del área	12
3.4. El medio acuático receptor	14
3.5. Instalación de la sección de control	14
4. RESULTADOS OBTENIDOS	16
4.1. Caracterización hidráulica	16
4.2. Caracterización de los flujos contaminantes	17
5. ELABORACIÓN DEL MODELO DE SIMULACIÓN HIDRÁULICA DE LA RED	22
6. ANÁLISIS DE ALTERNATIVAS	23
7. PREDISEÑO DE LA UNIDAD DE TRATAMIENTO	24
7.1. Análisis de lluvias en diferentes años de interés	24
7.2. Análisis del volumen de TDSEA a partir del modelo de simulación hidráulico	25
7.3. Selección del volumen de la unidad de decantación-filtración	26
7.4. Dimensionamiento de la TDSEA	27
8. CONCLUSIONES	29
REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA	30
C.1.2. GESTIÓN DE LA ESCORRENTÍA PLUVIAL: ACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN EL SEDIMENTO DEPOSITADO SOBRE SUPERFICIES VIALES URBANAS	33
RESUMEN	33
1. INTRODUCCIÓN	34
2. MATERIALES Y MÉTODOS	34
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	35

ÍNDICE DE CAPÍTULOS

3.1. Uso del suelo (Q1).....	36
3.2. Precipitación (Q2).....	36
3.3. Granulometría y carga del sedimento vial (Q3)	37
3.4. Tráfico (Q3).....	38
4. CONCLUSIONES.....	39
REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA.....	41
C.1.3. EVALUACIÓN TEMPORAL DE LA CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS ASOCIADA CON EL SEDIMENTO DEPOSITADO SOBRE SUPERFICIES VIALES DE LA CIUDAD DE BOGOTÁ D.C. (COLOMBIA)	47
RESUMEN.....	47
1. INTRODUCCIÓN.....	48
2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	49
2.1. Descripción de los lugares de investigación	49
2.2. Sistema de muestreo	51
2.3. Análisis de laboratorio	51
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	52
3.1. Evaluación climática	52
3.2. Evaluación del sedimento vial.....	53
3.2.1. Carga de sedimento vial	53
3.2.2. Concentración de metales pesados	54
3.2.3. Evaluación legislativa	57
4. CONCLUSIONES.....	58
REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA.....	60
CAPITULO 2. CONTAMINACIÓN POR ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS VIALES	
C.2.1. ESTUDIO DE LOS FLUJOS DE CONTAMINACIÓN GENERADOS EN TIEMPO DE LLUVIA EN UNA CUENCA SEPARATIVA DEL NOROESTE DE ESPAÑA	65
RESUMEN	65
1. INTRODUCCIÓN	66
2. OBJETIVOS	67
3. METODOLOGÍA.....	67
4. RESULTADOS	69
4.1. Resultados.....	69
4.1.1. Resultados	69
5. CONCLUSIONES	73
REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA	75
C.2.2. PROGRAMA DE EVALUACIÓN Y MONITOREO DE LAS ESCORRENTÍAS PLUVIALES CONTAMINADAS DE UN TRAMO DEL SEGUNDO CINTURÓN DE DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN.....	77
RESUMEN	77
1. INTRODUCCIÓN	78
2. OBJETIVOS	80
3. CONTAMINANTES TÍPICOS EN AUTOPISTAS Y PROBLEMÁTICA	80

4. MARCO NORMATIVO	82
5. DESCRIPCIÓN DE LA CUENCA Y DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO DE LA ESCORRENTÍA.....	84
5.1. Descripción de la cuenca de aportación.....	84
5.2. Descripción del sistema de tratamiento	86
6. CAMPAÑA DE MONITORIZACIÓN	88
6.1. Objetivos.....	88
6.2. Secciones de control.....	89
6.3. Medición y registro de las precipitaciones.....	89
6.4. Toma de muestras y medida de parámetros en continuo	91
7. TRATAMIENTO Y PARAMETRIZACIÓN DE LOS DATOS DE CAMPO	93
8. RESULTADOS	97
8.1. Resultados principales de las medidas hidráulicas vinculadas a los sucesos muestreados	97
8.2. Valores de concentraciones medidos y calculados en los sucesos caracterizados.....	98
8.3. Determinación de rendimientos	100
9. DISCUSION DE RESULTADOS	102
REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA	108
C.2.3. EVALUACIÓN DE LA CARGA DE METALES PESADOS LAVADA POR ESCORRENTÍA DESDE EL SEDIMENTO VIAL URBANO: UN MODELO LINEAL DE LAVADO	111
RESUMEN	111
1. INTRODUCCIÓN	112
2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	113
2.1. Lugares de investigación.....	113
2.2. Sistema de muestreo	113
2.3. Análisis de laboratorio	114
2.4. Ecuación de lavado.....	114
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	116
3.1. Caracterización climática del RDS.....	116
3.2. Contenido metálico en el RDS	116
4. EVALUACIÓN DEL MODELO LINEAL	117
5. CONCLUSIONES	118
REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA	119

CAPITULO 3. TRATAMIENTO DE LA ESCORRENTÍA VIAL

C.3.1. EVALUACIÓN DE LOS RENDIMIENTOS DE ELIMINACIÓN DE CONTAMINACIÓN DE UNA INFRAESTRUCTURA DE TRATAMIENTO DE LA ESCORRENTÍA DE CARRETERAS MEDIANTE MEDICIÓN EN CONTINUO DE LA TURBIDEZ	123
RESUMEN	123
1. INTRODUCCIÓN	124
1.1. Resumen del estudio	124
2. MATERIALES Y MÉTODOS	126
2.1. Corrección de datos y cálculo de DQO y SST sintéticos.....	127
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	130
3.1. Rendimiento de la técnica SUDS	132

4. CONCLUSIONES	134
REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA	135

C.3.2. DIMENSIONAMIENTO DE UN FILTRO DE ARENA TIPO AUSTIN EN UNA AUTOPISTA EN EL NORTE DE ESPAÑA..... 139

RESUMEN	139
1. INTRODUCCIÓN	140
2. METODOLOGÍA DE CARACTERIZACIÓN DE LOS FLUJOS DE ESCORRENTÍA CONTAMINADOS	141
3. CRITERIOS GENERALES DE DISEÑO DEL VOLUMEN DE LA INFRAESTRUCTURA DE TRATAMIENTO	142
4. DIMENSIONAMIENTO DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO PARA UNA SUBCUENCA	143
5. ANÁLISIS DE LA EFICIENCIA DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO EN LA CUENCA COMPLETA DE FENE	145
6. CONCLUSIONES	148
REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA	149

CAPITULO 4. METALES PESADOS EN LA ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS VIALES

C.4.1. ANÁLISIS DE LA MOVILIZACIÓN DE METALES PESADOS EN FASE DISUELTA Y PARTICULADA EN ESCORRENTÍA DE AUTOPISTAS..... 151

RESUMEN.....	151
1. INTRODUCCIÓN.....	152
2. METODOLOGÍA	153
3. RESULTADOS.....	155
3.1. Valoraciones generales	156
3.2. Análisis de correlación de concentraciones de todas las muestras.....	157
3.3. Análisis de correlación de concentraciones de CMS de los sucesos medidos en San Valentín - Fene	159
4. CONCLUSIONES.....	160
REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA.....	161

C.4.2. METALES PESADOS EN SEDIMENTOS VIALES DE UNA MEGACIUDAD LATINOAMERICANA: UN PROBLEMA DE SALUD PÚBLICA..... 163

RESUMEN.....	163
1. INTRODUCCIÓN.....	164
2. OBJETIVOS	164
3. METODOLOGÍA.....	165
3.1. Descripción del hábitat de estudio	165
3.2. Sistema de recolección del sedimento vial	165
3.3. Análisis de laboratorio	166
4. RESULTADOS.....	166
4.1. Análisis comparativo con hábitats urbanos a nivel mundial.....	166
4.2. Concentraciones locales versus límites legislativos de referencia	167
4.3. Análisis climático para concentraciones de metales pesados	168
5. DISCUSIÓN.....	168
6. CONCLUSIONES.....	169
REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA.....	170

C.4.3. VARIABILIDAD CLIMÁTICA Y SU IMPACTO EN LA CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS ASOCIADOS AL SEDIMENTO VIAL: KENNEDY - PUENTE ARANDA (BÓGOTA D.C., COLOMBIA)	173
RESUMEN.....	173
1. INTRODUCCIÓN.....	174
2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	175
2.1. Descripción de los lugares de investigación	175
2.2. Sistemas de muestreo.....	177
2.3. Análisis de laboratorio	177
3. RESULTADOS.....	178
3.1. Caracterización climática del área de investigación	178
3.2. Análisis climático del sedimento.....	178
3.2.1. Carga del sedimento vial.....	178
3.2.2. Concentración de metales pesados en el sedimento vial	181
3.2.3. Evaluación normativa	184
4. DISCUSIÓN.....	185
REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA.....	187

CAPITULO 5. INFLUENCIA DEL TRÁFICO EN LA CONTAMINACIÓN POR ESCORRENTÍA VIAL

C.5.1. MÉTODOS DE ESTIMACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN DE LAS ESCORRENTÍAS DE AUTOPISTAS. ESTUDIO EN DOS CUENCAS PILOTO	191
RESUMEN	191
1. INTRODUCCIÓN	192
2. OBJETIVOS.....	193
3. METODOLOGÍA.....	193
3.1. Análisis de correlaciones	195
3.1.1. Matrices de correlación	195
3.1.2. Análisis de componentes principales, ACP.....	195
3.1.3. Análisis de regresión lineal.....	195
3.2. Análisis de datos	196
3.2.1. Gráficos de distribución de probabilidad acumulada	196
3.2.2. Gráficas “box-whisker” o diagramas de distribución de datos	196
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	197
4.1. Comparación con cuencas estudiadas en Gran Bretaña y en Europa.....	197
4.2. Caracterización y predicción de las CMS de los contaminantes en las escorrentías de carreteras en California	198
4.3. Cálculo de cargas contaminantes según la normativa francesa del Sétra (2006).....	199
4.4. Recomendaciones de la “Asociación Alemana de Aguas, Aguas Residuales y Residuos” (DWA) para el tratamiento de escorrentías.....	200
4.5. Tratamiento de escorrentías de carreteras en Inglaterra, recomendaciones del CIRIA	201
4.6. Estudio de correlaciones entre parámetros	202
REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA	206

C.5.2. ACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN EL SEDIMENTO DEPOSITADO SOBRE VÍAS URBANAS: EVALUACIÓN DE LA INFLUENCIA DEL TRÁFICO	209
RESUMEN	209
1. INTRODUCCIÓN	210
2. MATERIALES Y MÉTODOS	211
2.1. Descripción de los lugares de investigación	211
2.2. Sistema de muestreo	212
2.3. Análisis de laboratorio	213
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	213
3.1. Granulometría del sedimento vial.....	213
3.2. Concentración de metales pesados asociada con el sedimento vial.....	214
4. CONCLUSIONES	216
REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA	218
C.5.3. RELACIÓN ENTRE INTENSIDAD DE TRÁFICO Y CONTENIDO DE METALES PESADOS EN SEDIMENTOS VIALES: CASO DE ESTUDIO EN BOGOTÁ (COLOMBIA)	221
RESUMEN.....	221
1. INTRODUCCIÓN.....	222
2. MATERIALES Y MÉTODOS	222
3. RESULTADOS	223
4. CONCLUSIONES.....	224
REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA.....	226

Índice de figuras

CAPITULO 1. ESTIMACIÓN / MONITOREO DE ESCORRENTÍAS Y SEDIMENTOS VIALES

1. Contaminación en las escorrentías de autopistas y vías con alta intensidad de tráfico

Figura 1.- Vista general de la Avda. de las Pías y del enlace de San Valentín.....	10
Figura 2.- En verde se sombrea el área de aportación que es estrictamente un vial de cuatro carriles con alta intensidad de tráfico. Se trata del 32% del área la cuenca total, que también incluye la zona sombreada en azul.....	11
Figura 3.- Red de colectores de la cuenca piloto.	12
Figura 4.- Datos de precipitación total anual en las dos estaciones meteorológicas de referencia.	13
Figura 5.- Vista general de la Ría de Ferrol.	14
Figura 6.- Situación de la estación de control, en el borde de una glorieta.....	14
Figura 7.- Detalle del tomamuestras automático con la unidad de control y la bomba peristáltica de toma de muestras y disposición de las 24 botellas para la toma de muestras.	14
Figura 8.- Conducto de vertido hacia el mar.	16
Figura 9.- Fase de colocación de instrumentación en la sección de control.	16
Figura 10.- Aspecto de las muestras tomadas durante el Suceso 10.	19
Figura 11.- Comparación de concentraciones medias de suceso de DQO y de DQO soluble.....	19
Figura 12.- Gráfica de probabilidad acumulada.	20
Figura 13.- Gráfica box-plot.	20
Figura 14.- Numeración asignada a pozos de registro-nodos en los que es introducida la escorrentía de la superficie en la red de alcantarillado.....	22
Figura 15.- Ejemplo de hidrograma real e hidrograma simulado mediante el SWMM.	22
Figura 16.- Cuenca finalmente seleccionada para tratar las escorrentías.	23
Figura 17.- Análisis de los eventos de lluvia – CIS Ferrol 2008.....	24
Figura 18.- Análisis del año 2004.	26
Figura 19.- Análisis de los eventos de lluvia.	26
Figura 20.- Planta y perfiles transversales de la TDSEA.....	27
Figura 21.- Perfil longitudinal de la TDSEA.....	28
Figura 22.- Planta de la TDSEA.	28

2. Gestión de la escorrentía pluvial: acumulación de metales pesados en el sedimento depositado sobre superficies viales urbanas

3. Evaluación temporal de la concentración de metales pesados asociada con el sedimento depositado sobre superficies viales de la ciudad de Bogotá D.C. (Colombia)

Figura 1.- Superficies viales de investigación. a) Fontibón-Zona 1, y b) Barrios Unidos-Zona 2 5.	50
Figura 2.- Variación temporal de la carga de sedimento vial con respecto a la precipitación (Zona 1-Fontibón). a) Disminución y b) aumento de la precipitación.	54
Figura 3.- Variación de la concentración de Pb en el sedimento vial a partir de los periodos climáticos identificados (Zona 1-Fontibón): a) Disminución, y b) aumento de la precipitación.	57

CAPITULO 2. CONTAMINACIÓN POR ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS VIALES

1. Estudio de los flujos de contaminación generados en tiempo de lluvia en una cuenca separativa del noroeste de España

Figura 1.- Vista de la cuenca urbana de Los Rosales y situación de la sección de control.	68
--	----

Figura 2.- Imagen de una zona de la cuenca drenada y de la estación de control.....	68
Figura 3.- Hidrogramas y polutogramas del Suceso 3 en la cuenca de "Los Rosales" (A Coruña). (Proyecto CÉNIT-SOSTAQUA).	69
Figura 4.- Hidrogramas y polutogramas del Suceso 3 en la cuenca de "Los Rosales" (A Coruña). (Proyecto CÉNIT-SOSTAQUA).	70
Figura 5.- Hidrogramas y polutogramas del Suceso 4 en la cuenca de "Los Rosales" (A Coruña). (Proyecto CÉNIT-SOSTAQUA).	71
Figura 6.- Hidrogramas y polutogramas del Suceso 4 en la cuenca de "Los Rosales" (A Coruña). (Proyecto CÉNIT-SOSTAQUA).	71
Figura 7.- Ajuste de función de probabilidad e intervalos de confianza del 95% de los valores de DQO y Zn en dos cuencas separativas de Galicia.	73
2. Programa de evaluación y monitoreo de las escorrentías pluviales contaminadas de un tramo del segundo cinturón de Donostia-San Sebastián	
Figura 1.- Vista general del tramo de vial estudiado.	84
Figura 2.- Área de aparcamiento y gasolinera en el tramo de estudio.	85
Figura 3.- Ubicación geográfica de la cuenca de aportación y delimitación de la misma (sombreado azul) y punto de drenaje final.	85
Figura 4.- Configuración general en planta de la instalación de tratamiento.	87
Figura 5.- Esquema del separador hidrodinámico y del filtro. La flecha roja representa las aguas pluviales entrando al equipo; las aguas deben ascender tal y como muestra la flecha azul por el interior de la unidad para pasar a la zona de filtros de membrana (a la derecha).	88
Figura 6.- Diagrama de la infraestructura de tratamiento y descripción de la instrumentación instalada.	90
Figura 7.- Ajustes de regresión lineal entre valores de turbidez medida mediante sonda y los valores obtenidos en las muestras en laboratorio. Flujo de entrada.....	93
Figura 8.- Organización de la información obtenida durante las campañas.....	94
Figura 9.- Croquis que describe la metodología seguida para obtener polutogramas sintéticos de sólidos en suspensión (SS) y demanda química de oxígeno (DQO).	95
Figura 10.- Ejemplo de hidrogramas y polutogramas caracterizados durante el Suceso 2 (s- indica flujo de salida).	97
Figura 11.- Valores de la media y de la mediana de las CMS obtenidas a partir de todas las muestras tomadas durante los sucesos 1 a 8 (CASO 1).	100
Figura 12.- Análisis de probabilidad acumulada de los valores de CMAX y CMS de SST (valores de polutogramas sintéticos, CASOS 3 y CASOS 4).	103
Figura 13.- Fraccionamiento de los metales pesados (analizados a partir de todos los valores medidos en muestras simples).....	104
Figura 14.- Proporciones de materia particulada y disuelta en las aguas de escorrentía del Segundo Cinturón (analizados a partir de todos los valores medidos en muestras simples).....	106
3. Evaluación de la carga de metales pesados lavada por escorrentía desde el sedimento vial urbano: Un modelo lineal de lavado	
CAPITULO 3. TRATAMIENTO DE LA ESCORRENTÍA VIAL	
1. Evaluación de la carga de metales pesados lavada por escorrentía desde el sedimento vial urbano: Un modelo lineal de lavado	
Figura 1.- Ejemplo de suceso de escorrentía monitorizado completo, con los tramos muestreados sombreados (Suceso 3).	127
Figura 2.- Ejemplos de ajustes utilizados para la DQO en el flujo de entrada en el evento 2 (a) y regresión lineal general para la SST en toda la campaña de muestreo (b).	129

Figura 3.- Polutogramas de SST y DQO de entrada y salida, con valores obtenidos mediante muestreo y valores sintéticos obtenidos mediante ajuste de pares de valores SST y turbidez del propio suceso.	130
Figura 4.- Valores de afluente y efluente de SST y DQO “sintéticos”, en 7 sucesos de lluvia, con ajustes de probabilidad normal.	133
2. Dimensionamiento de un filtro de arena tipo Austin en una autopista en el norte de España	
Figura 1.- En verde se sombrea el área de aportación que es estrictamente un vial de cuatro carriles con alta intensidad de tráfico. Se trata del 32% del área la cuenca total, que también incluye la zona sombreada en azul.....	141
Figura 2.- Cuenca seleccionada para tratar las escorrentías.....	144
Figura 3.- Descargas y escorrentía tratada para el año 2008 con un “filtro Austin” de 150 m ³ /ha neta.	144
Figura 4.- Perfil longitudinal de la infraestructura dimensionada y construida.	145
Figura 5.- Volumen, SS, ST [normalizados] y precipitación [mm] acumulados en el suceso 1.	146
Figura 6.- Volumen, SS, ST [normalizados] y precipitación [mm] acumulados en el suceso 3.	146
Figura 7.- Volumen, SS, ST [normalizados] y precipitación [mm] acumulados en el suceso 8.	147
Figura 8.- Volumen, SS, ST [normalizados] y precipitación [mm] acumulados en el suceso 10.	147
Figura 9.- Porcentajes de los volúmenes de escorrentía capturados para cada suceso (S01 a S10) en función de los mm de precipitación o “WQv”. El rectángulo sombreado indica el valor medio.	147
Figura 10.- Porcentajes de SS tratados para cada suceso (S01 a S10) en función de los mm de precipitación o “WQv”. El rectángulo sombreado indica el valor medio.	148

CAPITULO 4. METALES PESADOS EN LA ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS VIALES

1. Análisis de la movilización de metales pesados en fase disuelta y particulada en escorrentía de autopistas

Figura 1.- Principales fuentes de contaminación de metales pesados en aguas de escorrentía urbana y en carreteras.	153
Figura 2.- En verde se sombrea el área de aportación que es estrictamente un vial de cuatro carriles con alta intensidad de tráfico; se trata del 32% del área total de la cuenca, que también incluye la zona sombreada en azul.....	154
Figura 3.- Comparación de funciones de probabilidad acumulada elaboradas a partir de los valores de CMS de los sucesos medidos en la cuenca piloto con los valores del estudio “The Quality of Urban Stormwater in Britain and Europe: Database and Recommended Values For Strategic Planning Models” (Mitchell, et al.; 2001).	156
Figura 4.- Fraccionamiento de los metales pesados medidos en la caracterización de los flujos de escorrentía.....	157

2. Metales pesados en sedimentos viales de una megaciudad latinoamericana: Un problema de salud pública

3. Variabilidad climática y su impacto en la concentración de metales pesados asociados al sedimento vial: Kennedy - Puente Aranda (Bógota D.C., Colombia)

Figura 1.- Superficies viales de investigación. a) Kennedy-Zona 1, y b) Puente Aranda-Zona 2.	176
Figura 2.- Variación climática de la carga de sedimento vial con respecto a la precipitación (Zona 1). a) Disminución y b) aumento de la precipitación.....	180
Figura 3.- Variación de la concentración de Pb en el sedimento vial a partir de los períodos climáticos identificados (Zona 1). a) Disminución, y b) aumento de la precipitación.....	183

CAPITULO 5. INFLUENCIA DEL TRÁFICO EN LA CONTAMINACIÓN POR ESCORRENTÍA VIAL

1. Métodos de estimación de la contaminación de las escorrentías de autopistas. Estudio en dos cuencas piloto

Figura 1.- Cuencas piloto estudiadas.	193
Figura 2.- Cuenca de San Valentín-Fene.....	194
Figura 3.- Detalle de la composición de las muestras sobre el hidrograma de un suceso o evento.	194
Figura 4.- Gráfica de análisis de componentes principales en la cuenca de Loureda (Arteixo).....	195
Figura 5.- Gráfica de distribución de probabilidad acumulada en la cuenca de Fene	196
Figura 6.- Gráfica “box-whisker”, cuenca de Loureda (Arteixo)	197
Figura 7.- Gráfica de función de probabilidad acumulada	198
Figura 8.- Procedimiento de la DWA-M 153E (2007).	200
Figura 9.- Parámetros guía para las concentraciones máximas, CMAX, en la sección de Arteixo.....	203
Figura 10.- Parámetros guía para las CMAX de aceites y grasas en la sección de Arteixo.	203
Figura 11.- Parámetros guía para las concentraciones medias de suceso, CMS, en la sección de Fene.....	204
Figura 12.- Parámetros hidrológico-hidráulicos indicadores de las CMOV de los contaminantes en la sección de Arteixo.....	204

2. Acumulación de metales pesados en el sedimento depositado sobre vías urbanas: Evaluación de la influencia del tráfico

Figura 1.- Sistema de muestreo.	212
--------------------------------------	-----

3. Relación entre intensidad de tráfico y contenido de metales pesados en sedimentos viales: Caso de estudio en Bogotá (Colombia)

Figura 1.- Modelos lineales para concentraciones de Pb y Cu, e intensidad de tráfico (TPD). Integración entre datos internacionales y registros en Bogotá (Colombia). Modelo lineal para Pb (r-Pearson = 0,50; p = 0,017; gl = 22); modelo lineal para Cu (r-Pearson = 0,68; p < 0,01; gl = 23)	224
---	-----

Índice de tablas

CAPITULO 1. ESTIMACIÓN / MONITOREO DE ESCORRENTÍAS Y SEDIMENTOS VIALES

1. Contaminación en las escorrentías de autopistas y vías con alta intensidad de tráfico

Tabla 1.- Fuentes antrópicas de contaminantes en escorrentías de pavimentos urbanos (Sansalone et al., 1997).....	3
Tabla 2.- Fuentes antrópicas de contaminantes en escorrentías de pavimentos urbanos (Sansalone et al., 1997).....	3
Tabla 3.- Principales fuentes de contaminación en aguas de escorrentía urbana y en carreteras.	3
Tabla 4.- Estimación de las cargas contaminantes anuales unitarias para aguas de escorrentía de carreteras en Francia con IMD de hasta 10.000 vehículos/día (SETRA, 2006).	4
Tabla 5.- Clasificación de las escorrentías (Stockholm Vatten, 2001).....	4
Tabla 6.- Niveles de contaminantes en el ámbito de una autopista (adaptado de Harrison, 1991).	5
Tabla 7.- Rendimientos medios alcanzados por distintas técnicas de tratamiento de las aguas de escorrentía (“Urban stormwater BMP performance monitoring”, US-EPA- 2002).	6
Tabla 8.- Efecto de las TDUS sobre los impactos de la escorrentía urbana (US-EPA, 2004a).....	7
Tabla 9.- Relación entre usos del suelo con la generación de contaminación susceptible de ser arrastrada por las aguas de escorrentía pluvial.....	8
Tabla 10.- Cálculo de superficie de cuenca de aportación.	12
Tabla 11.- Precipitaciones mensuales registradas en el pluviómetro situado en la Estación CIS-Ferrol.	13
Tabla 12.- Número de eventos de lluvia en los años seleccionados en función del intervalo inter-evento elegido.....	13
Tabla 13.- Referencias y parámetros descriptivos de los sucesos muestreados.	18
Tabla 14.- Comparación de los resultados obtenidos con los el resumen de parámetros de contaminación del sistema de Transportes de California (CALTRANS).	21
Tabla 15.- Comparación de los valores obtenidos con la clasificación de las escorrentías de Stockholm Vatten, (2001), con los niveles de contaminantes en el ámbito de una autopista de Harrison, (1991), y con los valores de Storhaug, R. (1996, Noruega).	21
Tabla 16.- Resumen del número de sucesos de lluvia en los diferentes años de interés en función del intervalo inter-evento seleccionado.	24
Tabla 17.- Volúmenes de escorrentía tratada considerando TDSEA de diferente capacidad, con distintos tiempos de tratamiento y considerando lluvias con inter eventos de 3 y 6 horas.	25
Tabla 18.- Número de vertidos y porcentaje de escorrentía tratada.	27

2. Gestión de la escorrentía pluvial: acumulación de metales pesados en el sedimento depositado sobre superficies viales urbanas

Tabla 1.- Resultados de las fases 1 y 2 de la metodología aplicada para la revisión bibliográfica.	35
Tabla 2.- Orden de importancia para los factores físicos identificados.....	35
Tabla 3.- Categorías y factores físicos dominantes del proceso de acumulación de contaminantes sobre superficies viales.....	36
Tabla 4.- Concentración de metales pesados (Pb, Zn y Cu) asociados con el sedimento vial para diferentes usos del suelo (recolectado en tiempo seco).	36
Tabla 5.- Concentración de metales pesados en la fracción soluble de la escorrentía vial.....	37
Tabla 6.- Concentración de metales pesados asociados con el sedimento vial a partir de diferentes densidades de tráfico (recolectado en tiempo seco).	39

3. Evaluación temporal de la concentración de metales pesados asociada con el sedimento depositado sobre superficies viales de la ciudad de Bogotá D.C. (Colombia)

Tabla 1.- Características de las superficies viales en estudio.	51
Tabla 2.- Concentración de metales pesados con un 95% de intervalo de confianza.	55
Tabla 3.- Concentración metálica versus normatividad internacional de referencia (intervalo de confianza: 95%).	58

CAPITULO 2. CONTAMINACIÓN POR ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS VIALES

1. Estudio de los flujos de contaminación generados en tiempo de lluvia en una cuenca separativa del noroeste de España

Tabla 1.- Concentraciones máximas y medias de suceso (CMS) de algunos de los parámetros de contaminación medidos en la cuenca separativa de "Los Rosales".	72
Tabla 2.- Valores de CMS de contaminación de la escorrentía urbana y comparación con los valores medios de CMS obtenidos en "Los Rosales" (entre paréntesis figuran los valores medios).	73

2. Programa de evaluación y monitoreo de las escorrentías pluviales contaminadas de un tramo del segundo cinturón de Donostia-San Sebastián

Tabla 1.- Principales fuentes de contaminación en aguas de escorrentía urbana y en carreteras.	82
Tabla 2.- Clasificación y variación en las concentraciones de los contaminantes generalmente encontrados en las escorrentías pluviales de las carreteras (Fuente: Dorman, 1996).	83
Tabla 3.- Características físicas de la cuenca.	86
Tabla 4.- Muestras tomadas en los sucesos estudiados y parámetros analizados.	92
Tabla 5.- Casuística de los diferentes sucesos de lluvia caracterizados en este estudio.	96
Tabla 6.- Valores característicos de la campaña de caracterización del sistema de tratamiento de la Dolina de Berakorte para los sucesos muestreados (Hernani).	97
Tabla 7.- Datos generales de los hidrogramas de los sucesos generados en la salida de la instalación de tratamiento.	98
Tabla 8.- Valores máximos y Concentraciones Máximas de Suceso considerando todos los valores de las muestras tomadas (CASO 1).	98
Tabla 9.- Valores medios ponderados y CMS registradas en ENTRADA considerando todos los valores de las muestras tomadas (CASO 1) y considerando los polutogramas sintéticos de eventos NO caracterizados con muestras (CASO 4).	99
Tabla 10.- Valores medios ponderados y CMS registradas en SALIDA considerando todos los valores de las muestras tomadas (CASO 1) y considerando los polutogramas sintéticos de eventos NO caracterizados con muestras (CASO 4).	99
Tabla 11.- Ratios de eficiencia del tratamiento y eficiencias máximas y mínimas para cada contaminante y para todos los sucesos muestreados y caracterizados para agua filtrada.	101
Tabla 12.- Requisitos para los vertidos procedentes de instalaciones de depuración de aguas residuales urbanas.	103

3. Evaluación de la carga de metales pesados lavada por escorrentía desde el sedimento vial urbano: Un modelo lineal de lavado

Tabla 1.- Características de las superficies viales en estudio.	113
Tabla 2.- Lavado del RDS después de eventos de precipitación (A1-A2).	115
Tabla 3.- Carga metálica en el RDS con un 95% de intervalo de confianza (A1-A2).	115
Tabla 4.- Comparación de la lixiviación metálica en el RDS entre este estudio y otras investigaciones.	115
Tabla 5.- Resultados para las variables y términos de la ecuación de lavado (desarrollo).	117

CAPITULO 3. TRATAMIENTO DE LA ESCORRENTÍA VIAL

1. Evaluación de la carga de metales pesados lavada por escorrentía desde el sedimento vial urbano: Un modelo lineal de lavado

Tabla 1.- Resultados obtenidos de CMS, CMAX y carga en todos los sucesos muestreados, junto con los errores relacionados obtenidos al comparar con los ajustes en cada evento o con los datos de toda la campaña.131

Tabla 2.- Resultados generales ajustados de todos los sucesos de lluvia, tanto los muestreados de forma discreta como los que solo tuvieron medida de la turbidez en continuo.132

2. Dimensionamiento de un filtro de arena tipo Austin en una autopista en el norte de España

Tabla 1.- Número de vertidos y escorrentía tratada en los años estudiados.145

Tabla 2.- Rendimientos de volúmenes capturados (Vol.) y Sólidos en Suspensión (SS) y Sólidos Totales (ST) tratados en la sección de Fene en función de la precipitación capturada.148

CAPITULO 4. METALES PESADOS EN LA ESCORRENTÍA Y SEDIMENTOS VIALES

1. Análisis de la movilización de metales pesados en fase disuelta y particulada en escorrentía de autopistas

Tabla 1.- Cálculo de superficie de cuenca de aportación.154

Tabla 2.- Comparación de los resultados obtenidos con valores de otros estudios.156

Tabla 3.- Funciones de correlación entre concentraciones de sólidos en suspensión y las fracciones particuladas de los metales pesados caracterizados.158

Tabla 4.- Funciones de correlación entre parámetros hidrológico-hidráulicos y fracción particulada de metales pesados caracterizados utilizando los valores de CMS de suceso, y también con la CMS de metal total.159

Tabla 5.- Valores de coeficiente R2 para Cobre, Zinc y Cromo (concentración total y de fracción particulada).159

2. Metales pesados en sedimentos viales de una megaciudad latinoamericana: Un problema de salud pública

Tabla 1.- Características de los hábitats de estudio en Bogotá y Soacha (Colombia).165

Tabla 2.- Concentración promedio de metales pesados en el sedimento vial de Bogotá y Soacha con un 95 % de intervalo de confianza.167

Tabla 3.- Comparación de concentraciones promedio de metales pesados con respecto a límites internacionales de referencia (intervalo de confianza = 95 %; n = 230).167

3. Variabilidad climática y su impacto en la concentración de metales pesados asociados al sedimento vial: Kennedy - Puente Aranda (Bógota D.C., Colombia)

Tabla 1.- Características de las superficies viales en estudio.177

Tabla 2.- Concentración de metales pesados con un 95 % de intervalo de confianza (materia seca).182

Tabla 3.- Evaluación legislativa de la concentración metálica asociada con el sedimento vial (intervalo de confianza: 95 %).185

CAPITULO 5. INFLUENCIA DEL TRÁFICO EN LA CONTAMINACIÓN POR ESCORRENTÍA VIAL

1. Métodos de estimación de la contaminación de las escorrentías de autopistas. Estudio en dos cuencas piloto

Tabla 1.- Parámetros del modelo de predicción obtenidos en las carreteras de California (Kayhanian et al., 2007).198

Tabla 2.- Resultados del modelo de predicción de las CMS en la cuenca de Fene.199

Tabla 3.- Cargas unitarias anuales por ha impermeable y 1.000 vehículos/día (Sétra, 2006).	199
Tabla 4.- Cargas adicionales cuando la IMD > 10.000 vehículos/día (Sétra, 2006).	199
Tabla 5.- Comparación de las concentraciones medias calculadas según el método del Sétra (2006) con las CMS de Fene.	200
Tabla 6.- Valoración DWA de la influencia de la contaminación atmosférica del aire y de la debida a los usos del suelo en la cuena de Fene.	201
Tabla 7.- Clasificación parcial de los cuerpos de agua (DWA-M 153E, 2007).	201
Tabla 8.- Cargas características anuales (kg/ha/a) de contaminantes (Luker et al., 1994).	202
Tabla 9.- Cargas características anuales (kg/ha/a) de contaminantes en Fene.	202
Tabla 10.- Coeficientes de determinación, R ² , de las correlaciones de las CMOV de los parámetros básicos, metales y Aceites y grasas con los parámetros hidrológico-hidráulicos en la sección de Fene.	205
2. Acumulación de metales pesados en el sedimento depositado sobre vías urbanas: Evaluación de la influencia del tráfico	
Tabla 1.- Principales características de cada zona en Torrelavega (España).	211
Tabla 2.- Principales características de cada zona en Soacha (Colombia).	211
Tabla 3.- P10, P50, y P90 para las muestras recolectadas en las ciudades de Torrelavega y Soacha.	214
Tabla 4.- Concentración de metales pesados (CT) con un 95% de intervalo de confianza.	215
Tabla 5.- Concentración metálica versus normatividad de referencia (intervalo de confianza: 95%).	216
3. Relación entre intensidad de tráfico y contenido de metales pesados en sedimentos viales: Caso de estudio en Bogotá (Colombia)	
Tabla 1.- Características de las superficies viales en estudio.	223

Índice de autores

- Alarcon Hincapié, Juan Carlos**221
ID 0000-0003-0872-6116
Grupo de Investigación en Ingeniería Ambiental – GIAUD, Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Bogotá D.C., Colombia.
Correo electrónico: jcalarconh@udistrital.edu.co
- Álvarez-Campana, José Manuel**..... 139, 191
ID 0000-0002-9186-6277
Grupo de Investigación de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente, Universidade da Coruña, España.
Correo electrónico: j.alvarez-campana@udc.es
- Anta Álvarez, José**77, 139, 191
ID 0000-0003-2002-0618
Grupo de Investigación de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente, Universidade da Coruña, España.
Correo electrónico: jose.anta@udc.es
- Beltrán Vargas, Julio Eduardo**.....33
ID 0000-0002-9397-7894
Grupo de Investigación en Ingeniería Ambiental – GIAUD, Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Bogotá D.C., Colombia.
Correo electrónico: jebeltran@udistrital.edu.co
- De La Vega Gándaras, Felipe** 1, 151
Aguas de Galicia, Xunta de Galicia.
Correo electrónico: felipe.delavega.gandaras@ xunta.gal
- Del Río Cambeses, Héctor** 1, 65, 151
Grupo de Investigación de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente, Universidade da Coruña, España.
- Díaz Gay, Marcos**123
ID 0000-0003-0658-0467
Grupo de Investigación de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente, Universidade da Coruña, España.
- García Ubaque, Cesar Augusto**221
ID 0000-0002-6959-6610
Grupo de Investigación en Ingeniería Ambiental – GIAUD, Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Bogotá D.C., Colombia.
Correo electrónico: cagarciau@udistrital.edu.co
- Gutiérrez Malaxehebarría, Álvaro**..... 111, 163
ID 0000-0002-2306-1610
Grupo de Investigación en Ingeniería Ambiental – GIAUD, Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Bogotá D.C., Colombia.
Correo electrónico: amgutierrezm@udistrital.edu.co
- Hernando Peciña, Iker**.....123
URGARBI Servicios Ambientales.
- Hryshkevich, Aleh**77
Grupo de Investigación de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente, Universidade da Coruña, España.

Jácome Burgos, Alfredo	65, 139, 151, 191
 0000-0001-9067-2983 Grupo de Investigación de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente, Universidade da Coruña, España. Correo electrónico: alfredo.jacome@udc.es	
Jikia, Zurab	77
Grupo de Investigación de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente, Universidade da Coruña, España. Correo electrónico: zurab.jikia@gmail.com	
Jiménez Fernández, Vicente	1, 65, 139, 151, 191
 0000-0002-2069-9950 Grupo de Investigación de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente, Universidade da Coruña, España. Correo electrónico: vicente.jimenez.fernandez@udc.es	
Llopart-Mascaró Bassols, Anna	65
Clavegueram de Barcelona, S.A - CLABSA	
Llopis Izquierdo, Pau	123
URGARBI Servicios Ambientales.	
Malgrat Bregolat, Pere	65
Suez Water Advanced Solutions. Correo electrónico: pmalgratb@aquatec.es	
Martínez Puentes, Montserrat	65
AQUATEC (Suez Advanced Solutions). Correo electrónico: mmartinezp@aquatec.es	
Payo Suárez, Paula M^a	1, 151
S.A. de Obras y Servicios, COPASA	
Pinilla Castañeda, Rubén	47
Grupo de Investigación en Ingeniería Ambiental – GIIAUD, Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Bogotá D.C., Colombia. Correo electrónico: rubendariopc@gmail.com	
Puertas Agudo, Jerónimo	65
 0000-0001-6502-0799 Grupo de Investigación de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente, Universidade da Coruña, España. Correo electrónico: jeronimo.puertas@udc.es	
Recarey Pérez, Montserrat	77, 191
Grupo de Investigación de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente, Universidade da Coruña, España.	
Regueiro Picallo, Manuel	77, 123
 0000-0002-4933-8550 Grupo de Investigación de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente, Universidade da Coruña, España. Correo electrónico: manuel.regueiro1@udc.es	
Romero Barreiro, María del Pilar	47
Grupo de Investigación en Ingeniería Ambiental – GIIAUD, Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Bogotá D.C., Colombia. Correo electrónico: mariapromerobarreiro@gmail.com	

Rondón Quintana, Hugo Alexander	111
<p> 0000-0003-2946-9411 Facultad de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá D.C., Colombia. Correo electrónico: harondonq@udistrital.edu.co</p>	
Ruiz Arriazu, Rubén	65
<p>Clavegueram de Barcelona, S.A - CLABSA</p>	
Santamaría Galindo, Diana	173
<p>Aquaviva Gestión e Ingeniería S.A.S. Correo electrónico: anaid8907@hotmail.com</p>	
Suárez López, Joaquín	1, 33, 65, 77, 123, 139, 151, 191
<p> 0000-0001-7126-5231 Grupo de Investigación de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente, Universidade da Coruña, España. Correo electrónico: joaquin.suarez@udc.es</p>	
Temprano Pérez, Carlos	1, 151
<p>Applus+ Norcontrol.</p>	
Torres Galindo, Cristian	173
<p>Departamento Administrativo Nacional de Estadística, Colombia Correo electrónico: cdtorresg@dane.gov.co</p>	
Torres Sánchez, Daniel	1
<p>Grupo de Investigación de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente, Universidade da Coruña, España.</p>	
Tynan Pascual, Nial	77, 123
<p>DRENATURA. Correo electrónico: ntynan@drenatura.com</p>	
Ures Rodríguez, Pablo	1, 65, 77, 123, 151, 191
<p> 0000-0003-4681-4395 Grupo de Investigación de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente, Universidade da Coruña, España.</p>	
Vieito Raña, Sara	1, 151
<p>Grupo de Investigación de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente, Universidade da Coruña, España.</p>	
Zafra Mejía, Carlos Alfonso	33, 47, 111, 139, 163, 173, 209, 221
<p> 0000-0002-4061-4897 Grupo de Investigación en Ingeniería Ambiental – GIIAUD, Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Bogotá D.C., Colombia. Correo electrónico: czafra@udistrital.edu.co</p>	

