

# Evaluación del contenido de metales y metaloides en pavimentos permeables y sus proximidades

## *Evaluation of the content of metals and metalloids in permeable pavements and their surroundings*

Ainhoa Lekuona-Orkaizagirre <sup>ib</sup>a\*, Maite Meaurio <sup>ib</sup>b, Ainara Gredilla <sup>ib</sup>c,  
Eneko Madrazo-Uribeetxebarria <sup>ib</sup>d1, Jose Antonio Carrero <sup>ib</sup>e, Maddi Garmendia-Antín <sup>ib</sup>d2

<sup>a</sup>Departamento de Química Aplicada, Facultad de Química, UPV/EHU, Paseo Manuel Lardizabal, 3, 20018 Donostia-San Sebastián, España.

<sup>b</sup>Grupo de Procesos Hidro-Ambientales (HGI), Departamento de Química Aplicada, Facultad de Química, UPV/EHU, Paseo Manuel Lardizabal, 3, 20018 Donostia-San Sebastián, España.

<sup>c</sup>Grupo de Investigación e Innovación Analítica (IBeA), Departamento de Química Analítica, Facultad de Ciencia y Tecnología, UPV/EHU, Barrio Sarriena, 48940, Leioa, España.

<sup>d</sup>Departamento de Ingeniería Energética, Escuela de Ingeniería de Gipuzkoa, Plaza Europa, 1, 20018, Donostia-San Sebastián, España.

<sup>e</sup>Grupo de Investigación e Innovación Analítica (IBeA), Departamento de Química Aplicada, Facultad de Química, UPV/EHU, Paseo Manuel Lardizabal, 3, 20018 Donostia-San Sebastián, España.

E-mail: <sup>a</sup>ainhoa.lekuona@ehu.eus, <sup>b</sup>maite.meaurio@ehu.eus, <sup>c</sup>ainara.gredi@ehu.eus, <sup>d1</sup>eneko.madrazo@ehu.eus, <sup>d2</sup>maddi.garmendiaa@ehu.eus, <sup>e</sup>joseantonio.carrero@ehu.eus

\*Autor para correspondencia

Recibido: 17/01/2024

Aceptado: 18/02/2024

Publicado: 30/04/2024

**Citar como:** Lekuona-Orkaizagirre, A., Meaurio, M., Gredilla, A., Madrazo-Uribeetxebarria, E., Carrero, J.A., Garmendia-Antín, M. 2024. Evaluation of the content of metals and metalloids in permeable pavements and their surroundings. *Ingeniería del agua*, 28(2), 82-92. <https://doi.org/10.4995/ia.2024.21068>

## RESUMEN

En este trabajo se ha determinado el contenido de algunos metales y metaloides en un área con pavimentos permeables. Primero, se han analizado las muestras de sedimento urbano en la zona permeable y la impermeable, y se ha observado la medida en que el periodo seco antecedente afecta en la acumulación de metales. Después, se ha analizado el contenido de metales en el propio material permeable y, por último, se ha comparado el agua de escorrentía con el agua que ha atravesado los pavimentos permeables. Los resultados de los sedimentos muestran que la variable temporal no es significativa para la mayoría de metales y metaloides; en cambio, se ha observado diferencias entre los sedimentos del pavimento permeable y el impermeable. Respecto a las aguas, los pavimentos permeables han aportado beneficios en las propiedades fisicoquímicas, sobre todo en la disminución de la turbidez y por tanto de los sólidos en suspensión (SS). En los metales disueltos se ha observado una tendencia de disminución para algunos metales y metaloides, pero no para todos. Sería importante comparar varios muestreos tras precipitaciones de distinta intensidad para obtener más información sobre la influencia de los pavimentos permeables en la calidad de la escorrentía urbana.

**Palabras clave** | pavimentos permeables; asfalto permeable; sedimentos urbanos; metales y metaloides; escorrentía urbana.

## ABSTRACT

*In this work, the content of some metals and metalloids in an area with permeable pavements has been determined. First, urban sediment samples from the permeable and impermeable zones have been analysed and the influence that the antecedent dry period has on the accumulation of metals has been observed. Then, the content of metals in the permeable material has been analysed and finally, urban runoff has been compared with the runoff that has passed through permeable pavements. Sediment results show that temporal variable is not significant for most metals and metalloids; however, differences have been observed between the*

*sediments of permeable and impermeable pavement. Regarding water samples, permeable pavements have provided benefits in the physicochemical properties, especially in the reduction of turbidity and thus, of suspended solids (TSS). In dissolved metals, a decreasing trend have been observed for some metals and metalloids, but not for all. It could be considered to compare several samplings after rainfalls of different intensity to obtain more information about the influence of permeable pavements on the quality of urban runoff.*

**Key words** | permeable pavements; permeable asphalt; urban sediments; metals and metalloids; urban runoff.

## INTRODUCCIÓN

Las fuentes antrópicas y la degradación del suelo o de la roca forman una matriz muy importante: el sedimento o polvo que podemos encontrar en zonas urbanas. Estos sedimentos urbanos van acumulando diferentes tipos de contaminantes, entre ellos los metales y metaloides, hasta que son arrastrados por la escorrentía urbana (Gaberšek y Gosar, 2018; Yang y Zhang, 2015). No todos los metales son especialmente tóxicos en concentraciones normales y algunos son necesarios para el ser humano. Sin embargo, hay una serie de metales que son conocidos por su tendencia a generar problemas medioambientales: el mercurio (Hg), el plomo (Pb), el cadmio (Cd), el talio (Tl), el cobre (Cu), el zinc (Zn) y el cromo (Cr). En ocasiones, se incluyen otros metales como el berilio (Be) o el aluminio (Al) o algún metaloide como el arsénico (As). El riesgo de los mencionados metales y metaloides es que no pueden degradarse ni química ni biológicamente y tienden a bioacumularse, es decir, se acumulan en los seres vivos y producen efectos tóxicos diversos (Alloway, 2013).

Para comprender el papel medioambiental de los sedimentos urbanos es importante tener en cuenta el proceso de urbanización de los pueblos y ciudades en su globalidad. La urbanización implica un aumento en la impermeabilización de la superficie terrestre, lo cual aumenta significativamente el volumen de las aguas pluviales y la velocidad a la que estas se desplazan por la superficie urbana, favoreciendo el arrastre del sedimento urbano, y por tanto de contaminantes. El agua de lluvia que se desplaza por los tejados y edificios puede arrastrar metales acumulados, como el Cu, el Pb, y el Zn (Davis *et al.*, 2001). A través del desgaste de los neumáticos, la erosión de las pastillas de freno y otros mecanismos relacionados con el tráfico de vehículos, se generan metales y partículas sólidas que se acumulan en la carretera y en la superficie del suelo y son arrastrados por la lluvia (Eriksson *et al.*, 2007). Es tal el impacto de este sedimento en la calidad del agua de escorrentía que según Kamali *et al.* (2017) alrededor del 46% de la contaminación vertida a las masas de agua superficiales está asociada a la escorrentía urbana. Las características, en cuanto a composición y cantidad de contaminantes en las aguas de escorrentía urbana, dependen de varios factores, entre los que destaca la duración del periodo seco previo al episodio de lluvia (ADP, *Antecedent Dry Period* en inglés). *A priori*, se puede esperar que cuanto más prolongado sea el periodo seco, mayor será la acumulación de polvo y contaminantes en los sedimentos. Es por ello que en numerosos estudios se toma en consideración la variable ADP al diseñar el muestreo para el análisis de la calidad de la escorrentía urbana (Zhang *et al.*, 2017). Debido a la acumulación, la mayor concentración de contaminante se produce al inicio de la lluvia, fenómeno que se conoce como primera descarga o *first flush* (Humphrey *et al.*, 2021). De acuerdo con la definición propuesta por Bertrand-Krajewski *et al.* (1998), se puede considerar una primera descarga cuando el 30% del agua arrastra el 80% de la masa del contaminante.

Los Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SUDS) son sistemas que pueden contribuir notablemente a la mejora de la calidad del agua pluvial vertida a los cauces, mitigando el impacto de los contaminantes presentes en el sedimento urbano (CIRIA, 2015). Los pavimentos permeables son un tipo de SUDS que favorecen la infiltración de las aguas superficiales a través de los huecos entre adoquines o a través de un material poroso. Como el agua de escorrentía se infiltra a través de los poros del pavimento, se genera un proceso de filtración que puede mejorar la calidad del agua infiltrada. En general, los pavimentos permeables más conocidos son los siguientes: adoquines de hormigón entrelazados permeables (en inglés PICPs, *Permeable Interlocking Concrete Pavers*), hormigón permeable (PC, *Pervious Concrete*) y asfalto permeable (PA, *Pervious Asphalt*). Los pavimentos PICP están compuestos de unidades modulares y las juntas pueden estar rellenas de diferentes agregados. PC y PA son derivados permeables del hormigón o el asfalto común (Drake *et al.*, 2013). Debajo de la capa superficial se añaden materiales de gran porosidad como grava, junto a un geotextil para impedir la mezcla de materiales (Madrado *et al.*, 2022).

Por todo ello, se considera importante conocer tanto el contenido de metales y metaloides del sedimento urbano como la capacidad de filtración de los pavimentos permeables, y por tanto de eliminación de contaminantes de dichos pavimentos. Con este fin, en este estudio: 1) se ha analizado muestras de sedimento urbano recogidas tanto sobre el pavimento permeable como el impermeable a lo largo del tiempo, para obtener información sobre la medida en que el periodo seco antecedente afecta a la acumulación de metales en los sedimentos, y para ver si existen relaciones entre las zonas muestreadas y la acumulación de ciertos metales, 2) se ha determinado el contenido de metales y metaloides en el propio asfalto permeable 3) se han comparado las propiedades fisicoquímicas y el contenido de metales y metaloides del agua de escorrentía y el agua filtrada a través del pavimento permeable tras un periodo de lluvia.

## MATERIAL Y MÉTODOS

En este trabajo se ha analizado el contenido pseudototal de algunos metales y metaloides (Be, Li, Al, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Mo, Cd, Sb, Hg, Ba, Pb) en sedimentos urbanos y en aguas de escorrentía de un aparcamiento del barrio Txomin-enea de Donostia-San Sebastián (43.3049°N, 1.9584°O) situado entre los barrios de Loiola y Martutene, en el valle del río Urumea, con urbanizaciones renovadas recientemente. El aparcamiento fue construido en 2018, con la ayuda de un proyecto en el que participaron el Ayuntamiento de Donostia-San Sebastián y la Universidad del País Vasco (UPV/EHU). El aparcamiento incluye una zona de pavimento permeable: varias plazas de aparcamiento con asfalto permeable junto a una acera con adoquines entrelazados permeables (Figura 1a). La Figura 1b muestra la sección de dichos pavimentos permeables. A su vez, la zona ofrece la oportunidad de comparar las aguas de escorrentía que llegan directamente a la arqueta sin pasar por ningún SUDS con las aguas que atraviesan los pavimentos permeables. En la Figura 1c se pueden ver tres canales: el que recoge agua de escorrentía (a la izquierda), el que recoge el agua infiltrada que ha atravesado el asfalto permeable (en el centro) y el que recoge el agua infiltrada que ha pasado por los adoquines permeables (a la derecha).

Para evaluar la influencia del periodo seco antecedente se tomaron las muestras de sedimento urbano después de 1, 2, 3, 6 y 8 días sin lluvia en cuatro zonas diferentes del aparcamiento (Figura 1d). De este modo se examinaron las posibles diferencias entre zonas, ya que las zonas 1 y 4 contienen pavimento impermeable y las zonas 2 y 3 pavimento permeable (asfalto permeable, PA). En los adoquines entrelazados no había apenas sedimento acumulado, por lo que no se pudo recoger muestras de sedimento. El muestreo se realizó en Julio de 2022 y se tomaron un total de 20 muestras.

Los sedimentos se recogieron con una escoba y un recogedor, manteniendo ambos utensilios limpios una vez realizado el muestreo de cada punto. Todas las muestras fueron guardadas en bolsas de polietileno con cierre ZIP hermético. Después, para tratar correctamente las muestras, se secaron a temperatura ambiente bajo una campana durante una semana. Una vez secas, las muestras fueron tamizadas con un tamiz de una malla de 0.063 mm y las partes más gruesas fueron deshechas. Finalmente, las muestras fueron guardadas en bolsas Zip y se mantuvieron a 4°C hasta su posterior análisis.

La determinación del contenido pseudototal de metales y metaloides se realizó mediante el equipo ICP-MS (*Inductively Coupled Plasma - Mass Spectrometry*) (Agilent Technologies 7700). El primer paso para la determinación analítica de los metales en las muestras de suelo fue realizar una digestión ácida siguiendo el método EPA 3051A de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (definida como “digestión ácida asistida por microondas de sedimentos, lodos, suelos y aceites”) (USEPA, 2007). Se pesaron 0.5 g de sedimento y se añadieron 9 mL de HNO<sub>3</sub> (69%, PANREAC for analysis) y 3 mL de HCl (37%, Panreac for analysis). La digestión ácida se realizó manteniendo la solución a 170°C durante 50 min, en un horno microondas “Speedwave” (Berghof). Los extractos se filtraron con filtros de PVDF de 0.45 µm y fueron diluidos para obtener muestras al 1% de HNO<sub>3</sub>.

Más tarde, en mayo de 2023 se analizó el contenido pseudototal de metales y metaloides del propio asfalto permeable. La muestra del material fue molida mediante el molino planetario de bolas PM CM 100 (Retsch), se mantuvo 5 minutos a 450 rpm y se obtuvo una muestra en forma de polvo. Se pesaron 0.5 g de la muestra de polvo y se siguió el mismo procedimiento aplicado a los sedimentos, realizando una digestión ácida con HNO<sub>3</sub> y HCl y la determinación de metales y metaloides mediante el equipo ICP-MS.



**Figura 1** | La zona de estudio. (a) Fotografía del aparcamiento con pavimentos permeables en Txomin-enea, Donostia-San Sebastián. (b) Fotografía de la arqueta con tres canales: el que recoge agua de escorrentía (a la izquierda), el que recoge el agua que ha atravesado el asfalto permeable (PA) (en el centro) y el que recoge el agua que ha pasado por los adoquines permeables (PICP) (a la derecha). (c) La sección de los pavimentos permeables. (d) Vista de la zona de estudio.

Finalmente, el 22 de junio de 2023, se tomaron muestras de agua de los tres canales de la Figura 1c. Los días previos hubo precipitaciones con carácter tormentoso en la zona, tal y como muestra la Tabla 1. Los parámetros fisicoquímicos de las muestras se midieron in situ: la turbidez con el turbidímetro 2100Q de Hach y la conductividad y el oxígeno disuelto mediante el medidor portátil de la serie HQ de Hach. Después, las muestras fueron transportadas al laboratorio en botellas de vidrio y se mantuvieron a 4 °C hasta su posterior análisis. Para el análisis de metales y metaloides, se filtraron las muestras con filtros de PVDF de 0.45  $\mu\text{m}$ , después se acidificaron al 1% de  $\text{HNO}_3$  y la determinación se realizó mediante el equipo ICP-MS.

## RESULTADOS

### Contenido de metales y metaloides en los sedimentos urbanos

La Figura 2 muestra el contenido pseudototal de metales y metaloides del sedimento urbano que se acumula sobre el pavimento permeable y el impermeable. Los datos están divididos en cuatro zonas y cinco días, como se ha indicado en el apartado anterior.

**Tabla 1** | Precipitaciones de los días previos al muestreo de aguas. Datos de la estación de meteorología de Miramón, situado a 2 km de la zona de muestreo (datos importados de euskalmet.euskadi.eus).

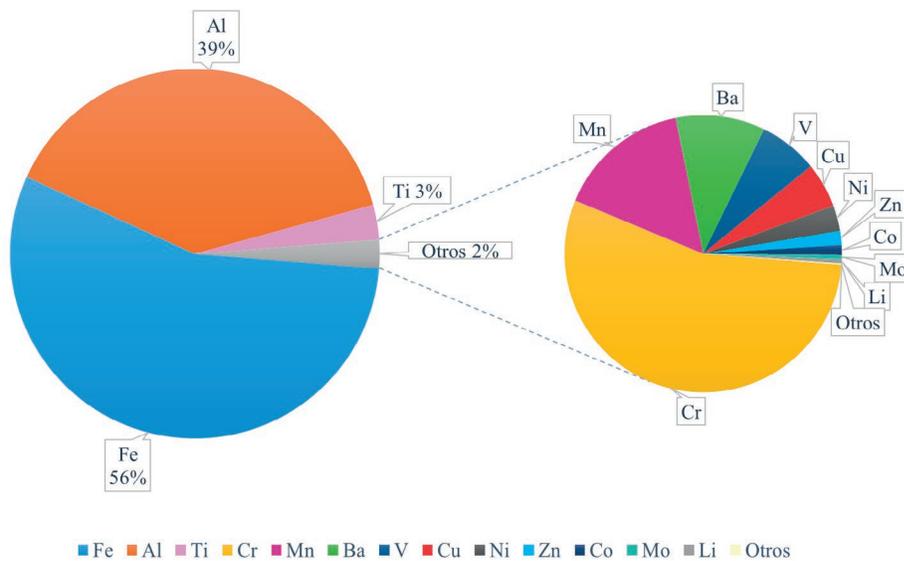
Día	Precipitación			Día	Precipitación			Día	Precipitación		
	Total	Máxima horaria	Hora UTC		Total	Máxima horaria	Hora UTC		Total	Máxima horaria	Hora UTC
	24 h	l/m <sup>2</sup>			24 h	l/m <sup>2</sup>			24 h	l/m <sup>2</sup>	
08/06/2023	0	0	23:00	13/06/2023	24.1	3.3	23:30	18/06/2023	6.5	4.9	16:30
09/06/2023	0.2	0.2	15:20	14/06/2023	4.7	2.8	00:10	19/06/2023	4.3	2.3	22:50
10/06/2023	0	0	23:00	15/06/2023	0	0	23:00	20/06/2023	20.8	2.7	8:00
11/06/2023	7.0	1.3	23:10	16/06/2023	0	0	23:00	21/06/2023	15.0	2.3	19:10
12/06/2023	3.7	0.7	18:50	17/06/2023	13.9	4.1	16:10	22/06/2023	1.8	0.8	7:20

**Figura 2** | Contenido pseudototal de metales y metaloides en los sedimentos, en función de la zona y los días sin lluvia. El intervalo de confianza (promedio $\pm$ ts/ $\sqrt{n}$ , donde t(%95) y n=3) se ha mostrado mediante la barra de error.

El hierro (Fe) y el aluminio (Al) son los elementos predominantes en los sedimentos, con una concentración media de 16 700 mg/kg de Fe y 9200 mg/kg de Al. El titanio (Ti) aparece con una concentración media de 490 mg/kg, el manganeso (Mn) 450 mg/kg, el zinc (Zn) 195 mg/kg, el cobre (Cu) 73 mg/kg, el bario (Ba) 52 mg/kg y el vanadio (V) 38 mg/kg. En concentraciones menores aparecen el cromo (Cr) con una concentración media de 26 mg/kg, el plomo (Pb) 23 mg/kg, el níquel (Ni) 22 mg/kg, el cobalto (Co) 8 mg/kg, el litio (Li) 7 mg/kg, y el arsénico (As) 5 mg/kg. Los elementos berilio (Be), selenio (Se), molibdeno (Mo), cadmio (Cd), antimonio (Sb) y mercurio (Hg) son minoritarios, con concentraciones por debajo de 5 mg/kg (Figura 2).

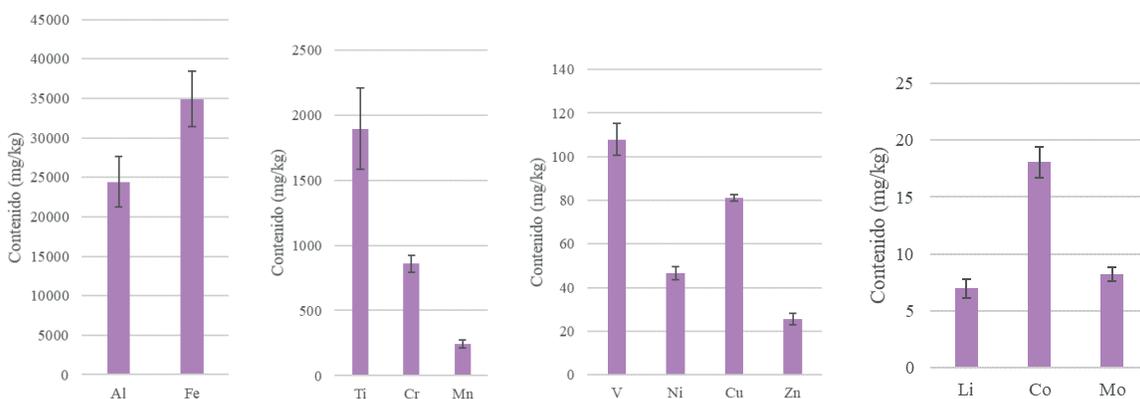
### Contenido de metales y metaloides del asfalto permeable

A la vista de las diferencias de los sedimentos del apartado anterior, se realizó un análisis del asfalto permeable para conocer con mayor precisión el contenido de metales y metaloides del material. Tal y como muestra la Figura 3, entre los metales y metaloides que aparecen en el material, el hierro (Fe) es el elemento predominante (56%) y el aluminio (Al) es el segundo elemento mayoritario (39%).



**Figura 3 |** Composición del asfalto permeable en cuanto a metales y metaloides. Los elementos de la sección “otros” del gráfico circular de la izquierda se han representado por el subgráfico derecho y en el apartado “otros” del subgráfico derecho se han representado los elementos que aparecen en concentraciones inferiores a 1 mg/kg: arsénico (As), selenio (Se), mercurio (Hg), plomo (Pb), berilio (Be), antimonio (Sb) y cadmio (Cd).

La Figura 4 muestra la concentración de metales y metaloides más detalladamente.



**Figura 4 |** Contenido pseudototal de metales y metaloides en el asfalto permeable. El intervalo de confianza (promedio±ts/ $\sqrt{n}$ , donde t(%95) y n=3) se ha mostrado mediante la barra de error.

Según los gráficos de la Figura 4, el hierro (Fe) y el aluminio (Al) son los elementos mayoritarios, 34900 mg/kg y 24400 mg/kg, respectivamente. El Ti (1900 mg/kg), Cr (860 mg/kg), Mn (242 mg/kg) y V (108 mg/kg) son los siguientes elementos con mayores concentraciones. Después, en concentraciones menores aparecen el Cu (81 mg/kg), Ni (47 mg/kg), Zn (26 mg/kg), Co (18 mg/kg), Mo (8 mg/kg) y el Li (7 mg/kg). El As y el Hg aparecen en concentraciones menores de 1 mg/kg. El berilio (Be), el selenio (Se), el cadmio (Cd), el antimonio (Sb), el talio (Tl) y el plomo (Pb) no se han detectado.

## Contenido de metales y metaloides en las muestras de agua

Los resultados de las muestras de agua señalan diferencias entre el agua que ha atravesado los SUDS y el agua de escorrentía que no ha pasado por los SUDS. Los dos tipos de pavimentos permeables (la acera con adoquines entrelazados permeables y el asfalto permeable) muestran valores parecidos, sobre todo en la turbidez y en el oxígeno disuelto. La Tabla 2 muestra las propiedades fisicoquímicas de las muestras de agua recogidas en los tres canales de la Figura 1c.

**Tabla 2** | Propiedades fisicoquímicas de las muestras de agua.

Muestra	Turbidez (UNF)	Conductividad eléctrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	Oxígeno disuelto (mg/L)	Oxígeno disuelto (%)
Agua infiltrada en adoquines permeables	1.62	179.7	6.72	76.6
Agua infiltrada en el asfalto permeable	1.63	151.9	6.7	75.7
Agua de escorrentía	39.2	62.8	8.88	98.9

Por otro lado, la Tabla 3 muestra el contenido de metales y metaloides en las muestras de agua recogidas en los tres canales de la Figura 1c.

**Tabla 3** | Contenido de metales y metaloides de las aguas ( $\mu\text{g}/\text{L}$ ). Intervalo de confianza: promedio $\pm$ ts/ $\sqrt{n}$ , donde t(%95) y n=3. n.d.: no detectado.

Metal/metaloides	Agua infiltrada en adoquines permeables	Agua infiltrada en el asfalto permeable	Agua de escorrentía
Li	7.3 $\pm$ 0.8	60.8 $\pm$ 6.8	1.1 $\pm$ 0.1
Al	86 $\pm$ 4	347 $\pm$ 15	39 $\pm$ 2
Ti	n.d.	n.d.	0.27 $\pm$ 0.02
V	1.52 $\pm$ 0.07	7.9 $\pm$ 0.4	1.07 $\pm$ 0.05
Mn	0.34 $\pm$ 0.01	n.d.	1.38 $\pm$ 0.06
Fe	11.2 $\pm$ 0.6	6.3 $\pm$ 0.3	15.1 $\pm$ 0.8
Cu	1.85 $\pm$ 0.01	n.d.	2.73 $\pm$ 0.02
Zn	13.1 $\pm$ 0.1	13.1 $\pm$ 0.1	11.4 $\pm$ 0.1
As	0.51 $\pm$ 0.02	0.73 $\pm$ 0.02	0.083 $\pm$ 0.003
Sb	0.59 $\pm$ 0.03	0.31 $\pm$ 0.01	n.d.
Ba	5.76 $\pm$ 0.03	6.16 $\pm$ 0.03	8.80 $\pm$ 0.04
Be, Co, Ni, Cr, Se, Mo, Cd, Hg, Pb	n.d.	n.d.	n.d.

Tal y como muestra la Tabla 3, los metales y metaloides que se han cuantificado en las muestras de agua han sido el litio (Li), aluminio (Al), titanio (Ti), vanadio (V), manganeso (Mn), hierro (Fe), cobre (Cu), zinc (Zn), arsénico (As), antimonio (Sb) y bario (Ba). El berilio (Be), cobalto (Co), níquel (Ni), cromo (Cr), selenio (Se), molibdeno (Mo), cadmio (Cd), mercurio (Hg) y plomo (Pb) no se han detectado.

El aluminio (Al) es el elemento predominante en las muestras de agua, y el agua que ha pasado por el asfalto permeable tiene un mayor contenido de aluminio que las otras aguas. En el caso del litio (Li) también se diferencia el agua que ha pasado por el asfalto permeable frente a las otras aguas y en el vanadio (V) también, pero en menor escala. El contenido de Zn, As y Sb es ligeramente mayor en las aguas infiltradas por los SUDS. En el caso del hierro (Fe), el agua que ha pasado por los pavimentos

permeables, sobre todo por el asfalto permeable, contiene menos hierro que el agua que no pasa por los SUDS. A su vez, el contenido de bario (Ba), cobre (Cu), manganeso (Mn) y titanio (Ti) es ligeramente menor en las aguas infiltradas por los SUDS.

## DISCUSIÓN

La Ley 4/2015, para la prevención y corrección de la contaminación del suelo, define Valores Indicativos de Evaluación B (VIE-B) para los suelos de la Comunidad Autónoma del País Vasco. VIE-B es un estándar que indica la concentración de una sustancia en el suelo por encima de la cual el suelo está alterado y existe la posibilidad de que esté contaminado. Ese valor se define para distintos usos del suelo: parque público, industrial, urbano, área de juego infantil y otros usos. Los metales y metaloides analizados en este trabajo y recogidos en la legislación, con su correspondiente valor VIE-B para suelos urbanos, son los siguientes: el arsénico (30 mg/kg), el cadmio (8 mg/kg), el cobre y el zinc (cuyos valores límite son del orden de decenas de g/kg), el cromo (200 mg/kg), el mercurio (4 mg/kg), el molibdeno (75 mg/kg), el níquel (150 mg/kg) y el plomo (150 mg/kg). Las concentraciones de dichos metales y metaloides en los sedimentos de este estudio están por debajo del VIE-B definido, respectivamente.

En cuanto a la distribución temporal de las muestras, a primera vista no se han observado tendencias claras entre diferentes días. La hipótesis inicial era que el aumento de los días sin precipitaciones provocaría una mayor acumulación de metales pesados. Sin embargo, los resultados no coinciden con esta hipótesis, puesto que el contenido de ciertos metales y metaloides disminuye con el aumento de días sin lluvia o no cambia significativamente (Figura 2). Entonces, se ha estudiado la influencia de varios factores meteorológicos, como la humedad, la temperatura y la velocidad del viento, mediante métodos estadísticos (ACP, Análisis de Componentes Principales), pero no se han observado correlaciones claras entre la meteorología y el contenido de metales y metaloides.

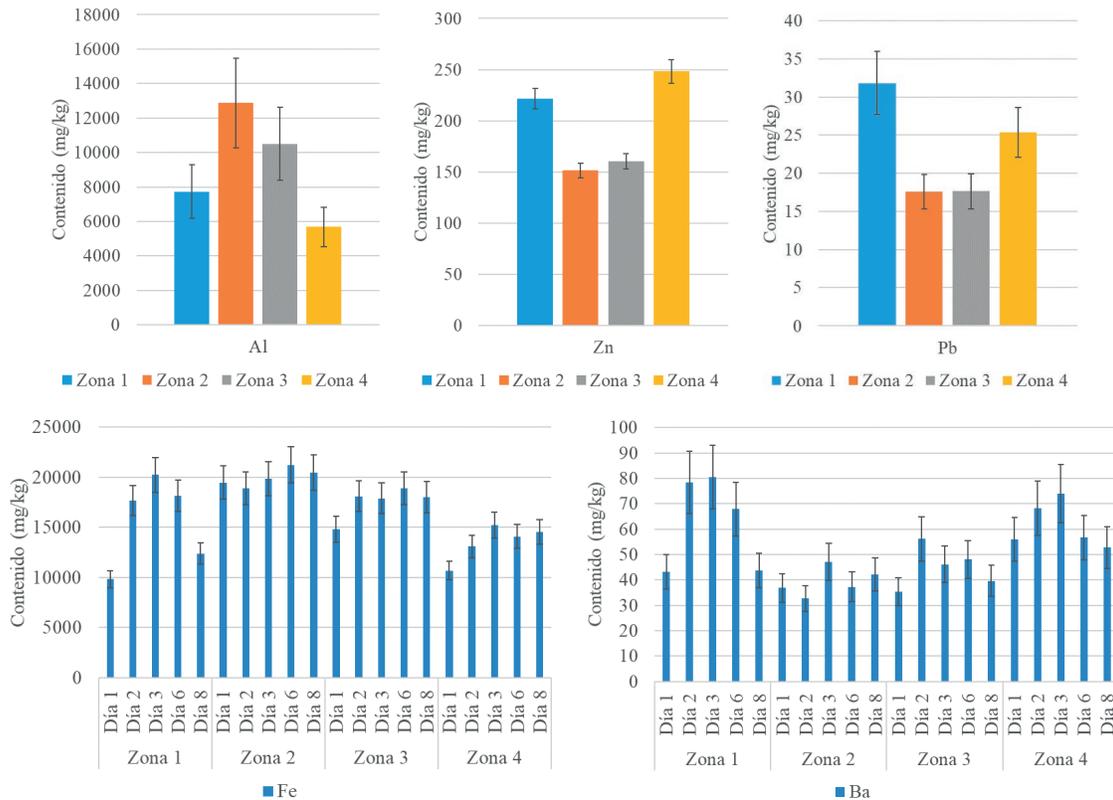
Con el fin de explicar mejor las tendencias espaciales y temporales, se ha realizado un Análisis de Varianza (ANOVA) de dos factores, con un nivel de confianza de 95%, para cada elemento, siendo el tiempo y el espacio los dos factores a estudiar. Los resultados del ANOVA revelan que en general la variable espacial es más significativa que la variable temporal. En total, para 10 de los 20 metales y metaloides analizados (Al, Ti, V, Cr, Mn, Co, Cu, Zn, As y Pb), la variable espacial es significativa, mientras que la temporal no lo es. Para el Fe, Ni, Mo, Sb y Ba, ambas variables son significativas. Para el Li, Be, Se y Cd la variable temporal es significativa y la espacial no. Por último, en el caso del Hg, ambas variables no son significativas.

Tal y como ha revelado el análisis ANOVA, el contenido de Al, Zn y Pb de los sedimentos depende de la zona en la que se ha recogido el sedimento. Los sedimentos recogidos sobre el asfalto permeable (zonas 2 y 3) contienen más aluminio (Al) que los sedimentos recogidos sobre el pavimento impermeable (zonas 1 y 4). El vanadio (V) y el cobalto (Co) muestran una tendencia parecida al aluminio (Al). En cambio, las zonas 2 y 3 contienen menos zinc (Zn) y plomo (Pb) que las zonas 1 y 4 (Figura 2). Por otro lado, en la Figura 2 se puede ver que el hierro (Fe) y el bario (Ba) tienen variabilidad espacial y temporal. Los sedimentos de las zonas 2 y 3 contienen menos bario (Ba) que las zonas 1 y 4; y el contenido de Ba incrementa en los primeros tres días y disminuye en los días 6 y 8. En el caso del hierro (Fe), los sedimentos de las zonas 2 y 3 contienen un poco más de hierro y se repite la tendencia temporal, el tercer día se alcanza el máximo y luego disminuye los días 6 y 8.

La diferencia entre los sedimentos de la zona permeable e impermeable, zonas 2 y 3 y zonas 1 y 4, respectivamente, podría deberse a que parte del sedimento recogido sobre el asfalto permeable era el propio asfalto permeable degradado.

Como ejemplo, la Figura 5 muestra la concentración del aluminio (Al), zinc (Zn) y plomo (Pb) como elementos que muestran una tendencia espacial y el hierro (Fe) y el bario (Ba) como elementos que varían significativamente respecto ambas variables.

En cuanto a las muestras de agua, los datos de la turbidez de la Tabla 2 confirman lo que se ve en la Figura 1c: el agua que llega directamente a la arqueta sin haber pasado por el pavimento permeable muestra más turbidez (39 UNF) que el agua filtrada por los SUDS (1.6 UNF), indicando así una disminución de sólidos en suspensión tras haber pasado por los SUDS. Es importante tener en cuenta que un aumento de los sedimentos puede dañar la vida acuática (Rymszewicz *et al.*, 2017) y puede ser un vector importante para el transporte de contaminantes como los metales pesados (Garmendia *et al.*, 2019). La conductividad eléctrica de las aguas que han pasado por los pavimentos permeables es mayor que el agua que no ha pasado por los SUDS (Tabla 2). La conductividad eléctrica del agua es la capacidad de transferir la corriente eléctrica y es proporcional al contenido de iones presentes



**Figura 5** | Contenido pseudototal de Al, Zn, Pb, Fe y Ba en los sedimentos. En el caso del Al, el Zn y el Pb se ha representado el contenido en función de la zona y en el caso del Fe y Ba se ha mostrado el contenido según ambas variables (zona y días). El intervalo de confianza (promedio $\pm$ ts/ $\sqrt{n}$ , donde t(%95) y n=3) se ha mostrado mediante la barra de error.

en el agua. Dichos iones provienen de las sales solubles, como los cloruros, sulfatos, carbonatos, etc. Por tanto, los resultados indican que las aguas que han atravesado los SUDS contienen más iones que las aguas superficiales. Por último, el porcentaje de oxígeno disuelto es mayor en el agua superficial (Tabla 2).

Respecto a los metales y metaloides, comparando las aguas de escorrentía con las que han atravesado los SUDS, se puede observar que en el caso de algunos metales disueltos (Ti, Mn, Fe, Cu y Ba) la concentración disminuye tras haber pasado por los SUDS y para otros (Li, Al, V, Zn, As y Sb) no ocurre lo mismo. Por otro lado, la presencia de los metales y metaloides estudiados es menor en el agua infiltrada por los adoquines entrelazados permeables que en el agua infiltrada por el asfalto permeable, excepto el hierro (Fe), el cobre (Cu) y el antimonio (Sb).

La Directiva 2006/44/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, establece los criterios de protección y mejora de las aguas continentales para ser aptas para la vida de los peces. Con este fin, la directiva establece valores fijados para parámetros fisicoquímicos y la concentración de distintos contaminantes. En el río más cercano de la zona de estudio, el río Urumea, viven peces pertenecientes a especies salmonícolas y ciprinícolas, por lo que es importante observar si el vertido directo de las aguas estudiadas al río supondría un problema para los peces. Según la directiva, el valor deseado del oxígeno disuelto es mayor que 7 mg/L para aguas salmonícolas y 5 mg/L para aguas ciprinícolas. En este estudio, el agua de escorrentía está entre los valores deseados y aunque el agua que ha pasado por los SUDS está por debajo del valor que protege a especies salmonícolas, el valor no desciende de 6 mg/L. Hay que tener en cuenta que las muestras de agua filtradas por los SUDS se tomaron en arquetas en las que el agua estuvo en reposo durante un tiempo, por lo que es normal que sus niveles de oxígeno disuelto descendieran. Además, si estas aguas fueran vertidas al río Urumea, no supondrían ninguna afección para el río. En cuanto a los metales disueltos, el zinc debe estar en concentraciones inferiores a 0.3 mg/L en aguas salmonícolas y 1.0 mg/L en aguas ciprinícolas y el cobre por debajo

de 0.04 mg/L para ambas especies. Las aguas estudiadas están por debajo de dichos límites, por lo que no supondrían un problema para las especies mencionadas.

---

## CONCLUSIONES

Aunque parecía que el aumento de los días sin precipitaciones provocaría una mayor acumulación de metales en los sedimentos urbanos, la variable temporal no es significativa para la mayoría de metales y metaloides (Al, Ti, V, Cr, Mn, Co, Cu, Zn, As y Pb). En cambio, los resultados sugieren diferencias entre los sedimentos del pavimento permeable y el impermeable. En las zonas del asfalto permeable (zonas 2 y 3) los sedimentos contienen más Al, V y Co que en las zonas con pavimento impermeable (zonas 1 y 4). En cambio, el Zn y el Pb muestran una tendencia inversa a la anterior, puesto que el contenido es mayor en los sedimentos de las zonas impermeables que en los sedimentos recogidos en los pavimentos permeables. Esa diferencia podría deberse a que parte del sedimento recogido sobre el asfalto permeable era el propio asfalto permeable degradado. Cabe destacar que la concentración de metales y metaloides en los sedimentos analizados ha sido inferior al valor VIE-B de la Ley 4/2015 de suelos.

Respecto a las muestras de agua, comparando las aguas de escorrentía con las que han atravesado los SUDS, se puede observar que en el caso de algunos metales disueltos (Ti, Mn, Fe, Cu y Ba) la concentración disminuye tras haber pasado por los SUDS y para otros (Li, Al, V, Zn, As y Sb) no ocurre lo mismo. Por otro lado, la presencia de los metales y metaloides estudiados es menor en el agua infiltrada por los adoquines entrelazados permeables que en el agua infiltrada del asfalto permeable, excepto el hierro (Fe), el cobre (Cu) y el antimonio (Sb).

Como conclusión general, se ha podido observar que los pavimentos permeables, tanto los adoquines entrelazados como el asfalto permeable, han aportado beneficios en las propiedades fisicoquímicas del agua, sobre todo en la disminución de la turbidez y por tanto en los sólidos en suspensión. En los metales disueltos se ha podido observar una tendencia de disminución para algunos metales y metaloides, pero no para todos. Aun así, para observar mejor la tendencia de los metales disueltos, como seguimiento de este trabajo sería importante realizar y comparar varios muestreos, para evaluar la variabilidad de los valores tras precipitaciones de distinta intensidad y así obtener más información sobre la influencia de los pavimentos permeables en el agua de escorrentía.

---

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha recibido la ayuda del proyecto US22/10 de la Universidad del País Vasco (UPV/EHU) y Ainhoa Lekuona quiere agradecer la ayuda predoctoral de la UPV/EHU. A su vez, los investigadores quieren agradecer al ayuntamiento de Donostia-San Sebastián por toda la ayuda proporcionada en la investigación de los pavimentos permeables.

---

## REFERENCIAS

- Alloway, B.J. (Ed.). 2013. *Heavy Metals in Soils. Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*. (Vol. 22). Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7>
- Bertrand-Krajewski, J.L., Chebbo, G., Saget, A. 1998. Distribution of pollutant mass vs volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon. *Water Research*, 32(8), 2341–2356. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00420-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00420-X)
- CIRIA. 2015. *The SuDS Manual C753*. [www.ciria.org](http://www.ciria.org)
- 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. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00561-0](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00561-0)
- Drake, J.A.P., Bradford, A., Marsalek, J. 2013. Review of environmental performance of permeable pavement systems: state of the knowledge. *Water Quality Research Journal*, 48(3), 203–222. <https://doi.org/10.2166/wqrjc.2013.055>

- Eriksson, E., Baun, A., Scholes, L., Ledin, A., Ahlman, S., Revitt, M., Noutsopoulos, C., Mikkelsen, P. S. 2007. Selected stormwater priority pollutants - a European perspective. *Science of the Total Environment*, 383(1–3), 41–51. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2007.05.028>
- Gaberšek, M., Gosar, M. 2018. Geochemistry of urban soil in the industrial town of Maribor, Slovenia. *Journal of Geochemical Exploration*, 187, 141–154. <https://doi.org/10.1016/J.GEXPLO.2017.06.001>
- Garmendia, M., Fdez-Ortiz de Vallejuelo, S., Liñero, O., Gredilla, A., Arana, G., Soto, M., de Diego, A. 2019. Long term monitoring of metal pollution in sediments as a tool to investigate the effects of engineering works in estuaries. A case study, the Nerbioi-Ibaizabal estuary (Bilbao, Basque Country). *Marine Pollution Bulletin*, 145, 555–563. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2019.06.051>
- Humphrey, J., Rowett, C., Tyers, J., Gregson, M., Comber, S. 2021. Are sustainable drainage systems (SuDS) effective at retaining dissolved trace elements? *Environmental Technology (United Kingdom)*, 1450–1463. <https://doi.org/10.1080/09593330.2021.2004454>
- Kamali, M., Delkash, M., Tajrishy, M. 2017. Evaluation of permeable pavement responses to urban surface runoff. *Journal of Environmental Management*, 187, 43–53. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2016.11.027>
- Madrado Uribeetxebarria, E., Garmendia Antín, M., Meaurio Arrate, M. 2022. Zoladura iragazkorak hirietako drainatze sarean txertaturiko elementu gisa. *EKAIA EHUko Zientzia Eta Teknologia Aldizkaria*. <https://doi.org/10.1387/EKAIA.23083>
- Rymszewicz, A., Bruen, M., O'sullivan, J. J., Turner, J. N., Lawler, D. M., Harrington, J. R., Conroy, E., Kelly-Quinn, M. 2017. *Modelling spatial and temporal variations of annual suspended sediment yields from small agricultural catchments*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.134>
- U.S. EPA. 2007. Method 3051A (SW-846): Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Oils, Revision 1. Washington, DC. <https://www.epa.gov/esam/us-epa-method-3051a-microwave-assisted-acid-digestion-sediments-sludges-and-oils>
- Yang, J. L., Zhang, G. L. 2015. Formation, characteristics and eco-environmental implications of urban soils – A review. *Soil Science and Plant Nutrition*, 61(Supl. 1), 30–46. <https://doi.org/10.1080/00380768.2015.1035622>
- Zhang, J., Hua, P., Krebs, P. 2017. Influences of land use and antecedent dry-weather period on pollution level and ecological risk of heavy metals in road-deposited sediment. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)*, 228, 158–168. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2017.05.029>