
This is the **published version** of the bachelor thesis:

Avellaneda Rivas, Carla; Salgado Jurado, Ona. *Capacidad amortiguadora de las escorias siderúrgicas negras frente a la acidificación simulada y su efecto sobre la inmovilización de metales pesados en un suelo alcalino*. Treball de Final de Grau (Universitat Autònoma de Barcelona), 2025 (Ciències Ambientals)

This version is available at <https://ddd.uab.cat/record/329211>

under the terms of the  license.

Trabajo de Fin de Grado
Grado de Ciencias Ambientales
Curso 2024-2025

**CAPACIDAD AMORTIGUADORA DE LAS
ESCORIAS SIDERÚRGICAS NEGRAS
FRENTE A LA ACIDIFICACIÓN SIMULADA
Y SU EFECTO SOBRE LA
INMOVILIZACIÓN DE METALES PESADOS
EN UN SUELO ALCALINO**

Carla Avellaneda Rivas

Ona Salgado Jurado

Tutoras: Cristina Pallet Ballús, Sara Marañón Jiménez

Agradecimientos

Este trabajo ha representado todo un reto para nosotras, unos meses intensos donde hemos aprendido enormemente; no solo sobre la contaminación de suelos y las escorias siderúrgicas, sino también sobre el trabajo en el laboratorio, la constancia, la disciplina y la importancia de la colaboración. Estamos profundamente agradecidas a todas aquellas personas que han hecho posible este proyecto.

En primer lugar, a nuestras tutoras, Cristina Palet y Sara Marañón, por su acompañamiento y confianza a lo largo de todo este proceso.

Queremos expresar también nuestro más sincero agradecimiento a todo el equipo de Adec Global por creer en nuestra propuesta y darnos la oportunidad de llevarla a cabo. En especial, agradecemos la dedicación de María, Jordi, Manuel y Diego.

Agradecemos a todo el equipo del CREAM por permitirnos trabajar en sus instalaciones; y en particular a Meritxell y Miriam, por su implicación, interés y ayuda en cada momento que lo hemos necesitado.

Nuestro agradecimiento también a todo el equipo del SAQ por permitirnos visitar sus laboratorios, y muy especialmente a Ignasi, por su motivación, su implicación y su paciencia.

Queremos dar las gracias al grupo GTS, por permitirnos el uso de sus laboratorios durante el experimento, y en especial a Júlia, por su amabilidad y disposición a ayudarnos.

Nos gustaría también mencionar a Raquel, por su apoyo y por estar siempre dispuesta a echarnos una mano en los momentos clave.

Y finalmente, aunque no por ello menos importante, queremos agradecer a nuestras familias y amistades, por su apoyo incondicional, comprensión y ánimos durante estos meses de intenso trabajo.

El mundo de la ciencia es apasionante, y para nosotras este trabajo ha sido una oportunidad enriquecedora para aprender y superar desafíos. Ver reflejado todo el esfuerzo de estos meses en este trabajo, nos llena de satisfacción. Si bien se trata de una línea de investigación en desarrollo, creemos firmemente en su importancia y aplicación.

“Los residuos no son más que recursos fuera de lugar”

Richard Buckminster Fuller

TABLA DE CONTENIDOS

Resumen ejecutivo	7
Abstract	8
1. Introducción	9
1.1. Contextualización del problema.....	9
1.1.1. Principales fuentes de metales pesados y sus efectos ambientales	9
1.2. Legislación sobre suelos contaminados y escorias siderúrgicas	10
1.3. Mecanismos de inmovilización de metales pesados en el suelo	10
1.3.1. Sorción.....	11
1.3.2. Intercambio iónico.....	11
1.3.3. Redox.....	12
1.3.4. Factores condicionantes de la inmovilización de metales pesados	12
1.3.5. Rol del pH en la inmovilización de metales	13
1.4. Las escorias siderúrgicas como residuo industrial.....	14
1.4.1. Generación y composición de las escorias negras	14
1.4.2. Situación actual de su valorización.....	16
1.4.3. Adec Global y su potencial como productor de materia prima secundaria	16
1.5. Aplicaciones de escorias en remediación de suelos	17
1.5.1. Antecedentes científicos y estudios previos.....	17
1.5.2. Propiedades fisicoquímicas relevantes	18
1.6. Técnicas de evaluación: ensayos de lixiviación	18
1.6.1. Prueba de lixiviación en columnas (OECD 312)	18
2. Objetivos	20
3. Metodología.....	20
3.1. Revisión bibliográfica y análisis de la información.....	20
3.2. Diseño y desarrollo de la propuesta metodológica experimental	21
3.2.1. Materiales	22
3.3. Montaje experimental	23
3.4. Tratamiento de resultados	26
4. Resultados y discusión.....	27
4.1. Textura del suelo	27
4.2. pH de la solución ácida.....	27
4.3. pH del suelo y de los lixiviados	28
4.4. Concentración de metales en el suelo y en los lixiviados.....	31

5.	Conclusiones.....	41
6.	Anexos.....	44
6.1.	Anexo 1. Programación temporal	44
6.2.	Anexo 2. Relación con el grado de Ciencias Ambientales	45
6.3.	Anexo 3. Concentración de contaminantes en Europa	46
6.4.	Anexo 4. Explotaciones por Comunidades Autónomas	47
6.5.	Anexo 5. NGR para metales y metaloides en Catalunya	48
6.6.	Anexo 6. Valores límites de lixiviación para residuos	49
6.7.	Anexo 7. Análisis semicuantitativo de las escorias negras.....	50
6.8.	Anexo 8. Recolección de los suelos.....	51
6.9.	Anexo 9. Analíticas de los lixiviados de los suelos	52
6.10.	Anexo 10. Prueba piloto	53
6.11.	Anexo 11. Presupuesto del diseño experimental.....	54
6.12.	Anexo 12. Montaje de las columnas y puesta de muestras	55
6.13.	Anexo 13. Cálculos para el montaje experimental.....	56
6.14.	Anexo 14. Pruebas del pH de la solución	57
6.15.	Anexo 15. Cálculos del pH de la solución	58
6.16.	Anexo 16. Recogida de lixiviados	59
6.17.	Anexo 17. Pruebas de texturas	60
6.18.	Anexo 18. Pruebas de pH de los lixiviados y suelos	62
6.19.	Anexo 19. Resultados del SAQ	64
6.20.	Anexo 20. Resultados tras la prueba ANOVA.....	66
6.21.	Anexo 21. Resultados tras la prueba Kruskal-Wallis	67
6.22.	Anexo 22. Resultados tras la prueba post-hoc Tukey.....	68
7.	Referencias bibliográficas	70

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mecanismos de inmovilización de metales pesados en el suelo.	11
Figura 2. Influencia del pH en la inmovilización de metales insolubles a pH básicos.....	14
Figura 3. Horno de arco eléctrico.	15
Figura 4. Proceso físico de obtención de árido siderúrgico a diferentes granulometrías.	15
Figura 5. Componentes de las escorias negras en porcentajes en peso.	16
Figura 6. Diagrama de flujo del montaje experimental.	23
Figura 7. Diseño de la columna de lixiviación.	24
Figura 8. Columnas de lixiviación finalizadas.	25
Figura 9. Determinación pH soluciones (2, 3 y 4).	25
Figura 10. Tubos falcón con muestras de lixiviados.	25
Figura 11. Muestras de suelo en el agitador para determinar texturas.	26
Figura 12. pH lixiviados suelo medianamente contaminado.	29
Figura 13. pH lixiviados suelo altamente contaminado.	29
Figura 14. pH suelo medianamente contaminado.	31
Figura 15. pH suelo altamente contaminado.....	31
Figura 16. Histogramas de la variación de la concentración de metales en los lixiviados según tratamientos.....	32
Figura 17. Diagramas de cajas de la variación de la concentración de metales en los lixiviados según tratamientos.	35

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Propiedades fisicoquímicas de las escorias como enmienda de suelos contaminados.	18
Tabla 2. Número de tratamientos y controles del diseño experimental.	21
Tabla 3. Listado de materiales por fases del montaje experimental.	22
Tabla 4. Resultados de analíticas de NGR de los dos suelos proporcionados por Adec Global.	24
Tabla 5. Resultados prueba de texturas.	27
Tabla 6. Resultados prueba pH de la solución	28
Tabla 7. Resultados pH lixiviados y suelo.	29
Tabla 8. Reacciones de hidrólisis y neutralización de la acidez.	30
Tabla 9. Resultados tras aplicar la prueba ANOVA.	32
Tabla 10. Resultados tras aplicar la prueba Kruskal - Wallis.	33
Tabla 11. Resultados tras aplicar la prueba de Dunn con corrección de Bonferroni.	33
Tabla 12. Resultados post hoc Tukey de los lixiviados.	35
Tabla 13. Reacciones químicas implicadas en la precipitación.	37

Resumen ejecutivo

Los suelos contaminados constituyen una amenaza importante para los recursos naturales a nivel global. Los metales pesados, principalmente originados por actividades industriales y mineras; son una de las fuentes contaminantes más destacada de las últimas décadas. Debido a su lenta degradación, estos compuestos persisten en el suelo largos períodos, por lo que las estrategias de remediación se centran en minimizar su biodisponibilidad. La inmovilización de metales en el suelo depende de varios factores edáficos y climáticos; siendo el pH uno de los parámetros más relevantes en la eficacia de inmovilización.

En este contexto, surge la necesidad de explorar soluciones que faciliten la inmovilización de metales en el suelo. Una estrategia, que además de permitir la valorización de residuos y fomentar la economía circular, es el uso de las escorias siderúrgicas negras de horno de arco eléctrico. Tras su conversión en árido artificial, se utilizan principalmente en obras de infraestructura civil y edificación. La empresa Adec Global realiza esta actividad y fomenta proyectos de I+D+i para encontrar nuevas aplicaciones a este residuo. Se ha observado que las escorias tienen propiedades como la alcalinidad y porosidad que podrían favorecer la inmovilización de metales pesados.

Este Trabajo de Fin de Grado tiene como objetivo evaluar la capacidad amortiguadora de las escorias frente a una acidificación simulada en dos suelos alcalinos contaminados con metales pesados. Para ello, se analiza el conocimiento actual sobre el uso de escorias en remediación de suelos; así como los mecanismos y parámetros fisicoquímicos que condicionan su eficacia. Además, se desarrolla una propuesta experimental adaptada del ensayo de lixiviación en columnas (test 312 de la OECD) para evaluar distintos tratamientos; variando la concentración de escorias (5% y 10%) y su granulometría (0/5 mm y 4/11 mm).

El diseño experimental agrupó 40 columnas de lixiviación incluyendo cinco tratamientos: controles, escorias 0/5 mm al 5% y 10%, y escorias 4/11 mm al 5% y 10%, con cuatro réplicas cada tratamiento. Tras la lixiviación, se determinó la concentración de metales pesados en el suelo y los lixiviados con ICP-MS. Posteriormente, los resultados se analizaron estadísticamente con R para evaluar su significancia utilizando la prueba de ANOVA, su correspondiente post – hoc Tukey en los lixiviados, y Kruskal – Wallis junto con la prueba de Dunn en los suelos.

Los resultados sugieren que las escorias negras pueden elevar el pH debido a su composición química, facilitando la precipitación de los metales y la formación de complejos con Fe y Ca. En términos generales, la granulometría más eficaz fue la fracción fina (0/5 mm); principalmente debido a su mayor ratio superficie – volumen que aporta mayores sitios activos de adsorción. En ambas granulometrías se apreció un efecto dosis relevante; mostrando mayor eficacia de retención de metales a mayor dosis. Este aumento, facilita no tan sólo un incremento mayor del pH, sino también un incremento de la cantidad de sitios disponibles para la adsorción.

Estos resultados preliminares muestran un efecto positivo de las escorias negras en la retención de metales en el suelo. No obstante, es necesario seguir investigando distintas granulometrías y dosis para optimizar el proceso; así como las posibles interacciones de las escorias negras con el suelo a largo plazo.

Palabras clave: suelos contaminados, metales pesados, remediación de suelos, escorias siderúrgicas negras, inmovilización.

Abstract

Polluted soils represent a major threat to natural resources worldwide. Heavy metals, mainly originated from industrial and mining activities, have become one of the most significant sources of pollution in the recent decades. Due to their low degradation; these compounds persist in soils for long periods; therefore, remediation strategies focus on minimizing their bioavailability. The immobilization of metals in soil depends on various edaphic and climatic factors, being the pH one of the most relevant parameters affecting immobilisation effectiveness.

In this context, there is a need to explore solutions that facilitate metal immobilisation in soil. One strategy, which also supports waste valorisation and circular economy, is the use of black electric arc furnace slag. Once processed into an artificial arid, these slags are mainly used in civil infrastructure and construction projects. The company Adec Global develops this activity and promotes R+D+i projects to find new applications for this waste. It has been observed that black slag has properties such as alkalinity and porosity that may enhance the immobilisation of heavy metals.

This bachelor's thesis aims to evaluate the buffering capacity of slag under simulated acidification in two alkaline soils polluted with heavy metals. To this end, the current knowledge on the use of slag in soil remediation is analysed, along with the mechanisms and physicochemical parameters influencing its effectiveness. Furthermore, an experimental design is developed, based on the OECD column leaching test (Test 312); to assess different treatments by varying slag concentration (5% and 10%) and particle size (0/5 mm and 4/11 mm).

The experimental design consisted of 40 leaching columns, including five treatments: control, slag 0/5 mm at 5% and 10%, and slag 4/11 mm at 5% and 10%, each with four replicates. After the leaching, the concentration of heavy metals in both soils and leachates was determined using ICP-MS. Afterwards, the results were statistically analysed using R to assess the significance using the ANOVA test, with its corresponding post – hoc Tukey in the leachates, and Kruskal – Wallis along with the Dunn test in soils.

Results suggest that black slags can increase the pH due to its chemical composition, enhancing metal precipitation and the complex formation with Fe and Ca. Overall, the most effective particle size was the fine fraction (0/5 mm), mainly due to its higher surface-to-volume ratio that provides more active adsorption sites. Both particle sizes demonstrated a relevant dose effect, with greater metal retention in higher doses. This increase not only enhances a pH rise, but also a rise in the amount of available adsorption sites.

These preliminary results indicate a positive effect of black slag on metal retention in soils. However, further research is needed to optimize the process with different particle sizes and doses, as well as the possible long-term interactions between black slag and soil.

Key words: polluted soils, heavy metals, soil remediation, black steel slag, immobilisation.

1. Introducción

1.1. Contextualización del problema

Los suelos contaminados son una de las mayores preocupaciones dentro de las amenazas a los recursos a nivel global, incluyendo a la producción de alimentos y pienso (Tóth et al., 2016). Están presentes especialmente en zonas urbanas e industriales debido a una gran diversidad de actividades (Villén, 2020), mayormente en zonas con un pasado industrial significativo.

Los mayores valores de concentración media de As en la superficie del suelo ($>7,5$ mg/kg) a nivel europeo se centran en Europa occidental, mayormente en Francia y España (Fendrich et al., 2024). En cambio, para el Cd ($>0,6$ mg/kg), se encuentran valores altos en suelos en Europa central y del oeste (Ballabio et al., 2024). En cuanto al Zn (>60 mg/kg), este se encuentra a concentraciones altas en Europa del sureste (Rumania, Bulgaria) y en Europa del Sur, siendo Italia el más afectado (Van Eynde et al., 2023). Con respecto al Hg, este metal abunda en los suelos de Europa central, norte y del oeste (>62 µg/kg) predominando en Hungría, Eslovaquia, Irlanda y Reino Unido (Ballabio et al., 2021) (véase **Anexo 3. Concentración de contaminantes en Europa**).

En España, Galicia, Asturias y Catalunya registran los mayores contenidos de As, mientras que Cantabria supera 1 mg kg⁻¹ de Cd. El Zn aparece de forma dispersa por todo el norte, y el Hg se concentra tanto en el norte peninsular como en Castilla-La Mancha y la costa de Valencia (Tóth et al., 2016).

Dentro de Catalunya, la herencia industrial deja focos severos de contaminación. Badalona y Sant Adrià de Besòs, epicentros industriales históricos, presentan suelos con valores elevados de metales. De hecho, el Pla Director Urbanístic de les Tres Xemeneies sigue generando debate debido a las altas concentraciones de As detectadas (Ribalaygue, 2018; Vázquez, 2022; Cedó, 2024).

1.1.1. Principales fuentes de metales pesados y sus efectos ambientales

El crecimiento demográfico del siglo XX impulsó la industria y la agricultura, liberando numerosos contaminantes químicos que comprometen la depuración de los ecosistemas y suelos (Larios, 2014). Los metales pesados tienen origen geogénico por meteorización de rocas con minerales metalíferos, causando contaminación cerca de minas y fundiciones (Dybowska, 2006), y su erosión los incorpora al ciclo hídrico afectando al suelo (Galán y Romero, 2008). Estudiar las concentraciones naturales es clave para identificar la contaminación antropogénica (Micó, 2005).

En la agricultura, el riego y el uso repetido de fertilizantes, pesticidas y enmiendas introducen metales pesados, siendo críticos los fertilizantes fosfatados (Larios, 2014) y el Cu en fitosanitarios (Gimeno-García, 1993). Los incendios forestales también liberan metales al mineralizar la materia orgánica y a través de las cenizas (Pereira y Úbeda, 2010; Ignatavicius et al., 2006).

Las fuentes industriales, como refinерías, plantas de tratamiento de pilas, minería e industrias de fertilizantes (Larios, 2014), emiten partículas y contaminantes como el Pb de la combustión (Ahmad et al., 2016). El uso de aguas residuales en agricultura en países en desarrollo introduce Cr, Mn y Ni (Ahmad et al., 2016). La minería es la principal fuente de Cd y Pb, clasificados como peligrosos por la Agencia de Protección Medioambiental de EE. UU. (USEPA) (Ahmad et al.,

2016). España, con una intensa actividad minera, debido a que es el segundo productor de Cu en la UE (2022) y líder mundial en celestina¹ y sepiolita², alberga además la mayor producción europea de yeso y espato-flúor³, así como importantes yacimientos de magnesita⁴, bentonita⁵ y pizarra de techar. Andalucía encabeza el número de explotaciones (463), seguida de Cataluña (361) (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico MITECO, 2022; véase **Anexo 4. Explotaciones por Comunidades Autónomas**). Esta actividad extractiva genera problemas ambientales severos, como la contaminación del suelo con metales pesados.

1.2. Legislación sobre suelos contaminados y escorias siderúrgicas

Tanto la Unión Europea como el estado español han promulgado normas para prevenir, controlar y remediar la contaminación del suelo, así como para regular la gestión de residuos, incluidas las escorias siderúrgicas, cuando se reutilizan como residuos no peligrosos:

- Decreto legislativo 1/2009, de 22 de julio, por el que se aprueba el Texto refundido de la Ley reguladora de los residuos. En el **Anexo 5. NGR para metales y metaloides en Catalunya**, se pueden observar estos valores.
- Decreto 69/2009, de 28 de abril, por el que se establecen los criterios y los procedimientos de admisión de residuos en los depósitos controlados. En el **Anexo 6. Valores límites de lixiviación para residuos**, se pueden observar estos valores según la clase de suelo (1, 2 y 3).
- Ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular.
- Real Decreto 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados.
- Decisión 2014/955/UE: Lista Europea de Residuos (LER).
- Decreto 32/2009, de 24 de febrero, sobre la valorización de escorias siderúrgicas

1.3. Mecanismos de inmovilización de metales pesados en el suelo

Al no degradarse, las concentraciones de metales pesados persisten en el suelo durante mucho tiempo después de ser introducidos. Consecuentemente, las opciones de remediación pretenden minimizar su biodisponibilidad en el suelo; evitando su absorción por plantas; o la lixiviación hacia aguas subterráneas. Como se observa en la **Figura 1**, la biodisponibilidad puede reducirse mediante múltiples mecanismos de inmovilización (Bolan et al., 2014).

¹ **Celestina:** Sulfato de estroncio, miembro del grupo de la barita y la forma más abundante de estroncio en la naturaleza, frecuente en geodas y venas hidrotermales.

² **Sepiolita:** Silicato de magnesio hidratado, mineral fibroso, muy ligero y poroso, conocido comercialmente como *meerschau* y típico de ambientes sedimentarios áridos.

³ **Espato-fluor:** Fluorita, ganga habitual en venas hidrotermales ricas en Pb-Zn y fuente industrial de flúor.

⁴ **Magnesita:** Carbonato de magnesio, aparece como masas granulares compactas de aspecto porcelanoso o terroso, originada por alteración hidrotermal o metamórfica de rocas ricas en Mg.

⁵ **Bentonita:** Roca arcillosa predominada por montmorillonita; se origina por alteración de cenizas volcánicas y se caracteriza por su gran capacidad de hinchamiento y adsorción.

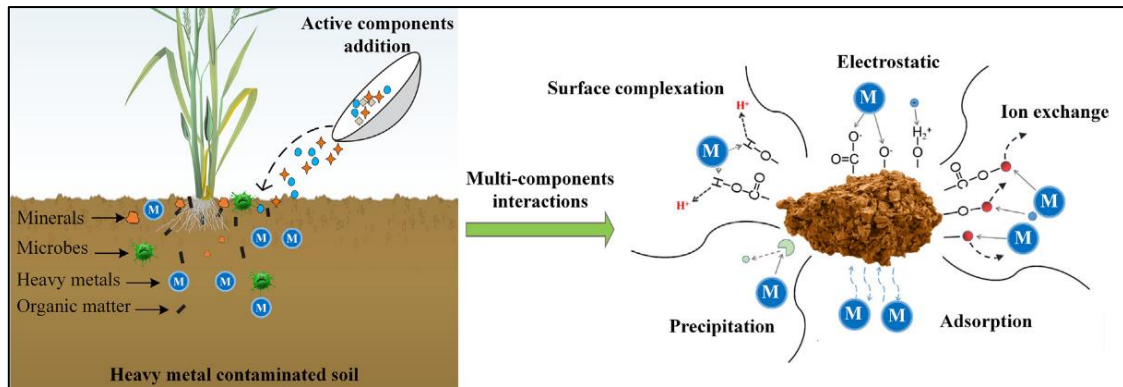


Figura 1. Mecanismos de inmovilización de metales pesados en el suelo.

Fuente: (Li et al., 2022)

1.3.1. Sorción

El suelo consta de fases sólidas (minerales y materia orgánica (MO)), fase acuosa y gaseosa que interactúan entre sí y con los iones del suelo. La sorción es el proceso que implica la pérdida de un ion metálico de la fase acuosa a la fase sólida; agrupando tres procesos: adsorción, precipitación superficial y fijación (Bradl, 2004).

La adsorción consiste en la acumulación en el interfaz sólido / agua de metales, por superficies cargadas de los componentes del suelo. Agrupa la complejación superficial y la atracción electrostática. Por un lado, la complejación se trata de una retención específica y fuerte (Bolan et al., 2014) que implica reacciones más selectivas y menos reversibles (Bradl, 2004). Consiste en la formación de complejos entre el ion metálico y los grupos funcionales de la superficie del suelo formando quelatos (unidades estables) (Bolan et al., 2014). Existen varios grupos funcionales y los más significativos presentes en la MO son los grupos carboxilo ($-\text{COOH}$). La capacidad de adsorción dependerá de la densidad de grupos funcionales (Bradl, 2004). Otro grupo relevante en la formación de complejos son los aluminosilicatos, los cuales tienen una carga estructural permanente y proporcionan grandes áreas superficiales específicas. Por otro lado, la atracción electrostática es una retención no específica y más débil que consiste en el proceso en el cual la carga de los iones equilibra la carga de las partículas del suelo mediante dicha atracción. Así, la formación de complejos está cerca de la superficie, pero no directamente unido a ella (Bradl, 2004).

La precipitación superficial, a diferencia de la adsorción, consiste en la formación de una nueva fase sólida. Los metales pueden precipitar en el suelo como óxidos, hidróxidos, carbonatos, sulfuros o fosfatos (Bradl, 2004), observando la formación de formas inorgánicas insolubles como por ejemplo CdCO_3 , PbCO_3 y ZnCO_3 (Tian et al., 2024) o $\text{Pb}_3(\text{PO}_4)_2$ (Zeng et al., 2017).

La fijación, a diferencia de otros mecanismos, consiste en la difusión del ion metálico acuoso al interior de la fase sólida (difundiéndose dentro de los poros o en la propia estructura cristalina) (Bradl, 2004).

1.3.2. Intercambio iónico

Se trata del proceso rápido y reversible mediante el cual los iones de metales pesados intercambian su lugar con los iones presentes en el suelo (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ o K^+). Ocurre principalmente entre los grupos funcionales cargados negativamente en la superficie de las

partículas del suelo y los iones metálicos. Por ejemplo, se ha observado el Cd^{2+} desplazando el Ca^{2+} , depositándose en la superficie del material e inmovilizándose (Tian et al., 2024).

1.3.3. Redox

Ciertos metales, debido a su débil capacidad de formar complejos (como el Cr^{6+}), no permanecen adsorbidos de forma estable (Gao et al., 2020). El proceso redox consiste en una transferencia de electrones, provocando un cambio en el estado de oxidación del metal, limitando así la biodisponibilidad de estos contaminantes (Derakhshan et al., 2018; Tian et al., 2024). Los procesos de oxidación son cruciales para la inmovilización de metales cuya toxicidad es mayor en estados de valencia bajos (As y Sb), y los de reducción para los que presentan mayor toxicidad en estados de valencia altos (Cr, Cu, Hg y Se) (Tian et al., 2024).

Vistos los mecanismos de inmovilización de metales pesados, en aplicaciones reales ocurren múltiples de ellos simultáneamente, dependiendo de diversos factores (Tian et al., 2024).

1.3.4. Factores condicionantes de la inmovilización de metales pesados

Por un lado, los factores edáficos (propiedades fisicoquímicas del suelo) agrupan las características más relevantes con la inmovilización directa de metales (Zhong et al.; 2020). Destacando:

Textura: los suelos de grano fino (arcillosos) contienen partículas con grandes áreas y reactividad superficial, permitiendo una mayor adsorción e intercambio catiónico (Bradl, 2004) y (Wan et al., 2024). Cuanto mayor sea la superficie activa, mayor la capacidad de adsorción. Por lo contrario, los de grano grueso (arenosos) carecen de esta capacidad de fijación (Galán y Romero, 2008).

Materia orgánica (MO): debido a la variedad de grupos funcionales y los altos valores de Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) que presenta la MO, ésta es clave en la inmovilización mediante la formación de quelatos (Bradl, 2004; Galán y Romero, 2008). El carbono orgánico total del suelo también es capaz de adsorberlos del mismo modo (Zhong et al.; 2020)

Capacidad de cambio: el poder de intercambio catiónico (Véase el apartado 1.3.2) depende del tipo de minerales de la arcilla, la MO, la valencia y el radio iónico hidratado del mineral. En concreto, a mayor tamaño y menor valencia, menos frecuentemente quedan retenidos (Galán y Romero, 2008).

Oxígeno disuelto: puede afectar significativamente el estado redox condicionando la disponibilidad de metales en el suelo (Véase el apartado 1.3.3). Además, el oxígeno puede competir con los iones de los metales por los donadores de electrones (Tian et al., 2024).

Carbonatos: en agua, se disocian parcialmente en sus respectivos iones: por ejemplo, para el carbonato de calcio en los iones de Ca^{2+} y CO_3^{2-} . El carbonato, reacciona con el agua en una reacción de equilibrio, proporcionando OH^- que mantienen un pH elevado. En condiciones básicas, la mayoría de los metales tienden a precipitar como hidróxidos / óxidos, por ejemplo (Véase el apartado 1.3.5) (Galán y Romero, 2008).

Coexistencia de componentes: los iones presentes en el suelo; incluyendo metales (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Zn^{2+}) y aniones (PO_4^{3-} , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} i NO_3^-) afectan a la retención de metales pesados. No tan sólo compiten por los sitios de adsorción, sino que también pueden sufrir

reacciones químicas entre sí, alterando las características fisicoquímicas del suelo e impactando en su inmovilización (Tian et al., 2024). Algunos casos concretos son:

- **Azufre:** durante su oxidación e hidrólisis se forma sulfato, disminuyendo el pH del suelo y modificando la disponibilidad de metales (véase apartado 1.3.5). Por otro lado, en ambientes reductores consecuente y formación del anión sulfuro, facilita la precipitación de metales como sulfuros metálicos (Zhong et al.; 2020).
- **Óxidos e hidróxidos de Fe y Mn:** debido a su pequeño tamaño de partícula, tienen una alta capacidad de sorción para ciertos metales (Zhong et al.; 2020).
- **Amonio:** crucial en la formación de complejos iónicos, sobre todo con Zn y Cd (Zhong et al.; 2020).
- **Aluminio:** su presencia reduce el pH, incrementando la disponibilidad de metales pesados en el suelo (véase el apartado 1.3.5) (Tian et al., 2024).

Salinidad: cuando las sales llegan al suelo; se disocian en sus iones correspondientes. Por una parte, Na^+ y K^+ , compiten con los iones metálicos por los sitios de sorción y pueden desplazarlos. Por otra parte, los aniones Cl^- y SO_4^{2-} pueden formar compuestos más estables con ciertos metales (Pb, Zn, Cu, Cd y Hg), inmovilizándolos en el suelo (Galán y Romero, 2008).

Conductividad eléctrica (CE): a mayores valores, aumenta la concentración de sales disueltas en el suelo, incrementando la competencia iónica y liberando los metales pesados que se encuentran en el suelo (Zhong et al.; 2020).

pH: al tratarse de un parámetro clave en la inmovilización, es esencial su mención en un apartado diferenciado.

Por otro lado, los factores ambientales controlan varias características químicas del suelo (Zhong et al.; 2020) (como el pH y la CE) implicando indirectamente la inmovilización de metales (Tian et al., 2024).

Precipitación: acelera los procesos de lixiviación del suelo, provocando que queden menos sales solubles y, por lo tanto, valores más bajos de CE (Tian et al., 2024).

Temperatura: al aumentar, el movimiento de los iones se acelera, el número de sitios activos aumenta y la resistencia disminuye, incrementando la eficiencia de inmovilización. Sin embargo, a temperaturas demasiado elevadas, se debilitan las interacciones electrostáticas entre el adsorbente y los iones, lo que a su vez debilita la eficiencia de adsorción (Tian et al., 2024).

Tiempo de reacción: la eficiencia de inmovilización aumenta con el tiempo de reacción. Se ha observado una tasa mayor de inmovilización en la etapa inicial (debido a la cantidad de sitios activos disponibles) que disminuye gradualmente en las etapas posteriores alcanzando finalmente un equilibrio (Tian et al., 2024).

Además, factores externos como la lluvia ácida, las condiciones alternantes de humedad y sequedad y los ciclos de congelación y descongelación pueden influir en la movilización / inmovilización de los metales (Tian et al., 2024).

1.3.5. Rol del pH en la inmovilización de metales

El pH del suelo es un factor clave que regula la interacción entre los metales, la solución del suelo y la superficie de los coloides y del propio suelo (Bradl, 2004). Controla la movilidad de los

metales en el suelo a través de la solubilidad (Wan et al., 2024), la disolución, precipitación, complejación con ligandos y reacciones ácido-base (Zhong et al.; 2020).

A pH bajos la alta concentración de protones (H^+) en el medio provoca que estos ocupen los sitios de adsorción disponibles; desplazando los metales y reduciendo su fijación (Bradl, 2004). Consecuentemente, como se observa en la **Figura 2**, la mayoría de los metales tienden a estar más disponibles en condiciones ácidas. Sin embargo, se da el caso contrario en ciertos metales (As, Mo, Se y Cr) (Galán y Romero, 2008; Tian et al., 2024). Como se ha comentado anteriormente el azufre y el aluminio acidifican el suelo (véase el apartado 1.3.4), movilizandando la mayoría de los metales pesados (Zhong et al.; 2020; Tian et al., 2024).

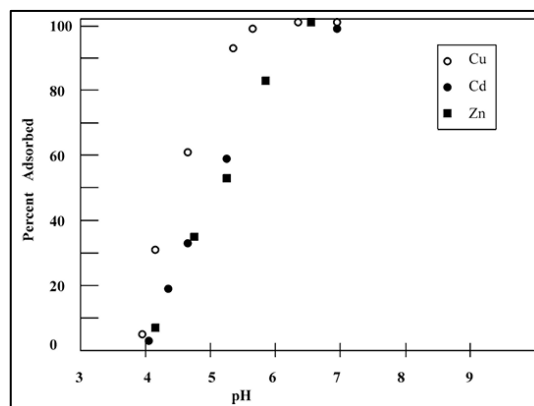


Figura 2. Influencia del pH en la inmovilización de metales insolubles a pH básicos.

Fuente: (Bradl, 2004).

Al aumentar el pH, los grupos funcionales de la MO se disocian confiriendo una carga negativa a la superficie del suelo debido a la presencia de grupos OH^- ; incrementando así la afinidad⁶ de los ligandos por estos metaloides (Bolan et al., 2014). De este modo, existen menos protones compitiendo, dejando más espacios libres para metales pesados y proporcionando una mayor retención de metales⁷ (Bradl, 2004). Además, la mayoría de los metales pesados suelen ser más insolubles a pH elevados (Tian et al., 2024; Li et al., 2022). Cabe remarcar que los carbonatos ayudan a mantener un pH elevado, facilitando su inmovilización (véase el apartado 1.3.4) (Bradl, 2004) y que la acidificación del suelo debido a la lluvia ácida es un proceso natural difícil de controlar, y si el pH del suelo disminuye nuevamente, los metales pesados ya estabilizados pueden ser liberados nuevamente (Tian et al., 2024).

1.4. Las escorias siderúrgicas como residuo industrial

1.4.1. Generación y composición de las escorias negras

Las escorias negras son un subproducto industrial sólido, rocoso, inorgánico, gris e inodoro, generado durante la recuperación de acero en hornos de arco eléctrico (HAE) (Adec Global (a), 2025). El proceso parte de la fundición de chatarras que se mezclan con cal (agente fundente), silicatos, óxidos de aluminio, óxidos de magnesio, óxidos de manganeso y ferritas (Rojas et al., 2020). Tras la fusión se separan, por un lado, el acero recuperado y, por otro, las escorias negras (ver **Figura 3**). Estas se acopian para un enfriamiento natural, ya sea, al aire o con agua, y luego se someten a un precibado, separación férrica, trituración, cribado y una última separación férrica, obteniéndose áridos siderúrgicos de granulometrías diversas (Adec Global (a), 2025;

⁶ Generalmente, el orden de afinidad de los metales pesados con la MO es el siguiente: $Cu^{2+} > Hg^{2+} > Cd^{2+} > Fe^{2+} > Pb^{2+} > Ni^{2+} > Co^{2+} > Mn^{2+} > Zn^{2+} > As(V) > As(III)$ (Gao et al., 2020).

⁷ Ej.: en el caso del Pb, a pH ácidos (<7) se encuentra principalmente en forma de Pb^{2+} soluble, siendo más biodisponible. Al aumentar el pH, está principalmente en forma de $Pb(OH)^+$ (debido a la disociación de los grupos funcionales). A pH más elevados (>9); forma compuestos insolubles como hidróxidos / óxidos y posibles carbonatos (quedando inmovilizados) (Tian et al., 2024)

véase **Figura 4**). Cabe resaltar que, sigue una etapa de afinado en el horno de cuchara y se obtienen las escorias blancas.

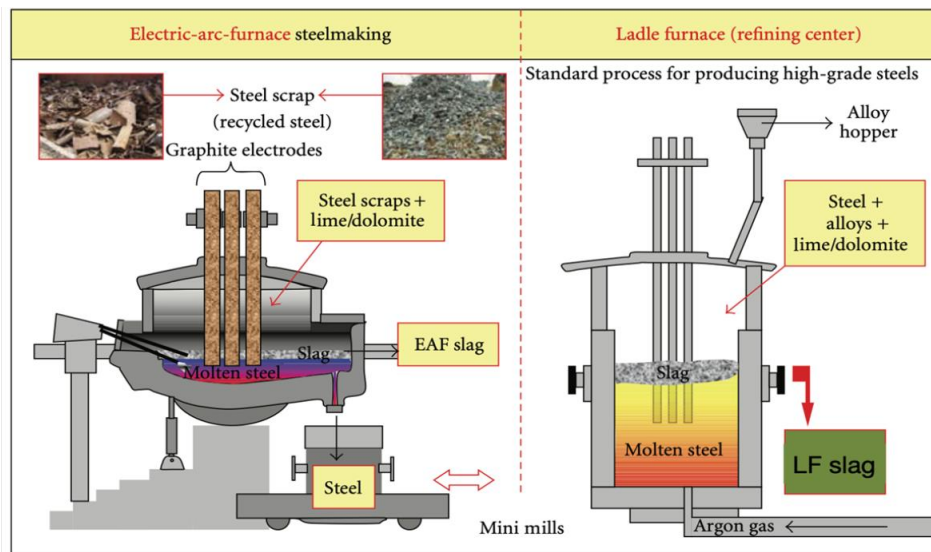


Figura 3. Horno de arco eléctrico.

Fuente: Vázquez (2025). Adaptado de Yildirim y Prezzi (2011).

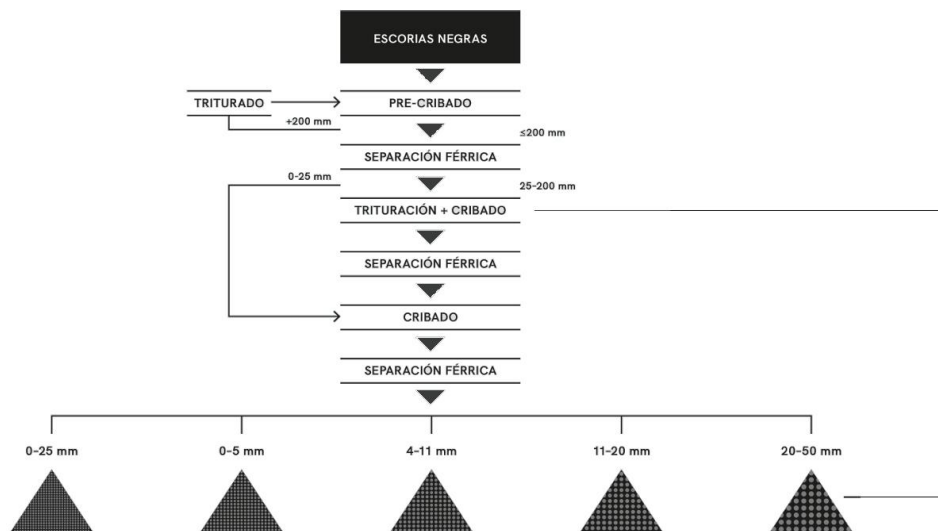


Figura 4. Proceso físico de obtención de árido siderúrgico a diferentes granulometrias.

Fuente: Adec Global (a), 2025.

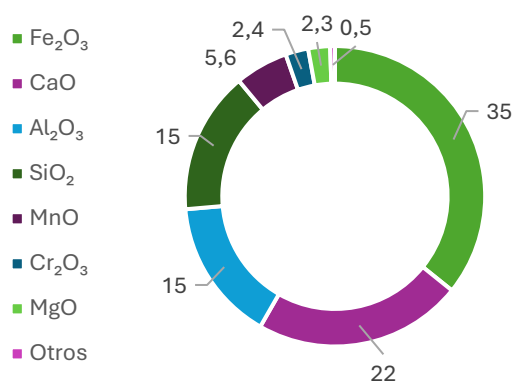


Figura 5. Componentes de las escorias negras en porcentajes en peso.

Fuente: Elaboración propia.

Según datos de la *World Steel Association*, en el 2022, el 28,6% del acero total producido mundialmente fue acero reciclado proveniente de la chatarra, indicando que la obtención mediante el uso del HAE tiene una relevancia considerable en el sector, manifestando así la consecuente producción de escorias negras. De hecho, según datos de la Unión de Empresas Siderúrgicas (UNESID), la producción total de acero en España en 2023 fue de 11,5 millones de toneladas y más de 1 millón de toneladas de escorias de HAE (15% por cada tonelada de acero), siendo el 75% escorias negras y el 25%, blancas. Las principales aplicaciones de las escorias negras son en obras de infraestructura civil y edificación, valorizándose como material granular (zahorra, suelo seleccionado y como árido en mezclas bituminosas). Por otra parte, las escorias blancas pueden utilizarse como materia prima en la fabricación de clínker, el principal componente del cemento Portland. Su aportación mineralógica permite sustituir parcialmente materiales naturales como la caliza o la arcilla (Adec Global (a), 2025).

1.4.3. Adec Global y su potencial como productor de materia prima secundaria

Adec Global, con sede en Barcelona, valoriza desde 2010 escorias de HAE y residuos de construcción y demolición, transformándolos en áridos siderúrgicos para aplicaciones de obra civil y construcción. Gestiona anualmente en Cataluña unas 780.000 t (330.000 t de escorias y 450.000 t de residuos de la construcción y demolición) y, en Cantabria, trata otras 120.000 t de escorias en las instalaciones de Global Steel Wire. Estos áridos se emplean en capas granulares de firmes, ferrocarriles y mezclas bituminosas. Su volumen operativo y experiencia técnica sitúan a la empresa como referente en economía circular y sostenibilidad del sector. Además, su interés en proyectos de I+D+i propició la firma de un convenio para este TFG, tras la colaboración previa con la UAB en el *Innovation Day: soluciones de talento*⁸ realizado en el Parc de Recerca de la UAB (PRUAB).

⁸ Iniciativa impulsada por el Ayuntamiento de Molins de Rei y la UAB con apoyo de otras entidades. Dirigido a toda la comunidad UAB, sobre todo al alumnado, organizado con el objetivo de desarrollar una propuesta de solución a retos propuestos por diversas empresas.

1.5. Aplicaciones de escorias en remediación de suelos

1.5.1. Antecedentes científicos y estudios previos

Desde comienzos de la década de 2000 se han publicado numerosos trabajos que avalan la eficacia de las escorias de HAE y otras escorias siderúrgicas como enmiendas para inmovilizar metales pesados en suelos y materiales afines.

Suelos ácidos contaminados: En suelos con $\text{pH} \approx 4$ se ha registrado una disminución superior al 83 % de Pb, Cd, Cu y Zn tras la aplicación de escorias HAE, junto con una subida del pH de 3,9 a 5,2. Además, tras evaluarse el crecimiento de arroz en esas condiciones, se vio que la reducción de la biodisponibilidad de los metales pesados favoreció su crecimiento (Qiu et al., 2012).

Sitios industriales y *superfund*⁹: Grubb y Wazne (2011), demostraron que la mezcla de finos de escoria de HAE/AH (alto horno) con suelos contaminados inmoviliza As (III/V), Cd, Cu, Pb, P, Ni, W, Se (IV/VI) y Zn creando un medio estabilizado.

Drenajes ácidos de mina (DAM): Reddy et al. (2019), Name y Sheridan (2014) sustituyeron reactivos alcalinos convencionales por escorias HAE y escorias de acero inoxidable, logrando neutralizar la acidez y reducir las concentraciones de hierro y sulfato; las escorias HAE resultaron más eficaces.

Fitorremediación asistida: En arrozales contaminados con As y Cd, la adición de escorias elevó el pH en 1,9 unidades, redujo Cd en suelo > 90 % y rebajó As en grano 43-52 %. Un elevado pH del suelo incrementa la carga neta negativa y la densidad de sitios de intercambio catiónico facilitando la adsorción y precipitación del Cd. Asimismo, se menciona que la capacidad neutralizadora de ácido en las enmiendas con escorias depende extremadamente en el contenido de minerales Ca, Mg y Si. Además, la porosidad y gran área superficial de las partículas de escorias puede inmovilizar el Cd por adsorción y precipitación (Chi et al., 2022)

Otros estudios:

- Escoria + fertilizante orgánico + cultivo fitorremediador + barrera reactiva permeable redujeron As y Hg totales > 50 %. Además, la movilidad del As debido a la adición del fertilizante fue mitigada con la adición de los coproductos, y gracias a la barrera minimizaron su lixiviación (Sánchez et al., 2024).
- La relación $\text{Fe/Ca} \approx 10,7$ en escorias favoreció (> 90 %) la retención de As y de lixiviados <0,005 $\mu\text{g/L}$ gracias a la conversión de As lábiles a fracciones más estables mediante formaciones de Fe (III) amorfo, oxihidróxidos y liberación de iones de Ca, lo que facilitó la adsorción de As. También, la formación de precipitados de complejos de Fe-As, así como de co-precipitados de Ca-As (Zhang et al., 2023).

En conjunto, los estudios coinciden en que las escorias actúan como barrera estable frente a la lixiviación de metales y mejoran las condiciones edáficas para el crecimiento vegetal.

⁹ *Superfund*: término que se utiliza para referirse a la ley y al programa federal de los Estados Unidos diseñado para abordar la limpieza de sitios peligrosos contaminados.

1.5.2. Propiedades fisicoquímicas relevantes

El comportamiento remediador de las escorias se vincula a un conjunto de características fisicoquímicas que se pueden observar en la siguiente tabla:

Tabla 1. Propiedades fisicoquímicas de las escorias como enmienda de suelos contaminados.

Fuente: elaboración propia

Propiedad	Mecanismo predominante	Efecto sobre los metales
Alcalinidad y capacidad tamponante (CaO, MgO, SiO ₂)	Neutralización de acidez, incremento del pH	Reduce movilidad de metales por desplazamiento de protones (Hao et al. 2012). Precipitación de hidróxidos / carbonatos metálicos; menor solubilidad de cationes. Incrementa capacidad de adsorción de óxidos por cationes y la formación de precipitados (Kumpiene et al., 2007).
Contenido de óxidos de Fe/Al	Oxidación, precipitación, adsorción y complejación	Fijación de metales pesados (cationes y oxoaniones) en (oxy)hidróxidos recién formados, así como Fe (III) amorfo (Grubb y Wazne, 2011; Zhang et al., 2023).
Estructura porosa, gran área superficial y actividad cementosa	Adsorción física y química; intercambio iónico	Mayor número de sitios activos para Cd, Pb, Zn, etc. (Gao et al., 2020; Li et al., 2018).
Precipitación secundaria inducida	Aumento del índice de saturación de minerales de Fe, Al y Ca	Precipitación de minerales dejando a los metales atrapados en ellos o sobre su superficie (Hao et al., 2012).

Estos rasgos confieren a las escorias múltiples barreras (químicas y estructurales) contra la movilidad de metales: si el pH vuelve a descender, parte de los metales permanece atrapada en fases estables o fuertemente adsorbida, lo que explica la elevada resistencia de los suelos enmendados a condiciones ambientales cambiantes.

1.6. Técnicas de evaluación: ensayos de lixiviación

Para la evaluación de riesgo de los metales pesados en el suelo, es importante estimar su capacidad de movimiento hacia capas más profundas. Existen diversos métodos para medir el potencial de lixiviación de los metales en el suelo bajo condiciones de laboratorio controladas, como las cromatografías de suelo de capa fina, de capa gruesa y en columna, entre otros. (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OECD), 2004).

1.6.1. Prueba de lixiviación en columnas (OECD 312)

Este método fue diseñado por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OECD) en 2004, y se basa en el uso de columnas inertes para analizar la capacidad de movilidad de compuestos a través de un “perfil de suelo”. Para este proceso, se necesitan columnas hechas de un material inerte (vidrio, acero inoxidable, PVC, etc.) con un diámetro interior de al menos 4 cm y una altura mínima de 35 cm.

Resulta necesario la obtención de información de los usos del suelo dados previamente en las zonas de muestreo (cobertura vegetal, tratamientos con productos de protección de cultivos, tratamientos con fertilizantes orgánicos e inorgánicos) así como una caracterización previa.

Estos suelos deben tomarse de la capa superior (horizonte A), y eliminar los restos de vegetación, macrofauna y piedras. Posteriormente, se deben secar y tamizar antes de ser utilizados. Después, se rellenan las columnas con el suelo mediante una pala, asegurando una distribución homogénea.

Para aplicar una sustancia de prueba a la columna del suelo de formulación sólida (como gránulos) deben aplicarse en forma sólida sin agua, asegurando siempre la mejor distribución homogénea posible.

Seguidamente, se saturan y equilibran con una solución de lluvia artificial, de manera que el exceso de agua se drena por gravedad. Una vez equilibradas las condiciones de humedad, se aplica de nuevo lluvia artificial sobre las columnas de manera continua y homogénea, permitiendo que esta drene a lo largo del perfil del suelo. Se recoge el lixiviado, el cual va a ser analizado para obtener información de los compuestos de interés.

Finalmente, las columnas se seccionan en un número apropiado de segmentos para detectar la sustancia de ensayo y, cuando corresponda, los productos de transformación. Además, durante todo el proceso, las columnas deben mantenerse a temperatura ambiente (18 - 25 °C).

2. Objetivos

El objetivo principal de este trabajo es evaluar la capacidad de las escorias siderúrgicas negras de hornos de arco eléctrico, para neutralizar un descenso de pH inducido artificialmente y mantener inmovilizados los metales pesados presentes en dos suelos alcalinos. Para alcanzar este objetivo, se plantean los siguientes objetivos secundarios:

- Analizar el estado del arte sobre el uso de escorias siderúrgicas negras en la remediación de suelos contaminados con metales pesados.
- Identificar y describir las propiedades fisicoquímicas clave del suelo y de las escorias relacionadas a la inmovilización por metales pesados.
- Diseñar y desarrollar una propuesta metodológica experimental para evaluar el potencial de las escorias siderúrgicas negras como agente neutralizante ante el descenso de pH.
- Comparar y analizar los resultados obtenidos provenientes de ambos suelos tras la aplicación de las escorias negras y la solución ácida.

3. Metodología

Este estudio se planteó como un ensayo comparativo de laboratorio: partió de una revisión bibliográfica exhaustiva y culminó en la aplicación controlada de diferentes tratamientos con escorias siderúrgicas para evaluar su efecto remediador.

3.1. Revisión bibliográfica y análisis de la información

Para la elaboración del marco teórico y el enfoque metodológico de este trabajo, se realizó una búsqueda bibliográfica enfocada en estudios recientes sobre la remediación de suelos contaminados mediante el uso de escorias siderúrgicas negras, con especial atención a aquellas procedentes de hornos de arco eléctrico.

La búsqueda se realizó a través de Google Scholar utilizando combinaciones de palabras clave como: *steel slag*, *soil remediation*, *electric arc furnace slag*, *heavy metals*. Además, se empleó la plataforma de inteligencia artificial SciSpace, a la cual se le proporcionó un *prompt* detallado con los criterios de búsqueda que debían cumplir los artículos seleccionados. Este *prompt* incluía aspectos como: tipo de estudio, objetivo principal, composición de la escoria, características del suelo y contaminantes, mecanismo de remediación, metodología experimental, condiciones del ensayo, limitaciones del estudio, resultados obtenidos y aplicabilidad práctica.

Una vez obtenidos los resultados, se procedió a hacer una selección crítica de los artículos que se alineaban mejor a los objetivos del TFG. Se priorizaron estudios publicados en los últimos 10 años que abordaran de forma integral los criterios mencionados. Posteriormente, se realizó una lectura detallada de cada uno de los trabajos seleccionados, con el fin de analizar su relevancia, aplicabilidad y relación con esta investigación. Los artículos que no aportaban información concreta o no se alineaban con los objetivos del trabajo fueron descartados.

Para facilitar el acceso a los textos completos, se utilizó la extensión de navegador Lean Library, proporcionada por la UAB. Asimismo, se utilizó el gestor bibliográfico Zotero para organizar,

analizar los artículos científicos, y extraer referencias y citas de forma eficiente durante el proceso de revisión.

3.2. Diseño y desarrollo de la propuesta metodológica experimental

Tras el análisis bibliográfico y la comparativa entre diversas técnicas, se decidió analizar la movilización de metales pesados usando columnas de lixiviación tomando como referencia a los criterios establecido por la OECD. Asimismo, se tuvo en cuenta al diseño experimental realizado en el proyecto Fertichar del CREAM. En concreto, se realizaron 4 tratamientos distintos con 4 réplicas por cada uno; teniendo en cuenta dos variables relacionadas a las escorias: su concentración (5% y 10% porcentaje en peso) y granulometría (0/5mm y 4/11mm). Por otro lado, se usó un suelo altamente contaminado y otro medianamente contaminado con metales pesados de un emplazamiento de Badalona¹⁰. Asimismo, se consideraron dos controles (véase la **Tabla 2**).

Tabla 2. Número de tratamientos y controles del diseño experimental.

Fuente: Elaboración propia.

Tipo de tratamiento	Cantidad de columnas	
	Suelo altamente contaminado	Suelo medianamente contaminado
Suelo control	4	4
Suelo con escorias 0/5 mm al 5%	4	4
Suelo con escorias 0/5 mm al 10%	4	4
Suelo con escorias 4/11 mm al 5%	4	4
Suelo con escorias 4/11 mm al 10%	4	4
TOTAL	20	20

¹⁰ Debido a términos de confidencialidad con la empresa no es posible compartir la ubicación exacta del punto de muestreo.

3.2.1. Materiales

Los materiales se encuentran enlistados en la **Tabla 3** y están divididos por cada fase del montaje experimental.

Tabla 3. Listado de materiales por fases del montaje experimental.

Fuente: Elaboración propia.

Fase	Materiales	
Toma de muestras	Equipos de protección individual (EPI) Palas	Contenedores
Secado y tamizado	Estufa a 70°C Bandejas Palas pequeñas Bolsas	Tamiz de 2mm Balanza analítica Mascarillas y gafas de protección Guantes de protección
Montaje de prueba piloto	1 tubo de PVC 110 mm 1 tapón ciego 2 kg de suelo control 3 casquillos reductores 40/32 mm	2 recorte circular de filtro de papel de poro grande 1 recorte circular de malla mosquitera de 0,2mm 1 base de maceta 0,19 x 0,26 m Pegamento para PVC
Montaje de columnas de lixiviación	7 tubos PVC de 110 mm 30 manguitos de 110 mm 40 tapones ciegos 120 casquillos reductores 40/32 mm Pegamento para PVC Taladro 80 recortes circulares de filtro de papel de poro grande 40 recortes circulares de malla mosquitera de 0,2mm	40 bases de maceta 0,19 x 0,26 m 2 guantes de protección 40 kg de suelo contaminado 40 kg de suelo control 2,9 kg de escorias negras 0/5 mm 2,9 kg de escoras negras 4/11 mm Mascarillas Gafas y guantes de protección Balanza analítica 1 sierra de arco
Riego de columnas	30 L de agua destilada 40 tubos falcón de 50 mL	Cámara fría 10 jeringas de 20 mL Gafas y guantes de protección
Recogida de muestras para pruebas de pH	20 g de suelo de columnas: controles, medianamente contaminado 0-5mm y 10% de escorias, altamente contaminado 0-5mm y 10% de escorias	12 tubos tubos falcón de 50 mL Balanza analítica Cucharas
Pruebas de pH y preparación de solución ácida	HNO ₃ al 69-70%, $\rho=1,4 \text{ g/cm}^3$ Agua MiliQ 12 tubos falcón con muestras de suelo	Guantes y gafas de protección Papel indicador de pH Bidón de 25 L
Recogida de lixiviados	10 jeringas de 20 mL 44 L de solución ácida pH 40 tubos falcón de 50 mL	Guantes y gafas de protección Cámara fría
Recogida de muestras de suelo tras lixiviación	82 bolsas ziploc 40 tiras reactivas de pH	Guantes y gafas de protección Cucharas
Prueba de texturas	80 g de suelo altamente contaminado 80 g de suelo medianamente contaminado Embudos de 10 cm Vasos de acero inoxidable Remenadores manuales y mecánico Probetas de 1L	Botellas de 1L Solución dispersante de calgón Peróxido de hidrógeno 30% Etanol Guantes y gafas de protección
Prueba de pH del suelo	40 muestras de suelo seco de columnas de 10 g 2 muestras de suelo seco alta y medianamente contaminado de 10 g	Vasos de plástico Varas Agua destilada pH-metro

3.3. Montaje experimental

El montaje experimental tuvo lugar en el laboratorio de suelos del Centre de Recerca i Aplicacions Forestals (CREAF); el cual proporcionó sus instalaciones a lo largo de la investigación. Asimismo, se acudió puntualmente a los laboratorios de química para realizar diversos experimentos.

Para tener una mejor comprensión del montaje experimental, en la siguiente figura se puede observar un diagrama de flujo donde se señalan las fases:

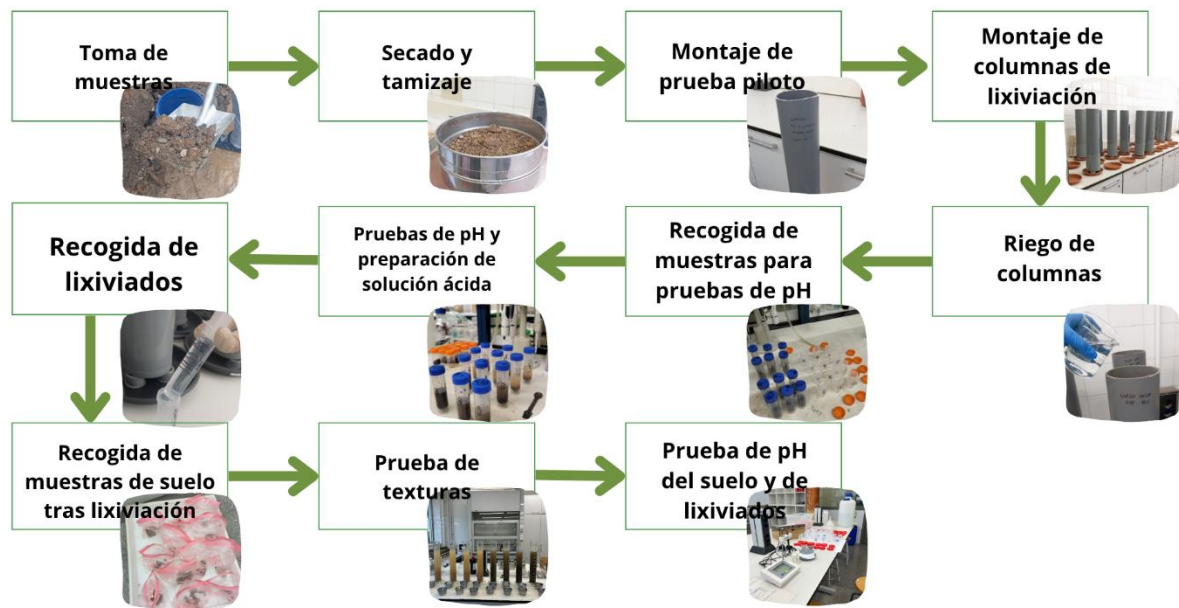


Figura 6. Diagrama de flujo del montaje experimental.

Fuente: Elaboración propia.

Toma de muestras: El montaje experimental comenzó con la búsqueda por parte de la empresa de dos suelos que estuvieran contaminados con metales pesados en mayor y menor proporción, a los cuales se les denominará “suelo altamente contaminado” y “suelo medianamente contaminado”, correspondientemente. Se extrajeron aproximadamente 120 kg de suelo de relleno de un emplazamiento en Badalona (véase **Anexo 8. Recolección de los suelos**). Tras las pruebas de las analíticas se obtuvieron las concentraciones de metales pesados en suelo (véase **Tabla 4**), concentraciones de metales pesados en sus correspondientes lixiviados, así como otros parámetros como el pH, CIC, carbono orgánico disuelto, entre otros (véase **Anexo 9. Analíticas de los lixiviados de los suelos**).

Tabla 4. Resultados de analíticas de NGR de los dos suelos proporcionados por Adec Global.

Fuente: Adec Global (a) (2025).

Anexo V referencia (NGR) para protección de la salud						No. Orden No. Muestra Muestra Fecha de muestreo Descripción Interna	1532901 739711 1250318 18.03.2025 Suelo altamente contaminado	1532930 739859 1250318 18.03.2025 Suelo medianamente contaminado
Parámetro	Unidad	Método	Uso Industrial	Uso Urbano	Otros Usos	Resultado	Resultado	
Metales								
Antimonio (Sb)	mg / kg MS	EN-ISO 11883	30	6	6	14	<0,5	
Arsénico (As)	mg / kg MS	Conforme NE	30	30	30	43	110	
Bario (Ba)	mg / kg MS	EN-ISO 11883	1.000	880	500	99	39	
Berilio (Be)	mg / kg MS	EN-ISO 11883	90	40	10	0,5	0,3	
Cadmio (Cd)	mg / kg MS	Conforme NE	55	5,5	2,5	2,9	<0,1	
Cromo (Cr)	mg / kg MS	Conforme NE	1.000	1.000	400	11	8,8	
Cr (VI)	mg / kg MS	Conforme NE	25	10	1	<0,50	-	
Cobalto (Co)	mg / kg MS	EN-ISO 11883	90	45	25	7,6	20	
Cobre (Cu)	mg / kg MS	Conforme NE	1.000	310	90	9700	33	
Estaño (Sn)	mg / kg MS	EN-ISO 11883	1000	1000	50	170	4,7	
Mercurio (Hg)	mg / kg MS	ISO 16772	30	3	2	0,49	0,19	
Molibdeno (Mo)	mg / kg MS	EN-ISO 11883	70	7	3,5	1,3	1,1	
Níquel (Ni)	mg / kg MS	Conforme NE	1.000	470	45	76	35	
Plomo (Pb)	mg / kg MS	Conforme NE	550	60	60	780	25	
Selenio (Se)	mg / kg MS	EN-ISO 11883	70	7	0,7	<1,0	<1,0	
Talio (Tl)	mg / kg MS	método interno	45	4,5	1,5	<1,0	<1,0	
Vanadio (V)	mg / kg MS	EN-ISO 11883	1.000	190	135	17	15	
Zinc (Zn)	mg / kg MS	Conforme NE	1.000	650	170	5700	48	

Secado y tamizaje: Dadas las condiciones meteorológicas, el suelo recolectado estaba muy húmedo, lo cual implicó un secado prolongado en las estufas del CREAM. Tras este paso, se procedió con el tamizaje del suelo.

Montaje de prueba piloto: Antes de realizar la compra de todos los materiales, se decidió realizar una prueba piloto para asegurar de que el diseño funcione bien.

Diseño de la columna: Se cortó un tubo de PVC con altura de 35cm para evitar el efecto de la luz del día. Se le pegó un tapón ciego que contenía agujeros de 2mm. Como soporte se utilizaron los casquillos reductores. Cada columna se depositó sobre una base de maceta, la cual sirvió para recolectar el lixiviado de prueba. Al interior de cada columna se colocó un filtro formado por una secuencia de papel de poro grande, malla mosquitera y papel nuevamente, según el diámetro del tubo (véase ejemplo en **Figura 7** y el proceso completo en **Anexo 10. Prueba piloto**). La prueba de lixiviado resultó conforme.

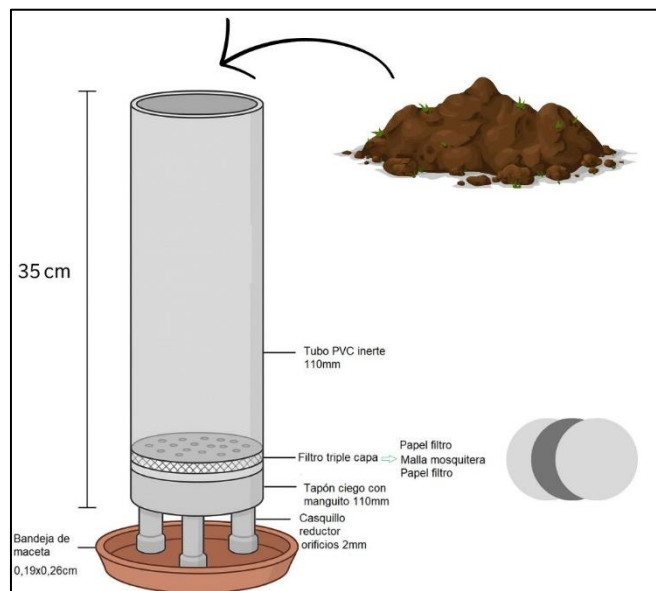


Figura 7. Diseño de la columna de lixiviación.

Fuente: Elaboración propia.

Montaje de columnas de lixiviación: Se basó en una adaptación de los criterios de la prueba 312 de lixiviación en columnas de la OECD, considerando también en el montaje el proyecto Fertichar. Para ello, se elaboró un presupuesto orientativo para realizar la compra de materiales (véase **Anexo 11. Presupuesto del diseño experimental**). Una vez recibidos en el CREAM, se procedió al montaje de las 40 columnas de lixiviación (véase **Figura 8** y para mayor detalle: **Anexo 12. Montaje de las columnas y puesta de muestras**), así como la adición del suelo y las escorias en las proporciones calculadas (véase **Anexo 13. Cálculos para el montaje experimental**).



Figura 8. Columnas de lixiviación finalizadas.

Fuente: Elaboración propia.

Riego de columnas: Para igualar la humedad en todos los tratamientos se realizó un riego de columnas con agua destilada y se esperó hasta que cayera todo el lixiviado (2 horas aproximadamente). Las muestras del lixiviado se recolectaron en tubos falcón y se dejaron en la cámara fría del CREAM.

Recogida de muestras para pruebas de pH: a la vista que los suelos tenían pH básico, se decidió utilizar agua ácida (previamente preparada en el laboratorio) para movilizar los metales pesados y así favorecer la lixiviación (sobre todo en ausencia de las escorias). Así, para determinar el pH de la solución ácida a utilizar para obtener los lixiviados, fue necesario recolectar muestras de suelo de las columnas.

Pruebas de pH y preparación de solución ácida: Se trataron de pruebas de carácter cualitativo; mediante tiras indicadoras de pH a partir de colorimetría, como se observa en la **Figura 9**. Se extrajeron 3 muestras de 10g de 4 tratamientos distintos (control y escorias 0/5 mm al 10%; en ambos tipos de suelo); obteniendo un total de 12 muestras. Seguidamente, se prepararon en el laboratorio de química soluciones de pH 2, 3 y 4 (véase **Anexo 14. Pruebas del pH de la solución**). Cada solución se vertió cuidadosamente en la muestra correspondiente. Según la variación de pH del suelo de las columnas y del grado de formación de CO₂ tras añadir estas soluciones ácidas, se seleccionó el pH más adecuado para usarse como agua de lixiviación de las columnas. El pH seleccionado fue de 2,0; de modo que se realizaron los cálculos correspondientes para elaborar una solución de 42 L (véase **Anexo 15. Cálculos del pH de la solución**).



Figura 9. Determinación pH soluciones (2, 3 y 4).
Fuente: Elaboración propia.

Recogida de lixiviados: Se procedió a realizar un riego de 1 L de solución ácida por columna y se esperó hasta que cayera todo el lixiviado para recogerlos con las jeringas correspondientes (ver **Figura 10**). También se midió el pH de cada lixiviado (**Anexo 18. Pruebas de pH de los lixiviados y suelos**). Los lixiviados fueron enviados al Servei d'Anàlisi Químic (SAQ) de la UAB. El SAQ utilizó la espectrometría de masas de plasma acoplado inductivamente (ICP-MS) para la determinación de la



Figura 10. Tubos falcón con muestras de lixiviados.

Fuente: Elaboración propia.

concentración de metales en los lixiviados. Esta técnica, altamente sensible, permite determinar de forma cuantitativa casi todos los elementos de la tabla periódica por medio de la generación, separación y posterior detección de iones en las muestras (Universidad de Burgos, 2025).

Recogida de muestras de suelo tras lixiviación: Se recolectaron 40 muestras de suelo de las columnas por duplicado (80 en total) para las pruebas de pH del suelo y la determinación de la concentración total de metales en el suelo. Estas muestras también fueron enviadas al SAQ para la determinación de la concentración total de metales en el suelo por medio del ICP-MS.

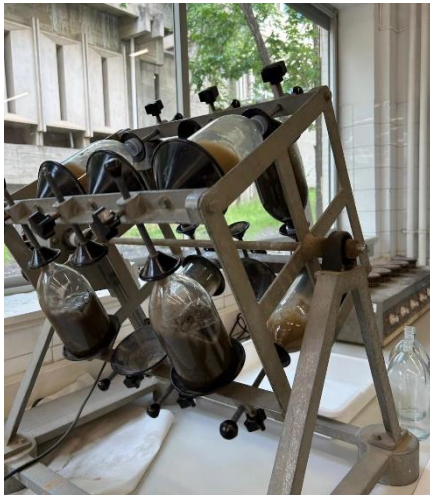


Figura 11. Muestras de suelo en el agitador para determinar texturas.
Fuente: Elaboración propia.

Prueba de texturas: Esta prueba se realizó siguiendo la Guía de prácticas de Ciencias del Suelo del Área de Edafología y Química Agrícola – Unidad de Ecología. Se realizaron 4 réplicas para cada tipo de suelo (ver **Figura 11**).

Prueba de pH del suelo y de lixiviados: Esta prueba se realizó siguiendo la Guía de prácticas de Ciencias del Suelo del Área de Edafología y Química Agrícola – Unidad de Ecología. Se determinó el pH del suelo de las 40 columnas, así como el de los lixiviados.

3.4. Tratamiento de resultados

Una vez obtenidos los resultados del SAQ, el tratamiento de datos se hizo utilizando el lenguaje de programación R v.4.5.0 y Microsoft Excel 2019.

Se realizaron diferentes pruebas como un análisis de varianza (ANOVA) de un solo factor para valorar estadísticamente, si los tratamientos afectaban a la concentración de los metales ($p < 0.05$), ya sea en los suelos o en los lixiviados. A aquellos resultados que tras la aplicación de las pruebas de Shapiro – Wilk y Levene no generaron un $p > 0.05$ se les hizo una transformación Box – Cox y se volvió a aplicar el ANOVA, así como ambas pruebas para comprobar la normalidad y homogeneidad de varianzas. Se consideró solamente a aquellos resultados donde, finalmente, se obtuvo $p < 0.05$ en la prueba ANOVA. Cabe resaltar, que no se pudo aplicar esta prueba a aquellos resultados que el ICP-MS no cuantificó. Después se hizo la prueba post – hoc Tukey donde se valoró qué tratamientos son estadísticamente significativos en la reducción de los metales en los lixiviados.

Para aquellos resultados donde ANOVA fue $p > 0.05$, se aplicó la prueba Kruskal – Wallis. Se calculó un estadístico χ^2 sobre los rangos de los datos y su p-valor para saber si al menos un tratamiento difiere de los demás en la mediana. Se realizó una prueba de Dunn con corrección de Bonferroni para aquellos p que fueron significativos con la finalidad de evaluar con qué tratamientos hay diferencia estadísticamente significativa en la variación de la concentración de metales.

4. Resultados y discusión

Tal como se señalaba en la introducción, el pH del suelo es un factor crítico que determina la solubilidad y, por tanto, la movilidad de los metales pesados. En la fase inicial del experimento se comprobó que ambos suelos presentaban un pH muy alcalino (11,2 en el suelo menos contaminado y 8,9 en el más contaminado, véase **Anexo 9. Analíticas de los lixiviados de los suelos**), lo cual favorecía la inmovilización natural de los metales e impedía evaluar correctamente la eficacia de las escorias siderúrgicas. Para salvaguardar la comparabilidad de los tratamientos y reproducir condiciones en las que los metales pudieran lixiviarse, se ajustó el pH mediante la adición de una solución de HNO_3 (pH 2). Bajo nuestra hipótesis, esta acidificación previa permite movilizar los metales y, una vez obtenidos los lixiviados, valorar de forma fiable el grado de retención impartido por los diferentes tamaños de partícula (0-5 mm y 4-11 mm) y dosis (5% y 10%) de escorias.

4.1. Textura del suelo

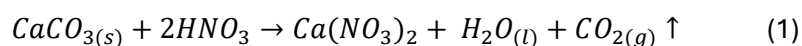
La **Tabla 5** muestra que ambos suelos presentan una textura claramente arenosa, es decir, una granulometría de grano grueso que implica una superficie de contacto limitada. Esta característica dificulta las interacciones fisicoquímicas entre las partículas del suelo y los metales pesados, reduciendo su capacidad de inmovilización. No obstante, como se detalla en el apartado **4.4 Concentración de metales en el suelo y en los lixiviados** incluso en estas condiciones las escorias siderúrgicas muestran un efecto remediador significativo. Los valores completos se recogen en el **Anexo 17. Pruebas de texturas**.

Tabla 5. Resultados prueba de texturas.
Fuente: Elaboración propia.

Tipo suelo	Media de réplicas			Textura
	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	
Medianamente contaminado	85.34	7.80	6.85	Arena
Altamente contaminado	86.52	7.28	6.20	Arena

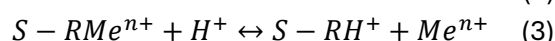
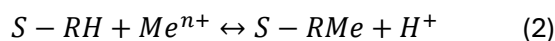
4.2. pH de la solución ácida

En relación con la prueba del pH de la solución, en ningún caso se observó formación de CO_2 tras la adición de las distintas soluciones ácidas. En suelos contaminados, la presencia de carbonatos puede favorecer la inmovilización de metales pesados, ya que actúan como amortiguadores de pH. En caso de haber carbonatos; se necesitaría una solución muy ácida para descender el pH significativamente; dificultando la movilización forzada de los metales adsorbidos. Con las pruebas de pH, se intentó forzar la reacción de los carbonatos con el ácido nítrico (véase reacción 1); para detectar su presencia a partir de la visualización de la formación de burbujas ($\text{CO}_{2(g)}$). La ausencia de burbujas implica la ausencia de carbonatos en el suelo analizado.



Como muestra la **Tabla 6**, se observó un descenso en el pH del lixiviado en todos los casos, aunque este no varió significativamente en función del pH de la solución añadida. En el caso del suelo medianamente contaminado, el pH del lixiviado se mantuvo en aproximadamente 7 en todos los casos; y en 6 en el caso del altamente contaminado.

Dado a que en ningún caso se formó CO₂ tras la adición de las distintas soluciones ácidas, ya que, no había carbonatos en el suelo, y se obtuvo un pH del lixiviado similar en todos los casos; se determinó que el pH necesario para regar las columnas correspondía al más ácido; el 2. Esta actuación se explica porque cuanto más ácida la solución; más protonados quedan los grupos funcionales del suelo. De esta manera, según las reacciones 2 y 3, el suelo puede liberar el metal que estaba adsorbido, permitiendo su lixiviación. La adición de una solución ácida supone forzar esta reacción y generar la liberación de los metales.



.(Nota: S = suelo, R = grupo funcional, Me = metal pesado)

Tabla 6. Resultados prueba pH de la solución Fuente: Elaboración propia.

Suelo	Tratamiento	Muestra	pH		
			suelo	solución	lixiviado
Medianamente contaminado	Control	A	11,2	3	7
		B	11,2	4	7
		C	11,2	2	7
	0/5 10%	D	11,2	3	7
		E	11,2	4	7
		F	11,2	2	7
Altamente contaminado	Control	G	8,9	3	6
		H	8,9	4	6
		I	8,9	2	6
	0/5 10%	J	8,9	3	6
		K	8,9	4	6
		L	8,9	2	6

4.3. pH del suelo y de los lixiviados

Tras obtener los lixiviados, se realizaron las correspondientes pruebas de pH tanto de estos como de los suelos de los tratamientos y controles (véanse datos completos en **Anexo 18.**).

En primer lugar, la adición de escorias produjo un incremento en el pH de los lixiviados de ambos suelos (véase **Tabla 7**); comparado con los respectivos controles. En el suelo medianamente contaminado (véase **Figura 12**) se observó una tendencia progresiva de incremento del pH al aumentar la concentración y la granulometría de la escoria; dándose hasta en un 17% más en el caso de las escorias 4/11mm al 10%.

En cambio, en el suelo altamente contaminado, aunque también se observó un incremento del pH (véase **Figura 13**), este no fue tan gradual. El mayor incremento de pH se registró nuevamente en la granulometría más grande (4/11 mm) a la mayor concentración (10%); con un aumento del 17% respecto al control.

Tabla 7. Resultados pH lixiviados y suelo. Fuente: Elaboración propia.

		pH lixiviados		pH suelo	
		Medida réplicas	Incremento pH	Medida réplicas	Incremento pH
MEDIANAMENTE CONTAMINADO	Control	5.45	-	6.86	-
	0/5 al 5%	5.82	7%	7.45	9%
	0/5 al 10%	6.04	11%	7.87	15%
	4/11 al 5%	6.20	14%	7.95	16%
	4/11 al 10%	6.38	17%	8.36	22%
ALTAMENTE CONTAMINADO	Control	5.72	-	8.13	-
	0/5 al 5%	6.45	13%	8.04	-1%
	0/5 al 10%	5.70	0%	8.15	0%
	4/11 al 5%	6.25	9%	8.32	2%
	4/11 al 10%	6.71	17%	8.24	1%

Nota: el incremento de pH se calcula respecto al control

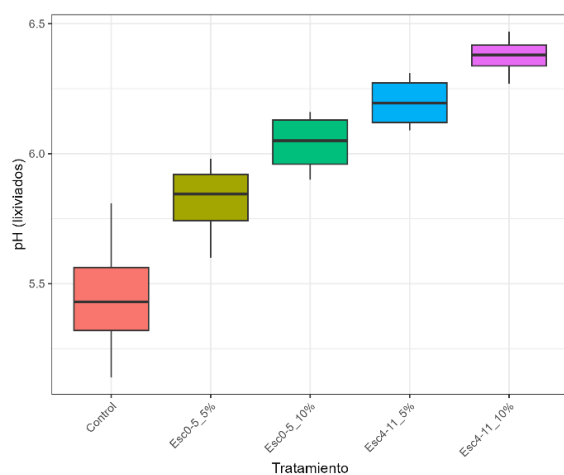


Figura 12. pH lixiviados suelo medianamente contaminado.

Fuente: Elaboración propia.

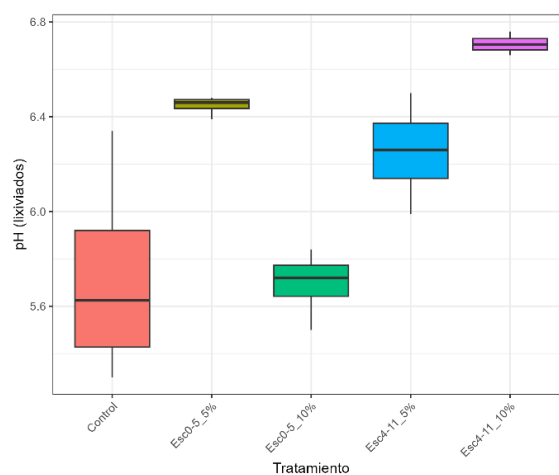


Figura 13. pH lixiviados suelo altamente contaminado.

Fuente: Elaboración propia.

El incremento del pH podría explicarse a raíz de la composición de las escorias. Como se analizó en el marco teórico, las escorias están compuestas por óxidos altamente alcalinos, en concreto; en porcentaje en peso están compuestas por $\text{Fe}_2\text{O}_3 \approx 35\%$, $\text{CaO} \approx 22\%$, $\text{Al}_2\text{O}_3 \approx 15\%$, $\text{SiO}_2 \approx 15\%$, $\text{MnO} \approx 5,6\%$, $\text{Cr}_2\text{O}_3 \approx 2,4\%$ y $\text{MgO} \approx 2,3\%$. Se podría deducir que estos compuestos reaccionan con los protones de la solución ácida (pH 2); neutralizando la acidez, como se observa en la **Tabla 8**.

Tabla 8. Reacciones de hidrólisis y neutralización de la acidez. Fuente: Elaboración propia.

	Hidrólisis	Neutralización acidez
	De los óxidos presentes en las escorias con el agua presente en el suelo.	Reacción con los protones de la solución ácida.
Fe₂O₃	$Fe_2O_{3(s)} + 3H_2O \leftrightarrow 2Fe(OH)_{3(s)}$	$Fe_2O_{3(s)} \leftrightarrow Fe^{+3} + 3OH^-$ $Fe(OH)_{3(s)} + 3H^+ \leftrightarrow Fe^{+3} + 3H_2O$
CaO	$CaO_{(s)} + H_2O \leftrightarrow Ca(OH)_{2(s)}$	$Ca(OH)_{2(s)} \leftrightarrow Ca^{+2} + 2OH^-$ $Ca(OH)_{2(s)} + 2H^+ \leftrightarrow Ca^{2+} + 2H_2O$
MgO	$MgO_{(s)} + H_2O \leftrightarrow Mg(OH)_{2(s)}$	$Mg(OH)_{2(s)} \leftrightarrow Mg^{+2} + 2OH^-$ $Mg(OH)_{2(s)} + 2H^+ \leftrightarrow Mg^{2+} + 2H_2O$

Nota: se han desarrollado de ejemplo las reacciones de dos compuestos mayoritarios en la escoria (Fe₂O₃ y CaO) y uno de minoritario (MgO)

En referencia a la granulometría de las escorias, los datos sugieren que ambas escorias aportan un incremento del pH en ambos tipos de suelos. Aun así, las escorias más grandes (4/11mm) son las que parecen proporcionar una mayor alcalinidad en ambos tipos de suelo.

Respecto a la proporción de escorias y el “efecto dosis”, los resultados indican que a mayor dosis (10%) mayor incremento del pH. Se podría atribuir a la mayor proporción de compuestos alcalinos disponibles. Esta tendencia no se observó en el caso de la fracción fina (0/5mm) en el suelo altamente contaminado; observándose un incremento nulo respecto al control. Esta irregularidad podría deberse a un posible error instrumental o accidental.

En segundo lugar, respecto a los resultados obtenidos del pH de los suelos (véanse datos completos en el **Anexo 18.**); estos sugieren que las escorias siderúrgicas negras son capaces de mantener el pH del suelo elevado tras la acidificación forzada en el suelo medianamente contaminado (véase **Tabla 7**).

En referencia al pH del suelo, el menos contaminado mostró una tendencia progresiva de incremento de pH según el tamaño y la proporción de la escoria (véase **Figura 14**). En concreto, alcanzó hasta un 15% de incremento respecto al control en el caso de las escorias 0/5mm-10% y un incremento de hasta 22% en el caso de las escorias 4/11mm a mayor dosis (10%) (véase **Tabla 7**). Los datos sugieren una influencia de la granulometría y la dosis para tamponar la acidificación del suelo; mostrándose un mayor “efecto buffer” en las escorias gruesas (4/11mm) y a mayor dosis (10%).

En cambio, en el suelo más contaminado el efecto amortiguador del pH fue más limitado; y no se observó un incremento del pH en ninguna granulometría ni dosis (véase **Figura 15**). Este resultado podría deberse a que el pH inicial del control en el suelo altamente contaminado ya era más alcalino (pH 8,13) que en el suelo medianamente contaminado (pH 6,86); sin evidenciar la capacidad “tamponante” de las escorias. La alta concentración de metales pesados en este tipo de suelo podría dar lugar a un propio “efecto buffer”, manteniendo el pH aproximadamente de 8 en todos los casos, incluso tras la adición de la solución ácida. En suelos con altas concentraciones de metales, en condiciones ya alcalinas, estos se pueden encontrar en formas inmovilizadas. Si tomamos como ejemplo la reacción de equilibrio del Ni en medios básicos (ver

reacción 4); según el principio de Le Châtelier¹¹, el pH alcalino desplazaría la reacción hacia la izquierda, inmovilizando el metal y liberando menos iones al suelo; manteniendo el pH elevado incluso tras la adición de las escorias.

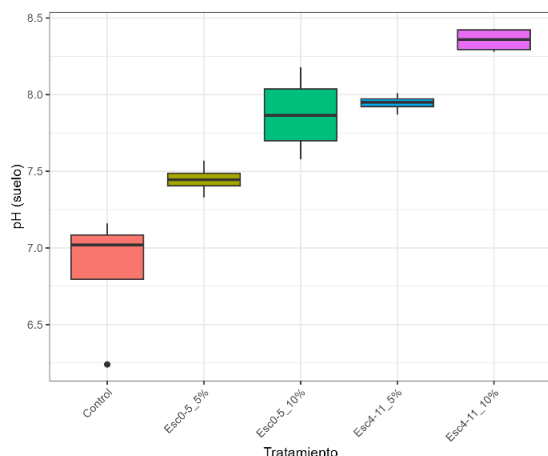
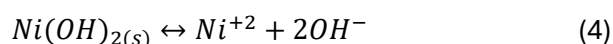


Figura 14. pH suelo medianamente contaminado.
Fuente: Elaboración propia.

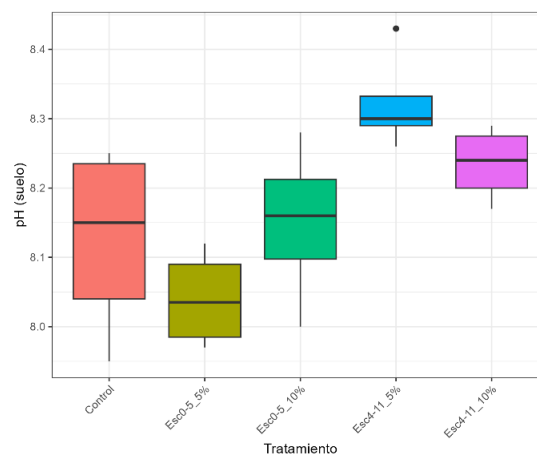


Figura 15. pH suelo altamente contaminado.
Fuente: Elaboración propia.

Al comparar los resultados obtenidos del pH de los lixiviados y del suelo (véase **Tabla 7**); se observa mayoritariamente una tendencia de incremento tras la adición de escorias; en ambos casos destacando la granulometría más grande (4/11 mm) a mayor dosis (10%). No obstante, la regularidad de la variación es diferente según el tipo de suelo.

4.4. Concentración de metales en el suelo y en los lixiviados

En este apartado se analiza la variación en las concentraciones de los seis metales (As, Cu, Ni, Sb, Pb y Zn), al compararlos entre el control y los distintos tratamientos. En la **Figura 16**, se muestran histogramas agrupados según las escalas de concentración obtenidas en los lixiviados.

Es notable que existe mayor concentración de As en el suelo menos contaminado (**Figura 16 (b)**) en comparación tanto con los demás metales como con el otro suelo, lo cual coincide con lo visto en las analíticas iniciales proporcionadas por Adec Global (véase **Tabla 4**). Por otro lado, en el suelo altamente contaminado, tanto el Cu como el Zn, son los metales con mayor abundancia lo cual también coincide con dichas analíticas.

Asimismo, a simple vista, ya se aprecia una reducción progresiva en la concentración, comparando respecto al control. A medida que aumenta la dosis de escorias y disminuye la granulometría, en los lixiviados del suelo medianamente contaminado (**Figura 16 (a-b)**) destacan los descensos en Sb, As; y en el suelo altamente contaminado (**Figura 16, (c-d)**), se observan efectos similares sobre el Ni, Pb, Sb y Zn.

¹¹ El principio de Le Châtelier indica que, si se presenta una perturbación externa sobre un sistema en equilibrio, el sistema se ajustará de tal manera que se cancele parcialmente dicha perturbación; alcanzando una nueva posición de equilibrio.

Estos patrones preliminares se confirman mediante un análisis estadístico detallado. En la **Tabla 9** se presentan los resultados del análisis de varianza ANOVA, incluyendo los valores de p para cada metal y, en el caso de Zn, en el lixiviado del suelo más contaminado, el parámetro λ derivado de la transformación Box – Cox aplicada para corregir la no normalidad. En el **Anexo 19. Resultados del SAQ** pueden consultarse los datos brutos del SAQ; y en el **Anexo 20. Resultados tras la prueba ANOVA** se recoge el conjunto completo de resultados del ANOVA, así como las transformaciones Box – Cox ejecutadas.

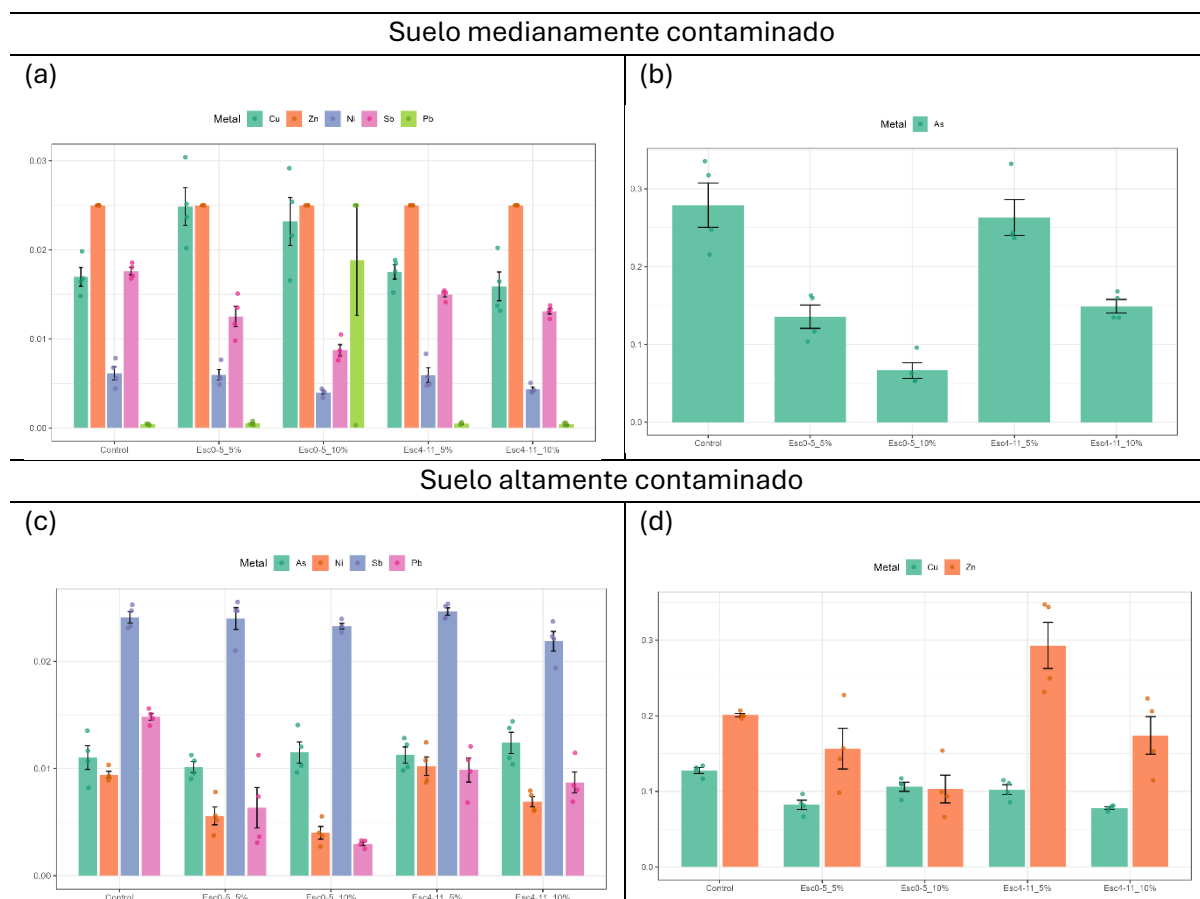


Figura 16. Histogramas de la variación de la concentración de metales en los lixiviados según tratamientos.

Fuente: Elaboración propia. Nota: (a) y (b) corresponden al suelo medianamente contaminado y (c) y (d) al suelo altamente contaminado.

Tabla 9. Resultados tras aplicar la prueba ANOVA. Fuente: Elaboración propia.

Tipología	Tipo de suelo	Metal	ANOVA (p-valor)	Shapiro-Wilk (p-valor)	Levene (p-valor)	λ (Box-Cox)
Lixiviados	Medianamente contaminado	Cu	0.0087	0.9186	0.2698	-
		As	0.0000	0.4204	0.2480	-
		Ni	0.0483	0.2912	0.3807	-
		Sb	0.0000	0.6037	0.0528	-
	Altamente contaminado	Cu	0.0000	0.1663	0.5510	-
		Zn	0.0006*	0.5442*	0.1595*	-2
		Ni	0.0000	0.5206	0.4102	-
		Sb	0.0937	0.0892	0.7390	-
		Pb	0.0000	0.2992	0.0520	-

(*) Valores obtenidos tras la transformación Box – Cox.

Con respecto a la concentración total de metales en el suelo, al no cumplirse los supuestos de normalidad (Shapiro – Wilk) y/o homogeneidad de varianzas (Levene), o bien al no obtenerse $p < 0.05$ en el ANOVA clásico, se optó por la prueba no paramétrica de Kruskal – Wallis. En este análisis, únicamente el Pb en el suelo medianamente contaminado mostró una diferencia estadísticamente significativa ($p < 0.05$; ver **Tabla 10**). A este resultado se le hizo la prueba de Dunn con corrección de Bonferroni para evaluar comparaciones por pares entre tratamientos, observándose una diferencia significativa entre Esc0-5_10% - Esc4-11_10% (véase **Tabla 11**). El conjunto completo de resultados está disponible en el **Anexo 21. Resultados tras la prueba Kruskal-Wallis**.

Tabla 10. Resultados tras aplicar la prueba Kruskal - Wallis. Fuente: Elaboración propia.

Tipología	Tipo de suelo	Metal	χ^2	p – valor
Suelos	Medianamente contaminado	Pb	10.1286	0.0383

Tabla 11. Resultados tras aplicar la prueba de Dunn con corrección de Bonferroni. Fuente: Elaboración propia.

Comparación	Z	p – valor sin ajustar	p – valor ajustado
Esc0-5_10% - Esc4-11_10%	-2.86854866	0.0020618	0.0206

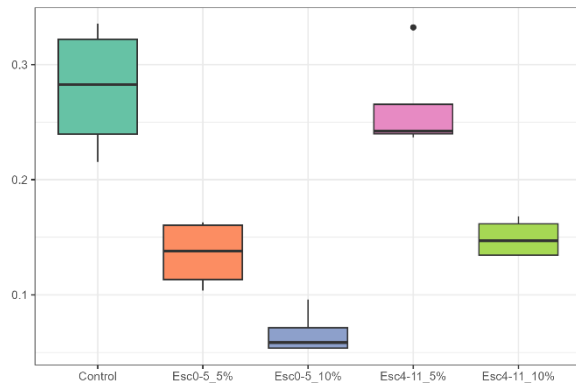
La diferente respuesta estadística entre los lixiviados y los suelos se le puede atribuir químicamente a que, dentro de la matriz sólida, domina la fracción “inmóvil” de los metales, cationes incorporados en minerales o fijados a óxidos Fe-Mn y fases aluminosilicatadas. Estas especies tienen cinéticas de disolución del orden de días o semanas (Proctor et al., 2000; Piatak y Parsons, 2019). En el ensayo, los lixiviados o eluatos se recogieron tras < 24 h, y un solo riego ácido (pH 2) posiblemente no fue suficiente para desestabilizar esos precipitados, de modo que la concentración total de los metales en el suelo no varió en gran medida y el ANOVA no detectó diferencias significativas.

En cambio, el lixiviado capta la fracción “lábil” que sí se moviliza bajo acidez, parte de los complejos metal-carbonato/hidróxido se disuelven, pero la escoria neutraliza rápidamente la solución en los tratamientos, elevando el pH a aproximadamente 6 respecto del control (véase **Tabla 6**), ya que, aporta $\text{Ca}^{2+}/\text{Si-OH}$ y vuelve a adsorber o coprecipitar metales (Berti y Cunningham, 2000; Fernández-Bertó et al., 2021). Esa doble acción, de liberación inicial seguida de re-fijación selectiva según dosis y granulometría, genera contrastes nítidos entre tratamientos en el eluato, donde sí se obtuvieron p-valores significativos.

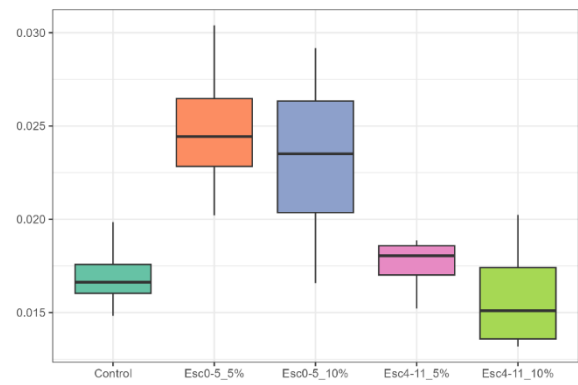
En los casos en que el ANOVA fue $p < 0.05$, se aplicó la prueba post – hoc de Tukey para identificar entre cuáles tratamientos, según granulometría y dosis de escorias siderúrgicas, existen diferencias estadísticamente significativas. En la **Figura 17** se muestran los diagramas de caja (*boxplots*) correspondientes a aquellos resultados que cumplieron esta condición. En la **Tabla 12**, se pueden visualizar los pares de tratamientos comparados, su valor de diferencia, y los intervalos de confianza al 95% (límite inferior y superior) y su p – valor. El conjunto completo de resultados está disponible en el **Anexo 22. Resultados tras la prueba post-hoc Tukey**.

Suelo medianamente contaminado

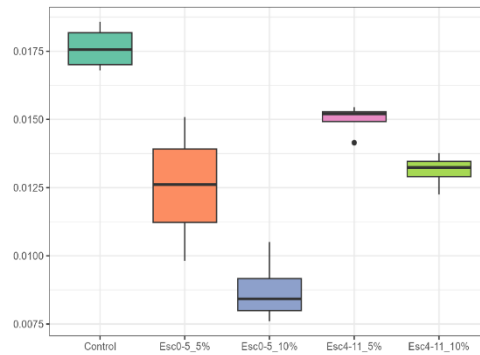
(a) As



(b) Cu

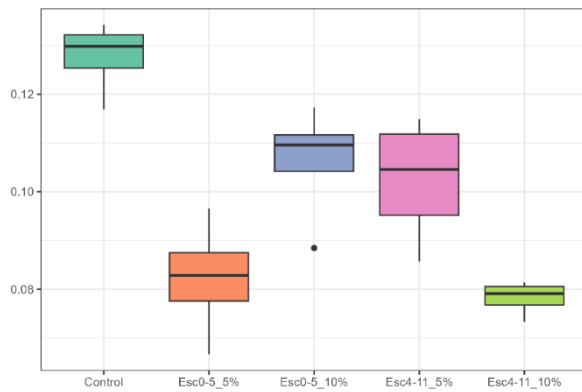


(d) Sb

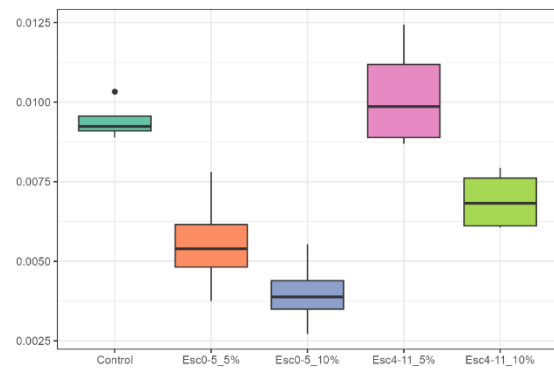


Suelo altamente contaminado

(e) Cu



(f) Ni



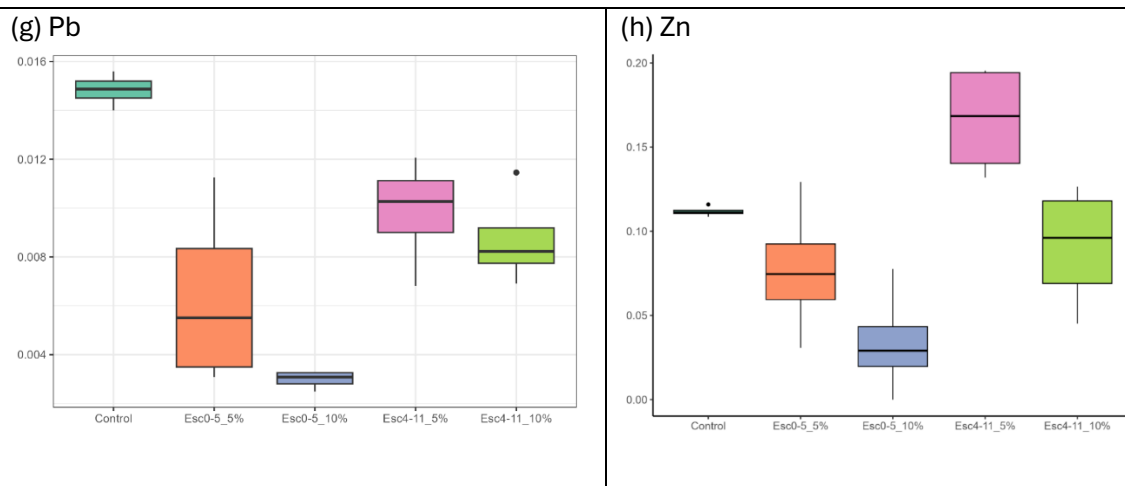


Figura 17. Diagramas de cajas de la variación de la concentración de metales en los lixiviados según tratamientos.

Fuente: Elaboración propia.

Nota: (a)-(d) corresponden al suelo medianamente contaminado y (e)-(h) al suelo altamente contaminado.

Tabla 12. Resultados post hoc Tukey de los lixiviados. Fuente: Elaboración propia.

Suelo	Metal	Contraste	Diferencias (Δ) mg L ⁻¹	IC 95% límite inferior	IC 95% Límite superior	p ajustado
Medio	As	Esc0-5_10%-Control	-0.2125	-0.2940	-0.1310	0.0000
Medio	As	Esc0-5_5%-Control	-0.1433	-0.2248	-0.0618	0.0006
Medio	As	Esc4-11_10%-Control	-0.1300	-0.2114	-0.0485	0.0015
Medio	As	Esc4-11_5%-Esc0-5_5%	0.1276	0.0461	0.2090	0.0017
Medio	As	Esc4-11_5%-Esc4-11_10%	0.1142	0.0328	0.1957	0.0046
Medio	As	Esc4-11_10%-Esc0-5_10%	0.0825	0.0011	0.1640	0.0463
Alto	Cu	Esc4-11_10%-Control	-0.0495	-0.0724	-0.0266	0.0001
Alto	Cu	Esc0-5_5%-Control	-0.0455	-0.0684	-0.0226	0.0002
Alto	Cu	Esc4-11_10%-Esc0-5_10%	-0.0280	-0.0509	-0.0051	0.0135
Medio	Cu	Esc4-11_10%-Esc0-5_5%	-0.0090	-0.0168	-0.0011	0.0215
Alto	Cu	Esc4-11_5%-Control	-0.0253	-0.0482	-0.0024	0.0274
Alto	Cu	Esc4-11_5%-Esc4-11_10%	0.0242	0.0013	0.0471	0.0360
Alto	Cu	Esc0-5_5%-Esc0-5_10%	-0.0240	-0.0469	-0.0011	0.0378
Medio	Cu	Esc0-5_5%-Control	0.0079	0.0001	0.0157	0.0482

Alto	Ni	Esc4-11_5%- Esc0-5_10%	0.0062	0.0034	0.0091	0.0001
Alto	Ni	Esc0-5_10%- Control	-0.0054	-0.0083	-0.0026	0.0003
Alto	Ni	Esc0-5_5%- Control	-0.0038	-0.0067	-0.0010	0.0065
Alto	Pb	Esc0-5_10%- Control	-0.0118	-0.0166	-0.0071	0.0000
Alto	Pb	Esc0-5_5%- Control	-0.0085	-0.0133	-0.0037	0.0005
Alto	Pb	Esc4-11_10%- Control	-0.0061	-0.0109	-0.0014	0.0091
Medio	Sb	Esc0-5_10%- Control	-0.0089	-0.0117	-0.0061	0.0000
Medio	Sb	Esc0-5_5%- Control	-0.0051	-0.0079	-0.0023	0.0004
Medio	Sb	Esc4-11_10%- Control	-0.0045	-0.0073	-0.0017	0.0014
Medio	Sb	Esc4-11_10%- Esc0-5_10%	0.0044	0.0016	0.0072	0.0017
Medio	Sb	Esc0-5_5%- Esc0-5_10%	0.0038	0.0010	0.0066	0.0061
Alto	Zn	Esc4-11_5%- Esc0-5_10%	0.1321	0.0618	0.2024	0.0003
Alto	Zn	Esc4-11_5%- Esc0-5_5%	0.0887	0.0184	0.1591	0.0106
Alto	Zn	Esc0-5_10%- Control	-0.0778	-0.1481	-0.0075	0.0269

Los suelos iniciales ya presentaban un entorno fuertemente alcalino (pH entre 9 – 11), por lo que buena parte de los metales pesados estaba inmovilizada como carbonatos (aunque en mínima cantidad, véase apartado **4.2 pH de la solución ácida**), hidróxidos u óxidos adsorbidos. La incorporación de escorias, ricas en CaO y Fe_2O_3 ¹², refuerza ese carácter básico, ya que, la disolución de CaO libera iones OH^- y eleva aún más el pH, desplazando los equilibrios de disociación metal $\leftrightarrow$ metal-hidróxido hacia la formación de especies insolubles según el principio de Le Châtelier (véase **Tabla 13**), lo que reduciría todavía más la biodisponibilidad. Cuando se aplica la solución ácida (pH 2), el exceso de H^+ invierte temporalmente esos equilibrios, disolviendo parte de los precipitados y liberando la fracción lábil al lixiviado. Sin embargo, la gran capacidad tampón del suelo – escoria podría neutralizar rápidamente los protones; por eso, el pH del lixiviado sube hasta 6 – 6,2 y el del suelo queda de nuevo en torno a

¹² Mencionado anteriormente: $\text{Fe}_2\text{O}_3 \approx 35\%$, $\text{CaO} \approx 22\%$, $\text{Al}_2\text{O}_3 \approx 15\%$, $\text{SiO}_2 \approx 15\%$, $\text{MnO} \approx 5,6\%$, $\text{Cr}_2\text{O}_3 \approx 2,4\%$ y $\text{MgO} \approx 2,3\%$ (porcentajes en peso)

8 – 8,2 (véase **Tabla 7**). Al aumentar la alcalinidad con respecto al control, los equilibrios tenderían a regresar a la izquierda y los metales volverían a fijarse, de modo que la concentración total en la matriz sólida apenas variaría, mientras que el lixiviado reflejaría los cambios inducidos por cada tratamiento.

Tabla 13. Reacciones químicas implicadas en la precipitación. Fuente: Elaboración propia.

Metal y valencia		Reacciones	
		Formación del hidróxido / ácido	Equilibrio de disociación
As	+3	$As_2O_{3(s)} + 3H_2O \rightarrow 2As(OH)_{3(s)}$	$As(OH)_{3(s)} \leftrightarrow As^{3+} + 3OH^-$
	+5	$As_2O_{5(s)} + 3H_2O \rightarrow 2H_3AsO_4$	$H_3AsO_4 \leftrightarrow H^+ + H_2AsO_4^-$ $H_2AsO_4^- \leftrightarrow H^+ + HAsO_4^{2-}$ $HAsO_4^{2-} \leftrightarrow H^+ + AsO_4^{3-}$
Cu	+1	$Cu_2O_{(s)} + H_2O \rightarrow 2CuOH_{(s)}$	$CuOH_{(s)} \leftrightarrow Cu^+ + OH^-$
	+2	$CuO_{(s)} + H_2O \rightarrow Cu(OH)_{2(s)}$	$Cu(OH)_{2(s)} \leftrightarrow Cu^{2+} + 2OH^-$
Ni	+2	$NiO_{(s)} + H_2O \rightarrow Ni(OH)_{2(s)}$	$Ni(OH)_{2(s)} \leftrightarrow Ni^{2+} + 2OH^-$
Pb	+2	$PbO_{(s)} + H_2O \rightarrow Pb(OH)_{2(s)}$	$Pb(OH)_{2(s)} \leftrightarrow Pb^{2+} + 2OH^-$
	+4	$PbO_{2(s)} + 2H_2O \rightarrow Pb(OH)_{4(s)}$	$Pb(OH)_{4(s)} \leftrightarrow Pb^{4+} + 4OH^-$
Sb	+3	$Sb_2O_{3(s)} + 3H_2O \rightarrow 2Sb(OH)_{3(s)}$	$Sb(OH)_{3(s)} \leftrightarrow Sb^{3+} + 3OH^-$
	+5	$Sb_2O_{5(s)} + 5H_2O \rightarrow 2Sb(OH)_{5(s)}$	$Sb(OH)_{5(s)} \leftrightarrow Sb^{5+} + 5OH^-$
Zn	+2	$ZnO_{(s)} + H_2O \rightarrow Zn(OH)_{2(s)}$	$Zn(OH)_{2(s)} \leftrightarrow Zn^{2+} + 2OH^-$

Nota: En medios alcalinos, el As (V) predomina en sus formas $HAsO_4^{2-}$ y AsO_4^{3-} ; aniones que pueden formar precipitados poco solubles al combinarse con cationes como Ca^{2+} o Fe^{3+} .

En la mayoría de los metales se ha observado una mayor retención con las escorias de fracción más fina (0/5 mm). Estas escorias tienen una superficie ratio-volumen mayor comparado con las escorias gruesas; proporcionando así una mayor superficie reactiva y más sitios de adsorción para los metales pesados, inmovilizándolos. En cambio, las escorias de mayor granulometría presentan una menor superficie activa, reduciendo la capacidad de adsorción.

Comenzando por el As, al examinar la **Tabla 12** se aprecia que los tratamientos con escoria 0/5 mm al 5% ($\Delta = -0,14 \text{ mg L}^{-1}$; $p < 0,05$) y 0/5 mm al 10% ($\Delta = -0,21 \text{ mg L}^{-1}$; $p < 0,05$) reducen significativamente la concentración de As en los lixiviados respecto al control. Un efecto semejante se observa con la escoria 4/11 mm al 10% ($\Delta = -0,13 \text{ mg L}^{-1}$; $p < 0,05$). La **Figura 17 (a)** confirma esta tendencia, todos los tratamientos muestran medianas inferiores a la del control y una dispersión comparable entre réplicas.

Asimismo, la comparación par a par revela que a menores granulometrías se genera una menor lixiviación y, a mayores dosis también, esto en el diagrama de cajas se evidencia claramente, donde el tratamiento Esc_0-5-10% presenta la menor mediana.

Estas diferencias respaldan la idea de que el material más fino proporciona una superficie específica superior y, por tanto, más sitios de adsorción. A ello se suma la elevación de pH inducida por la escoria, que favorece la precipitación de As(V) como compuestos poco solubles (arseniatos de Ca/Fe) y la coprecipitación con hidróxidos férricos, limitando su movilidad en el lixiviado o eluato.

Por otra parte, el efecto se detecta con mayor nitidez en el suelo medianamente contaminado porque, según las analíticas iniciales, este contenía una carga de As superior a la del suelo altamente contaminado; al haber más arsénico disponible, la capacidad inmovilizante de la escoria se manifiesta con mayor contraste.

El Cu también mostró contrastes significativos en ambos suelos, pero a diferencia del As, los tuvo mayormente en el suelo más contaminado y en menor medida en el menos contaminado.

En el suelo altamente contaminado, todos los tratamientos que superaron el contraste con el control (Esc0-5_5%, Esc4-11_5% y, sobre todo, Esc4-11_10 %) redujeron la concentración de Cu en el lixiviado (Δ entre -0.025 y 0.050 mg L^{-1}). A dosis alta, la fracción gruesa (4/11 mm 10%, véase **Figura 17 (e)**) resultó más eficaz que la fina (0/5 mm 10%), lo que sugiere que, en este suelo, la liberación inicial de Cu presente en la escoria fina puede contrarrestar parcialmente su mayor área superficial. Además, se puede atribuir a que el Cu puede formar complejos con minerales presentes en las escorias como son los óxidos de Fe, Ca y Mg.

Sin embargo, al analizar los rangos intercuartílicos, esta acción positiva de las escorias no necesariamente se dará en el 95% de los casos, ya que, en todos los contrastes se observa que el límite superior es positivo, evidenciando el posible efecto opuesto.

Por el contrario, si se observa la **Figura 17 (b)**, casi todos los tratamientos tuvieron más concentración de Cu comparado al control en el suelo medianamente contaminado. Además, la fracción final a 5% incrementó ligeramente el Cu frente al control ($\Delta = +0.008 \text{ mg L}^{-1}$), mientras que la fracción gruesa a 10% lo redujo significativamente respecto a la otra. Esto podría confirmar que parte del Cu total de la escoria fina se lixivia durante el primer riego ácido antes de que el pH suba de nuevo.

En cuanto a los resultados obtenidos tras el análisis estadístico del Ni, la prueba ANOVA ($p < 0.05$) mostró un efecto en la concentración de Ni en los lixiviados. Sin embargo, tras la comparación con Tukey, el lixiviado del suelo medianamente contaminado no mostró diferencias significativas.

Como se observa en la **Tabla 12**, los contrastes más notables en la concentración de Ni en los lixiviados del suelo altamente contaminado se dan entre las escorias 0/5 mm al 10% y el control ($\Delta = -0.0054 \text{ mg L}^{-1}$; $p < 0,05$); entre las escorias 4/11 mm al 5% y las escorias 0/5 mm al 10% ($\Delta = 0.0062 \text{ mg L}^{-1}$; $p < 0,05$) y entre las escorias 0/5 mm al 5% y el control ($\Delta = -0.0038 \text{ mg L}^{-1}$; $p < 0,05$). Estos datos sugieren que las escorias finas (0/5 mm) reducen significativamente la concentración de Ni en los lixiviados; especialmente cuando se aplica una mayor dosis (10%). Por lo contrario, las escorias de mayor granulometría (4/11 mm) parecen ser menos eficaces, disminuyendo aún más su eficacia en dosis más bajas (5%).

La mediana del tratamiento control (Véase **Figura 17 (f)**) es superior a las escorias 0/5 mm tanto al 5% como al 10%, reflejando una mayor retención del metal; especialmente a mayor dosis. Sin embargo, la fracción 4/11 mm al 5% presenta una mediana ligeramente más alta que la del control; lo que podría indicar una liberación de Ni por parte de las escorias; ya que contienen Ni. No obstante, al aumentar la dosis de esta fracción (4/11 mm al 10%), la concentración de Ni en los lixiviados disminuye considerablemente; remarcando la importancia del “efecto dosis” ya que aumentan los sitios de adsorción disponibles.

Este comportamiento puede explicarse por la tendencia de Ni a formar complejos con grupos presentes en las escorias (óxidos e hidróxidos). Las escorias más finas, como se ha mencionado anteriormente, presentan una mayor superficie específica, favoreciendo así una mejor adsorción del metal en la escoria, y, consecuentemente, su inmovilización.

En cuanto al Pb, los resultados muestran reducciones notables en los lixiviados del suelo altamente contaminado. En concreto, los más destacados se observan comparando los controles con las escorias 0/5 mm al 5% ($\Delta = -0.0085 \text{ mg L}^{-1}$; $p < 0,05$), con 0/5 mm al 10% ($\Delta = -0.0118 \text{ mg L}^{-1}$; $p < 0,05$); así como con las escorias 4/11 mm al 10% ($\Delta = 0.0061 \text{ mg L}^{-1}$; $p < 0,05$).

Todos los tratamientos presentan una reducción de concentración de Pb en los lixiviados respecto al control (véase **Figura 17 (g)**). Como se ha sugerido anteriormente, esta reducción puede deberse principalmente a la precipitación del Pb en forma de hidróxido debido al incremento del pH. En ambas fracciones, a mayor dosis (10%) se observa una disminución mayor, destacando las escorias 0/5 mm; especialmente por su mayor superficie específica.

Comparando el Ni y Pb; las escorias 4/11 mm parecen ser relativamente más eficaces en el caso del Pb. Sin embargo; las fracciones finas siguen siendo las más eficaces para la inmovilización de ambos metales en el suelo.

En cuanto a los análisis de la concentración de metales en el suelo menos contaminado, tras la prueba de Dunn con corrección de Bonferroni, sólo se obtuvo una comparación estadísticamente significativa ($Z = -2.869 \text{ mg L}^{-1}$; $p < 0,05$) entre el tratamiento escorias 0/5 mm al 10% y el de 4/11 mm al 10%. Los resultados obtenidos muestran que, para una misma dosis de 10%, las escorias 0/5mm presentan menor concentración de Pb en el suelo. Como se mencionó en la metodología, la concentración de metales en el suelo se determinó en el SAQ mediante digestión con agua regia. A pesar de que este análisis debería liberar la gran mayoría de las formas de plomo, se podría sugerir que la menor cantidad de Pb con las escorias 0/5 mm podría deberse a una mayor capacidad de estas para estabilizar el plomo; posiblemente formando precipitados muy estables con Fe/Mn presentes en las escorias.

Analizando el Sb, en el suelo medianamente contaminado, se puede observar en la **Figura 17 (d)** que se da una reducción frente al control en los lixiviados. De hecho, la fracción más fina 0/5 mm al 10% logra una mayor disminución del metal ($\Delta = -0.0089 \text{ mg L}^{-1}$; IC 95 % entre -0.0124 y -0.0054). Asimismo, esta misma fracción y la fracción gruesa 4/11 mm al 10% también ocasionan una disminución en los lixiviados. Además, a una dosis alta (10%), la fracción fina inmoviliza más el Sb que la fracción gruesa. Aquí, el IC 95% no cruza el cero, por lo que la diferencia es consistente. Estos resultados también se explican por la mayor superficie específica de la escoria fina que multiplica los sitios de adsorción.

Por otro lado, tras el riego, el pH del suelo al retornar a ser alcalino ya sea, por la disolución de los óxidos de las escorias, podría favorecer la precipitación de Sb (III) como óxidos/hidróxidos o generar su coprecipitación o adsorción de Sb (V) sobre hidróxidos de Fe.

En cuanto al Zn, no se obtuvieron resultados de los lixiviados del suelo medianamente contaminado, ya que el equipo no pudo cuantificarlo. No obstante, en el caso de los lixiviados del suelo altamente contaminado se obtuvo un $p < 0.05$ en el ANOVA tras aplicar la transformación de Box-Cox.

En este caso, la reducción más significativa de Zn se observó con las escorias finas (0/5 mm); mostrando una reducción importante respecto al control ya desde la menor dosis (5%) ($\Delta = 0.0887 \text{ mg L}^{-1}$; $p < 0,05$) y una retención aún más marcada a mayor dosis ($\Delta = -0.0778 \text{ mg L}^{-1}$; $p < 0,05$). Esto podría atribuirse a que la superficie específica mayor que las caracteriza, como se ha mencionado anteriormente. Además, al aumentar la dosis, se incrementa el número de sitios disponibles para la adsorción, favoreciendo la inmovilización del metal y reduciendo su lixiviación.

Contrariamente, la escoria gruesa (4/11 mm) mostró una menor retención del metal (véase **Figura 17 (h)**); llegando incluso a incrementar la concentración ligeramente a menor dosis (5%) respecto al control. En suelos altamente contaminados, la presencia de otros metales (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Ni^{+2} , Cu^{+2} , Pb^{2+}) puede causar una competencia entre los iones por los sitios de adsorción, dificultando la fijación del Zn en las escorias; especialmente en dosis bajas.

Cabe remarcar que la escoria 4/11 mm al 5% mostró una lixiviación mayor que las escorias 0/5mm tanto al 5% ($\Delta = 0.0887 \text{ mg L}^{-1}$; $p < 0,05$) como al 10% ($\Delta = 0.1321 \text{ mg L}^{-1}$; $p < 0,05$). Estos datos sugieren que, en el caso del Zn, las escorias finas parecen ser más eficaces en la inmovilización del metal que las escorias gruesas; independientemente de la dosis aplicada.

5. Conclusiones

Este Trabajo de Fin de Grado incluyó una revisión bibliográfica detallada sobre el uso de escorias siderúrgicas negras como enmienda para suelos contaminados con metales pesados. La búsqueda en diversas bases de datos permitió reunir y analizar los estudios más relevantes publicado en las dos últimas décadas. De esta manera se pudo también tener más información sobre las escorias negras, además de explorar los diversos mecanismos mediante los cuales pueden inmovilizar metales.

Por otro lado, la revisión puso de manifiesto la magnitud del problema de la contaminación por metales, tanto a escala europea como a nivel local; en particular, en suelos industriales como los de Badalona, origen de las muestras empleadas en el ensayo. Asimismo, el análisis bibliográfico también permitió profundizar en los mecanismos de inmovilización de metales en el suelo; así como los factores que lo condicionan.

En relación con la inmovilización de metales pesados en el suelo, se ha analizado la complejidad de los procesos implicados; ya que actúan de forma simultánea y relacionada. Entre todos los mecanismos de inmovilización estudiados (sorción, procesos redox, intercambio iónico, etc.); se ha observado que los más relevantes en presencia de escorias son los procesos de adsorción, precipitación y complejación con otros metales. Por una parte, la gran superficie específica de las escorias aporta una capacidad relevante de adsorción de metales pesados. Por otra parte, debido a su composición química, las escorias aumentan el pH del suelo, facilitando así la formación de óxidos e hidróxidos insolubles. Asimismo, la complejación con otros metales presentes en las escorias, facilitan su inmovilización en el suelo.

Entre los factores edáficos que condicionan la eficacia de estos mecanismos, destacan factores como la textura, el pH, la presencia de carbonatos y la coexistencia de otros componentes; los cuales pueden competir por los sitios de adsorción disponibles, limitando la retención de metales. Además, en condiciones reales, todos estos procesos están influenciados indirectamente por factores ambientales como la temperatura o la precipitación.

Dentro del marco práctico, se diseñó una propuesta metodológica experimental adaptada de la prueba 312 de la OECD y del proyecto Fertichar, con la finalidad de evaluar la capacidad amortiguadora de las escorias siderúrgicas negras frente a una acidificación simulada y su efecto sobre la inmovilización de metales pesados en dos suelos alcalinos; de distinto nivel de contaminación. Se prepararon un total de 40 columnas de lixiviación, considerando variables como la granulometría (0/5 mm y 4/11 mm) y la concentración de escoria (5% y 10%), las cuales se instalaron en el laboratorio del CREAM. En concreto, se llevaron a cabo 10 tratamientos agrupando los controles y las distintas combinaciones de granulometría y dosis (0/5 mm al 5% y al 10%; y 4/11 mm al 5% y 10%) para ambos tipos de suelo. Cada tratamiento se realizó con 4 réplicas para minimizar el efecto del azar.

Este montaje experimental permitió mantener condiciones controladas de laboratorio, incluyendo el control de factores ambientales como la temperatura, facilitando la posterior comparación entre tratamientos mediante el análisis estadístico. Tras la lixiviación, se determinaron en el SAQ las concentraciones de metales pesados tanto en los suelos como en los lixiviados, mediante el ICP-MS.

Posteriormente, los resultados se analizaron estadísticamente con R y Microsoft Excel para evaluar su significancia utilizando la prueba de ANOVA, su correspondiente post – hoc Tukey en los lixiviados, y Kruskal – Wallis junto con la prueba de Dunn en los suelos. Cabe resaltar que en aquellos resultados donde no se cumplió inicialmente la prueba ANOVA, se realizó una transformación Box – Cox. Este caso en particular se dio en el Zn del lixiviado del suelo altamente contaminado. Por otro lado, para evaluar los resultados de manera más visual se elaboraron diversos histogramas y diagramas de cajas.

El ajuste inicial del pH con HNO_3 (pH 2) fue imprescindible para movilizar metales de ambos suelos, ya que, que partían de un entorno fuertemente alcalino (pH 11,2 y 8,9). Tras un riego ácido, el lixiviado de ambos suelos registró valores próximos a 6, mientras que el suelo volvió a estabilizarse alrededor de pH 8 – 8,2 gracias a la elevada capacidad tampón de la matriz suelo-escoria. Aun así, la composición básica de las escorias (alrededor de 35% Fe_2O_3 , 22% CaO) elevó significativamente el pH del lixiviado y del suelo frente al control, sobre todo con la fracción gruesa 4–11 mm a la dosis del 10%. Ello confirma que la escoria puede neutralizar protones y generar un entorno alcalino adecuado para la precipitación/adsorción de metales.

Los dos suelos, ambos de textura arenosa, respondieron de forma distinta a los tratamientos. Sin embargo, a pesar de que esta textura les confiere una superficie menor de contacto con los metales, se obtuvieron resultados de gran interés. Por ejemplo, en el suelo medianamente contaminado, donde el As era el metal más abundante, la fracción fina 0/5 mm redujo de manera estadísticamente significativa las concentraciones de As y Sb en los lixiviados. De hecho, la disminución de la concentración fue mayor cuanto mayor fue la dosis, lo que evidencia la importancia de la superficie específica y del “efecto dosis”.

En los lixiviados del suelo altamente contaminado, el beneficio se observó sobre todo para Cu, Pb, Ni y Zn. La fracción gruesa a 10% mostró el descenso más consistente en Cu, mientras que las partículas finas fueron clave para inmovilizar el Pb, Zn y Ni. En el caso del Cu, esta doble tendencia sugiere un posible equilibrio entre la gran área específica que causan las partículas finas (que favorece la adsorción y coprecipitación) y la posible liberación inicial de metales propios de la escoria, más perceptible en la fracción fina y en los suelos más contaminados.

En la matriz sólida las concentraciones totales apenas variaron. Los análisis de varianza clásicos no detectaron diferencias y, cuando no se cumplieron los supuestos de normalidad y homocedasticidad, la prueba de Kruskal–Wallis solo identificó cambios significativos para Pb en el suelo medianamente contaminado. Este contraste corrobora que, tras < 24 h de contacto, la escoria actúa principalmente sobre la fracción lábil recogida en el lixiviado; la gran fracción inmóvil (carbonatos, hidróxidos u óxidos metálicos) permanece prácticamente sin alteración en un plazo muy corto.

En conjunto, los resultados muestran que las escorias siderúrgicas negras son capaces de elevar el pH, suministrar $\text{Ca}^{2+}/\text{OH}^-$ y promover la formación de precipitados y complejos con Fe y Ca, reduciendo la movilidad de varios metales. La granulometría fina (0/5 mm) y la dosis alta (10%) fueron, en términos generales, las combinaciones más eficaces, aunque en el suelo altamente contaminado la fracción gruesa a 10% demostró una notable capacidad de inmovilizar el Cu. Estas diferencias resaltan la necesidad de ajustar tamaño de partícula y proporción de escoria al tipo de suelo y al perfil de contaminación para maximizar la eficacia remediadora.

Una de las principales limitaciones del trabajo fue el plazo de ejecución propio de un TFG. El calendario académico impuso un margen de tiempo reducido para cada etapa, lo que resultó especialmente limitante en un trabajo experimental, donde las actividades en laboratorio y el tratamiento de los resultados suelen prolongarse más de lo previsto.

Es por lo que, de cara a futuras investigaciones, se recomienda evaluar el comportamiento a largo plazo de la adición de escorias en el suelo, poniendo el foco en la posible liberación progresiva de metales de estas, para establecer con mayor certeza la seguridad y la eficacia duradera de esta estrategia de remediación.

Asimismo, sería recomendable trabajar con suelos contaminados de pH ácido, donde la movilidad intrínseca de los metales permitiría evaluar el efecto de las escorias sin recurrir a un riego acidificado artificial, como el empleado en este estudio. Resulta igualmente interesante realizarlo a distintas texturas, en concreto suelos arcillosos, ya que, la elevada área superficial que presentan podría potenciar una mayor inmovilización de los metales pesados mediante mecanismos de adsorción y coprecipitación.

Finalmente, es de conveniencia, ampliar las granulometrías y dosis de escorias a estudiar, prestando atención a las fracciones más finas, y en diversas concentraciones, con la finalidad de optimizar la combinación tamaño – dosis que maximice la retención de metales. Paralelamente, sería de gran utilidad incrementar el número de ciclos de lixiviado y prolongar el seguimiento temporal, debido a que, un solo riego y la recolección de lixiviados a < 24 h probablemente no sean suficientes para reflejar cambios apreciables en la fracción total del suelo.

6. Anexos

6.1. Anexo 1. Programación temporal

A continuación, se muestra la programación temporal planteada para llevar a cabo el proyecto y poder conseguir los objetivos propuestos.

	FEBRERO				MARZO				ABRIL					MAYO					JUNIO				JULIO			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	1	2	3	4
Revisión bibliográfica																										
Reuniones de seguimiento UAB																										
Reuniones de seguimiento Adec Global																										
Recolección y caracterización de muestras (suelo, escorias)																										
Montaje e instalación de piloto, controles y tratamientos																										
Seguimiento del experimento																										
Preparación de solución ácida para añadir a las columnas																										
Recolección y envío de muestras de lixiviados a laboratorio																										
Prueba de texturas																										
Prueba de pH																										
Obtención de resultados de laboratorio																										
Interpretación y análisis de resultados																										
Desmontaje de la instalación																										
Redacción de la memoria																										
Entrega de avances de la memoria																										
Presentaciones																										

Figura A1 (a). Programación temporal del Trabajo de Fin de Grado.

Fuente: Elaboración propia.

Nota: Los números en el cronograma indican los días específicos que se realizaron dichas tareas

Seguidamente, se muestra la programación real seguida a lo largo de los meses.

	FEBRERO				MARZO				ABRIL					MAYO					JUNIO				JULIO			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	1	2	3	4
Revisión bibliográfica																										
Reuniones de seguimiento UAB																										
Reuniones de seguimiento Adec Global																										
Recolección y caracterización de muestras (suelo, escorias)																										
Montaje e instalación de piloto, controles y tratamientos																										
Seguimiento del experimento																										
Preparación de solución ácida para añadir a las columnas																										
Recolección y envío de muestras de lixiviados a laboratorio																										
Prueba de texturas																										
Prueba de pH																										
Obtención de resultados de laboratorio																										
Interpretación y análisis de resultados																										
Desmontaje de la instalación																										
Redacción de la memoria																										
Entrega de avances de la memoria																										
Presentaciones																										

Figura A1 (b). Programación temporal real del Trabajo de Fin de Grado

Fuente: Elaboración propia.

Nota: Los números en el cronograma indican los días específicos que se realizaron dichas tareas

6.2. Anexo 2. Relación con el grado de Ciencias Ambientales

Este Trabajo Fin de Grado tiene una estrecha relación con el *Grau de Ciències Ambientals* de la *Universitat Autònoma de Barcelona* porque integra dos ejes importantes: la gestión sostenible de residuos y la remediación de suelos contaminados. En primer lugar, aborda la valorización de las escorias negras, un subproducto siderúrgico generado en grandes volúmenes, aplicando principios de economía circular y de ecología industrial para reincorporar un residuo como materia prima secundaria de alto valor añadido.

En segundo lugar, el proyecto se centra en comprobar la capacidad de esta materia prima secundaria en mantener neutro el pH del suelo y evitar la lixiviación de metales pesados en suelos alcalinos mediante una metodología innovadora, proporcionando aplicación práctica a los conceptos de movilidad de contaminantes, tamponamiento de pH y diseño de ensayos de lixiviación. Además, el TFG incorpora competencias transversales clave del grado como el diseño experimental, el trabajo en laboratorio, la interpretación de datos analíticos y la evaluación del riesgo ambiental conforme a la normativa española y europea sobre suelos contaminados.

Finalmente, la investigación contribuye a varios Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS 9, 12 y 15), demostrando la relevancia social y ambiental de las Ciencias Ambientales al ofrecer soluciones que compatibilizan la actividad industrial con la protección del medio edáfico y la salud humana.

6.3. Anexo 3. Concentración de contaminantes en Europa

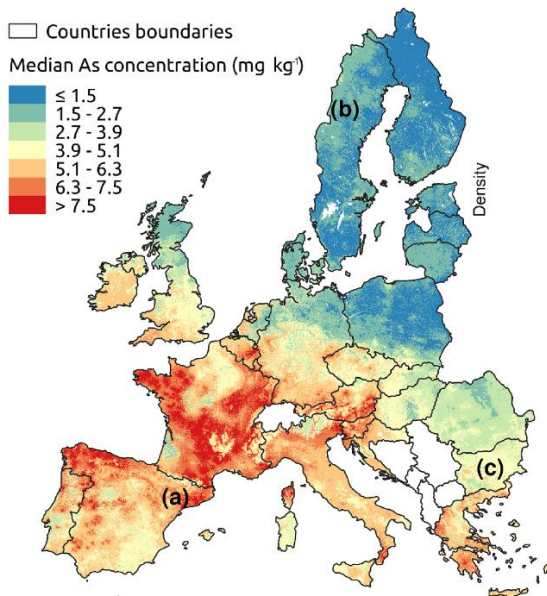


Figura A3 (a). Concentraciones medias de arsénico en Europa: predicciones del modelo. Fuente: Fendrich et al. (2024).

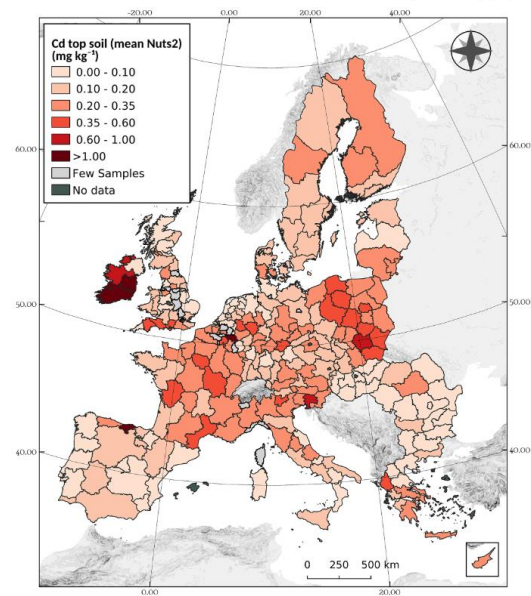


Figura A3 (b). Concentración media agregada de cadmio (mg kg⁻¹) a nivel regional. Fuente: Ballabio et al., (2024)

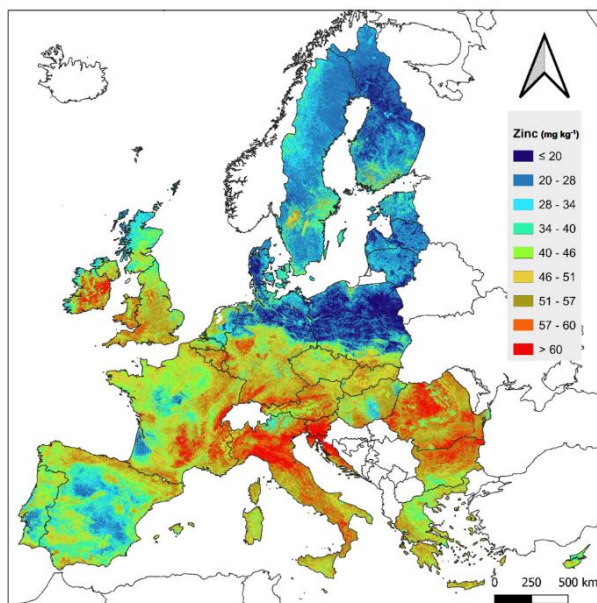


Figura A3 (c). Concentración de Zn (mg kg⁻¹) en la capa superficial del suelo europea, según lo predicho por el bosque de regresión cuantil. La resolución de este mapa es de 250 m x 250 m. Fuente: Van Eynde et al. (2023)

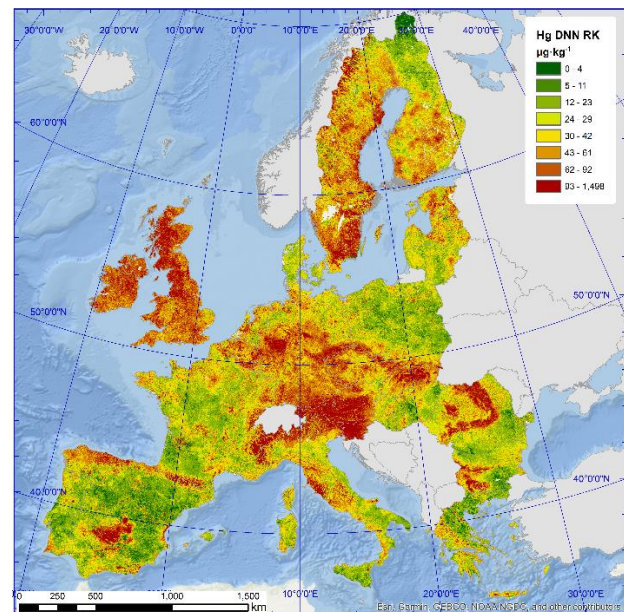


Figura A3 (d). Concentraciones de Hg en la capa superficial del suelo (μg/kg) en 26 países de la UE estimadas mediante redes neuronales profundas (kriging de regresión). Las clases de color se basan en percentiles 12,5. Fuente: Ballabio et al. (2021)

6.4. Anexo 4. Explotaciones por Comunidades Autónomas

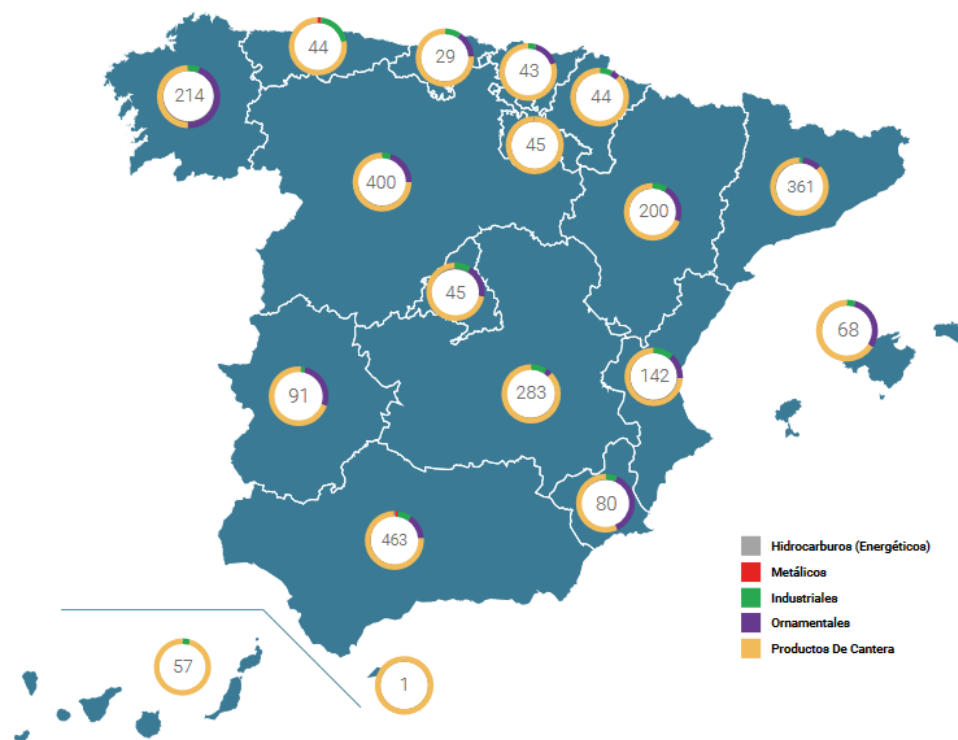


Figura A4. Número de explotaciones por Comunidades Autónomas en 2022. Fuente: MITECO

6.5. Anexo 5. NGR para metales y metaloides en Catalunya

Tabla A5: Niveles Genéricos de Referencia (NGR) para metales y metaloides en Catalunya. Fuente: Adaptado de Decreto legislativo 1/2009, de 22 de julio por el que se aprueba el Texto refundido de la Ley reguladora de los residuos.

	Uso Industrial	Uso Urbano	Otros Usos
Parámetro	(mg / kg MS)	(mg / kg MS)	(mg / kg MS)
Metales			
Antimonio (Sb)	30	6	6
Arsénico (As)	30	30	30
Bario (Ba)	1.000	880	500
Berilio (Be)	90	40	10
Cadmio (Cd)	55	5,5	2,5
Cromo (Cr)	1.000	1.000	400
Cromo VI	25	10	1
Cobalto (Co)	90	45	25
Cobre (Cu)	1.000	310	90
Estaño (Sn)	1000	1000	50
Mercurio (Hg)	30	3	2
Molibdeno (Mo)	70	7	3,5
Níquel (Ni)	1.000	470	45
Plomo (Pb)	550	60	60
Selenio (Se)	70	7	0,7
Talio (Tl)	45	4,5	1,5
Vanadio (V)	1.000	190	135
Zinc (Zn)	1.000	650	170

6.6. Anexo 6. Valores límites de lixiviación para residuos

Tabla A6: Valores límites de lixiviación para residuos según los suelos de clases 1, 2 y 3. Fuente: Adaptado de Decreto 69/2009, de 28 de abril, por el que se establecen los criterios y los procedimientos de admisión de residuos en los depósitos controlados.

Parámetro		Límites Clase 1	Límites Clase 2	Límites Clase 3
Antimonio	mg / kg MS	0,06	0,7	5
Arsénico	mg / kg MS	0,5	2	25
Bario	mg / kg MS	20	100	300
Cadmio	mg / kg MS	0,04	1	5
Cobre	mg / kg MS	2	50	100
Cromo	mg / kg MS	0,5	10	70
Mercurio	mg / kg MS	0,01	0,2	2
Molibdeno	mg / kg MS	0,5	10	30
Níquel	mg / kg MS	0,4	10	40
Plomo	mg / kg MS	0,5	10	50
Selenio	mg / kg MS	0,1	0,5	7
Zinc	mg / kg MS	4	50	200
Cloruro	mg / kg MS	800	15000	25000
Fluoruro	mg / kg MS	10	150	500
Sulfato	mg / kg MS	1000	20000	50000
Carbono Orgánico Disuelto (COD)	mg / kg MS	500	800	1000
Fracción soluble	mg / kg MS	4000	60000	100000
Índice de fenol	u. pH	1	--	--
pH		--	≥6	--

Nota: Cálculos de cada metal son a partir de eluato. Clase 1: Valores límite de lixiviación para residuos admisibles en depósitos para residuos inertes. Clase 2: residuos granulares no especiales admisibles en depósitos para residuos no especiales. Clase 3: Valores límite de lixiviación para los residuos granulares especiales admisibles en los depósitos de residuos especiales.

6.7. Anexo 7. Análisis semicuantitativo de las escorias negras

Tabla A7. Análisis semicuantitativo de las escorias siderúrgicas negras. Fuente: Adec Global, 2025.

9955360 Rh 60kV LiF200 LiF220 Ge111 AX03			Measure time : 20/03/2025 18:31:06		
Method	: X_UQ		X-ray Path:	: Vacuum	
Kappa List	: Pastilla General		Film Type	: None	
Shapes & ImpFc	: Teflon		Collimator Mask	: 2400 W	
Calculated as	: Oxides		Viewed Diameter	=	29.00 mm
Case Number	: 0 = All known		Viewed Area	=	660.19 mm ²
			Viewed Mass	=	216.26 mg
			Sample Height	=	0.33 mm
Reporting Level	>	100 ppm and wt% >	2Est.Err.		
Compound		Wt%	Est.Error	Element	Wt% Est.Error
Fe ₂ O ₃		35.11	0.53	Fe	24.56 0.37
CaO		22.26	0.46	Ca	15.91 0.33
Al ₂ O ₃		15.00	0.40	Al	7.94 0.21
SiO ₂		14.84	0.39	Si	6.94 0.18
MnO		5.64	0.13	Mn	4.37 0.10
Cr ₂ O ₃		2.39	0.02	Cr	1.64 0.01
MgO		2.28	0.11	Mg	1.38 0.07
TiO ₂		0.744	0.019	Ti	0.446 0.012
P ₂ O ₅		0.464	0.023	Px	0.203 0.010
SO ₃		0.332	0.037	Sx	0.133 0.015
BaO		0.276	0.0037	Ba	0.247 0.0033
Na ₂ O		0.196	0.022	Na	0.146 0.016
CuO		0.113	0.0031	Cu	0.0902 0.0025
V ₂ O ₅		0.0948	0.0022	V	0.0531 0.0013
SrO		0.0786	0.0011	Sr	0.0664 0.0009
Cl		0.0596	0.0030	Cl	0.0596 0.0030
Nb ₂ O ₅		0.0477	0.0024	Nb	0.0333 0.0017
ZnO		0.0306	0.0011	Zn	0.0246 0.0009
K ₂ O		0.0240	0.0008	K	0.0199 0.0007

Sum Weight% before normalization to 100% = 103.4 %

Total Weight% Oxygen = 35.73

6.8. Anexo 8. Recolección de los suelos



Figuras A8. Conjunto de fotografías de la recolección de las muestras de suelo el 07/03/2025. Fuente: Elaboración propia.

6.9. Anexo 9. Analíticas de los lixiviados de los suelos

Tabla A9. Resultados de analíticas de lixiviados de los dos suelos proporcionados por Adec Global.

Fuente: Adec Global

RD 69/2009, de 28 de abril, por el que se establecen los criterios y los procedimientos						
Anàlisi en el residu: Matèria orgànica (LOI), pèrdua a 105°C, punt d'inflamació.						
Assaig de lixiviació (L/S=10 L/Kg). Anàlisi en l'eluat: Metalls (As, Sb, Ba, Cd)						
		No. Orden No. Muestra Muestra Fecha de muestreo		1532903 739715 1250318 18.03.2025 Suelo altamente contaminado		1532923 739849 1250318 18.03.2025 Suelo medianamente contaminado
Paràmetre	Unitats	Limits 69/2009 Classe 1	Limits 69/2009 Classe 2	Limits 69/2009 Classe 3		
Anàlisi en l'eluat (L/S = 10 L/Kg)						
Antimonio (cálculo a partir de eluato)	mg/kg MS	0,06	0,7	5	0,13	<0,05
Arsénico (cálculo a partir de eluato)	mg/kg MS	0,5	2	25	0,08	0,82
Bario (cálculo a partir de eluato)	mg/kg MS	20	100	300	0,35	0,34
Cadmio (cálculo a partir de eluato)	mg/kg MS	0,04	1	5	<0,001	<0,001
Cobre (cálculo a partir de eluato)	mg/kg MS	2	50	100	0,20	0,29
Cromo (cálculo a partir de eluato)	mg/kg MS	0,5	10	70	0,02	0,13
Mercurio (cálculo a partir de eluato)	mg/kg MS	0,01	0,2	2	<0,0003	0,0006
Molibdeno (cálculo a partir de eluato)	mg/kg MS	0,5	10	30	0,08	0,05
Níquel (cálculo a partir de eluato)	mg/kg MS	0,4	10	40	<0,05	0,13
Plomo (cálculo a partir de eluato)	mg/kg MS	0,5	10	50	<0,05	0,11
Selenio (cálculo a partir de eluato)	mg/kg MS	0,1	0,5	7	<0,05	<0,05
Zinc (cálculo a partir de eluato)	mg/kg MS	4	50	200	0,11	0,23
Cloruro (cálculo a partir de eluato)	mg/kg MS	800	15000	25000	59	47
Fluoruro (cálculo a partir de eluato)	mg/kg MS	10	150	500	4,0	2,0
Sulfato (cálculo a partir de eluato)	mg/kg MS	1000	20000	50000	2500	410
Carbono Orgánico Disuelto (COD)	mg/kg MS	500	800	1000	-	-
Fración soluble (cálculo a partir de eluato)	mg/kg MS	4000	60000	100000	4800	2800
Índice de fenol (cálculo a partir de eluato)	mg/kg MS	1	--	--	-	-
pH	u. pH	--	≥6	--	8,9	11,2
Conductividad	µS/cm	--	--	--	-	-
Anàlisi en el residu						
Pérdida 105°C	%	--	65	--	-	-
Pérdida 550°C (LOI)	%	--	15	10	4,9	1,3
TOC (cálculo a partir de eluato)	mg/kg MS	30000	50000	60000	<10	<10
BTX-suma	mg/kg MS	6	--	--	-	-
PCB-Suma	mg/kg MS	1	--	--	0,015	0,095
Hidrocarburos totales C10-C40	mg/kg MS	500	--	--	400	42
Suma HAP (16)	mg/kg MS	55	--	--	76	1,3

(*) Aunque el residuo no cumpla los valores correspondientes al sulfato, podrá considerarse que cumple los criterios de admisión como inerte si la lixiviación no supera los siguientes valores: 1500 mg/l en Co con una relación = 0,1 l/kg y 6000 mg/kg con una relación L/S = 10 l/kg en el ensayo de percolación

(**) Si el residuo no cumple el valor de COD con su pH, puede considerarse conforme si con una determinación de una relación L/S = 10 l/kg el valor no es superior a 500 mg/kg y el pH está entre 7,5 y 8

(***) Los valores de STD podrán utilizarse como alternativa a los valores de sulfato y cloruro

En aplicación del Artículo 21 del Capítulo 3 del Decret 69/2009, para todos los parámetros que superen el límite legislativo establecido en el Anexo 1, excepto el COD, se podría admitir un valor hasta tres veces superior al valor establecido.

6.10. Anexo 10. Prueba piloto



Figuras A10. Conjunto de fotografías de la recolección de las muestras de suelo el 07/03/2025. Fuente: Elaboración propia.

6.11. Anexo 11. Presupuesto del diseño experimental

Tabla A11. Presupuesto para compra de materiales y costes de análisis en SAQ. Fuente: Elaboración propia.

Categoría	Descripción	Cantidad (unidades/kg)	Costo unitario	Costo total	Observación
Materiales y equipos					Precio orientativo, no considera transporte.
Tubos de PVC 3m		7	10.50 €	73.50 €	
Guantes de proteccion		2			
Sierra de arco	corte de tubos	1	6.00 €	6.00 €	
Bandejas 0,19x0,26		40	5.00 €	200.00 €	
Guantes de proteccion		2	15.00 €	15.00 €	
Piloto	Columna pueba piloto	1	26.10 €	26.10 €	
Tapon ciego	base columna	40	0.50 €	20.00 €	
Manguito 110mm		30	1.20 €	36.00 €	
Taladro	para agujeros columna	1			
Casquillo reductor 40 32 mm	Patas columna	120.0	0.45 €	54.00 €	
Suelo contaminado	3,5kg por columna	49.0			
Suelo no contaminado	3,5kg por columna	47.9			
Escorias 0/5	1 columna contiene 0,18kg	2.9			
Escorias 4/11	1 columna contiene 0,36kg	2.9			
Servicios externos					
sis NGR de suelos inicial (cont y no	Adec Global	2	291.28 €	582.56 €	
lisis de lixiviados inicial (cont y no c	Adec Global	2	374.16 €	748.32 €	
Análisis de escorias	Adec Global				
Análisis de lixiviados	SAQ	40		1,777.74 €	40 columnas, 1 análisis por columna; de 6 metales: Sb, As, Cu, Pb, Ni y Zn
Análisis de suelo		40			
Recursos humanos					
Horas de Adec (Diego y Manuel)	Adec Global	5			Reuniones quincenales de 1h. Se harán una vez montados los tratamientos
Contingencias	10% de servicios externos			310.86 €	
TOTAL				3,850.08 €	

6.12. Anexo 12. Montaje de las columnas y puesta de muestras



Figuras A12. Conjunto de fotografías del montaje de columnas y puesta de muestras. Fuente: Elaboración propia.

6.13. Anexo 13. Cálculos para el montaje experimental

Tabla A13. Cálculo para obtener masa de suelo y escorias en según tratamiento. Fuente: elaboración propia.

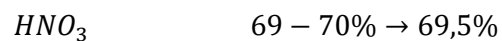
	densidad	Columnas		
		1		40
		Masa kg	Volumen en columna cm3	Masa total kg
Suelo	1,8	2,00		79,85
Escorias	3,65			
Suelo contaminado control	2	2,22		8,87
Suelo no contaminado control	2	2,00		7,98
Suelo contaminado con escorias al 5% en columna		2,00	1.108,98	15,97
Escorias 0/5 al 5% en columna		0,10	27,34	0,40
Escorias 4/11 al 5% en columna		0,10	27,34	0,40
Suelo contaminado con escorias al 10% en columna		2,00	1.108,98	15,97
Escorias 0/5 al 10% en columna		0,20	54,69	0,80
Escorias 4/11 al 10% en columna		0,20	54,69	0,80
Suelo no contaminado con escorias al 5% en columna		2,00	1.108,98	15,97
Escorias 0/5 al 5% en columna		0,10	27,34	0,40
Escorias 4/11 al 5% en columna		0,10	27,34	0,40
Suelo no contaminado con escorias al 10% en columna		2,00	1.108,98	15,97
Escorias 0/5 al 10% en columna		0,20	54,69	0,80
Escorias 4/11 al 10% en columna		0,20	54,69	0,80

Cantidad final en kg de materiales con exceso del 20%	
Escorias 0/5	2,9 kg
Escorias 4/11	2,9 kg
Suelo contaminado	49,0 kg
Suelo no contaminado	47,9 kg

6.14. Anexo 14. Pruebas del pH de la solución



Figura A14. Conjunto de fotografías de las pruebas de pH para determinar pH de solución ácida.

6.15. Anexo 15. Cálculos del pH de la solución

$$\rho = 1,4 \frac{g}{cm^3} \quad (20^\circ C) \quad M = \frac{63,01g}{mol}$$

$$\begin{aligned} \text{Masa de } HNO_3 \text{ en } 1L &= 1,40 \text{ kg} * 0,695 \\ &= 0,973 \text{ kg} \end{aligned}$$

$$n_{HNO_3} = \frac{973g}{\frac{63,01g}{mol}} = 15,4 \text{ moles} \rightarrow \text{en } 1L \text{ hay } 15,4 \text{ moles}$$

Para calcular los moles necesarios para una solución de $pH = 2$

$$[H^+] = 10^{-2}M$$

$$C_1 * V_1 = C_2 * V_2$$

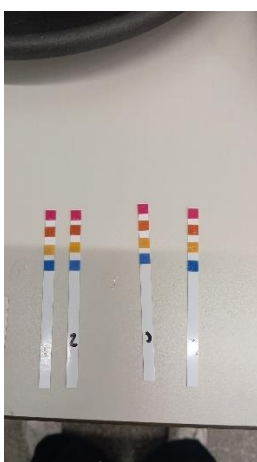
Si se quiere para un volumen de 22L

$$V_1 = \frac{10^{-2} * 22}{15,4} = 14,2 \text{ mL}$$

Se necesitan adicionar 14,2 mL de HNO_3 al 69 – 70% a 19,986 L de agua destilada.

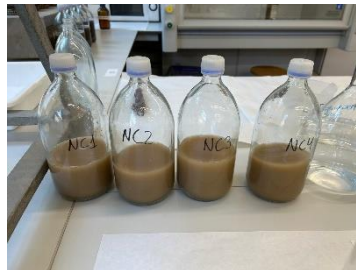
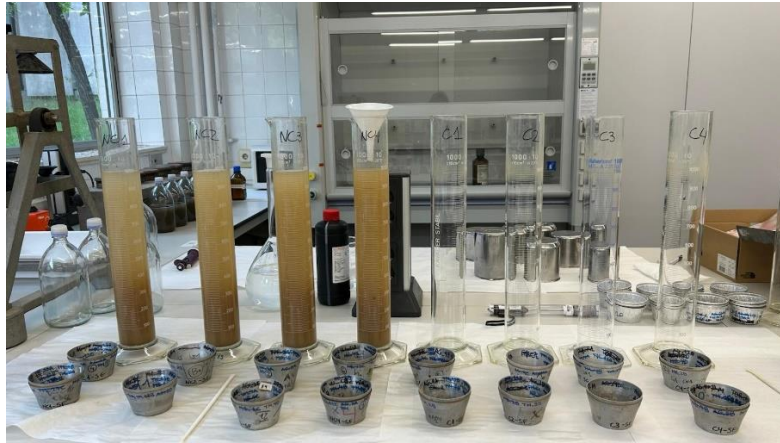
Figura A15. Cálculo para obtener solución ácida a pH 2. Fuente: Elaboración propia.

6.16. Anexo 16. Recogida de lixiviados



Figuras A16. Conjunto de fotografías de las pruebas de pH y preparación de solución ácida. Fuente: elaboración propia.

6.17. Anexo 17. Pruebas de texturas



Figuras A17. Conjunto de fotografías de las pruebas de texturas. Fuente: elaboración propia.

Tabla A17 (a). Resultados prueba texturas. Fuente: elaboración propia

Codi mostra	Pes mostra (g)	Tara SG (g)	Tara SG + mostra (g)	Tara SF (g)	Tara SF + mostra (g)	Tara LG+LF+A (g)	Tara + LG+LF+A (g)	Tara LF+A (g)	Tara + LF+A (g)	Tara A (g)	Tara + A (g)
NC 1	20.0136	43.5506	59.4053	41.3934	42.8119	2.5703	2.6386	2.5791	2.6360	2.5736	2.6011
NC 2	20.0094	41.4794	57.3801	41.0237	42.4541	2.5693	2.6227	2.5670	2.6166	2.5703	2.5987
NC 3	20.0261	42.8722	58.9492	39.6012	40.9329	2.5708	2.6280	2.5690	2.6173	2.5693	2.5964
NC 4	20.0866	44.6232	60.4299	41.1530	42.5220	2.5919	2.6505	2.5806	2.6331	2.5736	2.6015
C 1	20.0863	44.0342	56.1684	41.6449	46.3618	2.7038	2.7467	2.6397	2.6785	2.6343	2.6563
C 2	20.0050	43.5732	56.0924	39.4861	43.8246	2.6851	2.7332	2.6576	2.6999	2.6476	2.6699
C 3	20.0042	43.4460	56.2634	39.2148	42.9336	2.6519	2.7062	2.6380	2.6847	2.5660	2.5913
C 4	20.0064	44.6315	56.9346	41.2017	45.2750	2.5872	2.6470	2.5716	2.6187	2.5706	2.5952

SG (g)	SF (g)	LG (g)	LF (g)	A (g)	SG (%)	SF (%)	LG (%)	LF (%)	A (%)	Recuperació (%)
15.8547	1.4185	0.5733516	1.4786436	1.383085	79.2196307	7.08768038	2.86480993	7.38819403	6.91072571	103.4710407
15.9007	1.4304	0.19	1.06	1.42	79.4661509	7.14864014	0.94955371	5.29751017	7.09666457	99.9585195
16.077	1.3317	0.445	1.06	1.355	80.2802343	6.64982198	2.22210016	5.29309251	6.76617015	101.2114191
15.8067	1.369	0.305	1.23	1.395	78.6927603	6.81548893	1.51842522	6.12348531	6.94492846	100.0950883
12.1342	4.7169	0.2122	0.8696	1.1388	60.4103294	23.4831701	1.05661297	4.32953605	5.66963054	94.94927911
12.5192	4.3385	0.2968208	1.02352	1.1412248	62.5803549	21.6870782	1.48373307	5.11632092	5.70469783	96.57218495
12.8174	3.7188	0.38	1.07	1.265	64.0735446	18.5900961	1.89960108	5.34887674	6.32367203	96.23579048
12.3031	4.0733	0.635	1.125	1.23	61.4958213	20.3599848	3.17398433	5.62320058	6.14803263	96.80102367

% SG corregit	% SF corregit	% LG corregit	% LF corregit	A corregit (%)	S corregit (%)	L corregit (%)	A corregit (%)	Textura
76.56212803	6.849916972	2.768706983	7.140349588	6.678898424	83.412045	9.90905657	6.67889842	arena
79.49912755	7.151606662	0.949947753	5.299708516	7.099609521	86.65073421	6.24965627	7.09960952	arena
79.31934461	6.570228974	2.195503412	5.229738464	6.685184546	85.88957358	7.42524188	6.68518455	arena
78.61800385	6.809014359	1.516982746	6.117668124	6.938330921	85.42701821	7.63465087	6.93833092	arena
63.62378945	24.73233114	1.112818312	4.559840888	5.971220211	88.35612059	5.6726592	5.97122021	arena
64.80163511	22.45685778	1.536397947	5.297923954	5.907185209	87.25849289	6.8343219	5.90718521	arena
66.57974568	19.31723737	1.973902926	5.55809508	6.571018949	85.89698305	7.53199801	6.57101895	arena
63.52806923	21.03281973	3.278874752	5.809030073	6.351206213	84.56088896	9.08790482	6.35120621	arena

Nota: se hicieron 4 replicados por cada tipo de suelo.

NC: corresponde al suelo medianamente contaminado

C: corresponde al suelo altamente contaminado

6.18. Anexo 18. Pruebas de pH de los lixiviados y suelos



Figuras A18. Conjunto de fotografías de las pruebas de pH de suelos y lixiviados. Fuente: elaboración propia.

Tabla A18 (a). Resultados prueba pH lixiviados. Fuente: elaboración propia

	Tratamiento	R.1	R.2	R.3	R.4	Media replicas	Desviación	Incremento pH (respecto al control)
SUELO MEDIANAMENTE CONTAMINADO	Control	5.14	5.48	5.38	5.81	5.45	0.278	
	Esc 0/5 al 5%	5.90	5.98	5.79	5.60	5.82	0.165	7%
	Esc 0/5 al 10%	6.12	5.90	6.16	5.98	6.04	0.121	11%
	Esc 4/11 al 5%	6.09	6.13	6.31	6.26	6.20	0.104	14%
	Esc 4/11 al 10%	6.27	6.36	6.40	6.47	6.38	0.083	17%
SUELO ALTAMENTE CONTAMINADO	Control	5.30	5.78	6.34	5.47	5.72	0.457	
	Esc 0/5 al 5%	6.39	6.47	6.45	6.48	6.45	0.040	13%
	Esc 0/5 al 10%	5.50	5.69	5.75	5.84	5.70	0.144	0%
	Esc 4/11 al 5%	5.99	6.19	6.33	6.50	6.25	0.216	9%
	Esc 4/11 al 10%	6.66	6.69	6.76	6.72	6.71	0.043	17%

Nota: "R" hace referencia a réplica

Tabla A18 (b). Resultados prueba pH suelo. Fuente: elaboración propia

	Tratamiento	R.1	R.2	R.3	R.4	Media replicas	Desviación	Incremento pH (respecto al control)
SUELO MEDIANAMENTE CONTAMINADO	Control	6.24	7.06	6.98	7.16	6.86	0.420	
	Esc 0/5 al 5%	7.33	7.43	7.57	7.46	7.45	0.099	9%
	Esc 0/5 al 10%	8.18	7.58	7.74	7.99	7.87	0.266	15%
	Esc 4/11 al 5%	7.87	7.96	8.01	7.94	7.95	0.058	16%
	Esc 4/11 al 10%	8.30	8.43	8.28	8.42	8.36	0.078	22%
SUELO ALTAMENTE CONTAMINADO	Control	8.23	8.25	8.07	7.95	8.13	0.142	
	Esc 0/5 al 5%	8.12	7.97	8.08	7.99	8.04	0.072	-1%
	Esc 0/5 al 10%	8.13	8.28	8.00	8.19	8.15	0.117	0%
	Esc 4/11 al 5%	8.43	8.26	8.30	8.30	8.32	0.074	2%
	Esc 4/11 al 10%	8.27	8.21	8.29	8.17	8.24	0.055	1%

Nota: "R" hace referencia a réplica

6.19. Anexo 19. Resultados del SAQ

Tabla A19 (a). Resultados concentración de metales en los lixiviados. Fuente: SAQ

		Codi SAQ	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)	As (mg/L)	Ni (µg/L)	Sb (µg/L)	Pb (µg/L)
SUELO MEDIANAMENTE CONTAMINADO	Control	25EA071/001	0.017	< 0,025	0.22	5.6	17	0.50
		25EA071/002	0.020	< 0,025	0.34	7.8	19	0.36
		25EA071/003	0.016	< 0,025	0.32	6.8	17	0.33
		25EA071/004	0.015	< 0,025	0.25	4.4	18	0.45
	Escorias 0/5 5%	25EA071/005	0.020	< 0,025	0.16	4.9	14	0.43
		25EA071/006	0.024	< 0,025	0.12	5.6	12	0.52
		25EA071/007	0.030	< 0,025	0.10	5.8	10	0.30
		25EA071/008	0.025	< 0,025	0.16	7.7	15	0.81
	Escorias 0/5 al 10%	25EA071/009	0.029	< 0,025	0.054	4.4	8.1	< 0,25
		25EA071/010	0.022	< 0,025	0.063	4.0	7.6	0.32
		25EA071/011	0.017	< 0,025	0.096	3.4	11	< 0,25
		25EA071/012	0.025	< 0,025	0.053	4.2	8.7	< 0,25
	Escorias 4/11 al 5%	25EA071/013	0.019	< 0,025	0.24	5.7	15	0.40
		25EA071/014	0.018	< 0,025	0.24	4.9	14	0.40
		25EA071/015	0.018	< 0,025	0.33	8.3	15	0.52
		25EA071/016	0.015	< 0,025	0.24	4.8	15	0.64
	Escorias 4/11 al 10%	25EA071/017	0.014	< 0,025	0.13	4.0	13	0.27
		25EA071/018	0.013	< 0,025	0.16	5.1	13	0.56
		25EA071/019	0.016	< 0,025	0.17	4.1	14	0.30
		25EA071/020	0.020	< 0,025	0.13	4.3	12	0.58
SUELO ALTAMENTE CONTAMINADO	Control	25EA071/021	0.13	0.21	0.014	9.3	23	15
		25EA071/022	0.12	0.20	0.0082	8.9	25	14
		25EA071/023	0.13	0.20	0.012	10	25	16
		25EA071/024	0.13	0.20	0.011	9.2	23	15
	Escorias 0/5 5%	25EA071/025	0.081	0.14	0.011	5.2	21	7.4
		25EA071/026	0.067	0.16	0.0090	5.6	25	3.1
		25EA071/027	0.097	0.23	0.011	7.8	25	11
		25EA071/028	0.084	0.098	0.0096	3.8	26	3.6
	Escorias 0/5 al 10%	25EA071/029	0.11	0.10	0.014	4.0	23	3.3
		25EA071/030	0.12	0.15	0.010	5.5	23	3.3
		25EA071/031	0.088	0.066	0.0096	2.7	23	2.9
		25EA071/032	0.11	0.093	0.012	3.8	24	2.5
	Escorias 4/11 al 5%	25EA071/033	0.098	0.23	0.010	8.7	25	9.7
		25EA071/034	0.086	0.34	0.013	11	25	6.8
		25EA071/035	0.11	0.25	0.012	9.0	24	12
		25EA071/036	0.11	0.35	0.0098	12	24	11
	Escorias 4/11 al 10%	25EA071/037	0.078	0.15	0.011	6.1	22	8.4
		25EA071/038	0.080	0.21	0.014	7.5	22	8.0
		25EA071/039	0.081	0.11	0.014	6.1	19	11
		25EA071/040	0.073	0.22	0.010	7.9	24	6.9

Tabla A19 (b). Resultados concentración de metales en el suelo. Fuente: SAQ

		Codi SAQ	Ni (mg/g)	Cu (mg/g)	Zn (mg/g)	As (mg/g)	Sb (mg/g)	Pb (mg/g)
SUELO MEDIANAMENTE CONTAMINADO	Control	25EA071/041	0.033	0.036	< 0,05	0.061	< 0,005	0.019
		25EA071/042	0.040	0.024	< 0,05	0.063	< 0,005	0.015
		25EA071/043	0.022	0.032	< 0,05	0.048	< 0,005	0.013
		25EA071/044	0.058	0.036	0.056	0.11	< 0,005	0.024
	Escorias 0/5 5%	25EA071/045	0.032	0.031	0.054	0.060	< 0,005	0.022
		25EA071/046	0.043	0.076	0.076	0.080	< 0,005	0.035
		25EA071/047	0.033	0.031	0.050	0.062	< 0,005	0.019
		25EA071/048	0.034	0.044	0.057	0.069	< 0,005	0.020
	Escorias 0/5 al 10%	25EA071/049	0.045	0.062	0.057	0.075	< 0,005	0.019
		25EA071/050	0.025	0.037	0.053	0.051	< 0,005	0.016
		25EA071/051	0.034	0.073	0.076	0.064	< 0,005	0.017
		25EA071/052	0.025	0.038	< 0,05	0.049	< 0,005	0.015
	Escorias 4/11 al 5%	25EA071/053	0.030	0.033	0.056	0.061	< 0,005	0.018
		25EA071/054	0.033	0.032	< 0,05	0.064	< 0,005	0.020
		25EA071/055	0.037	0.039	0.055	0.076	< 0,005	0.021
		25EA071/056	0.029	0.026	< 0,05	0.057	< 0,005	0.018
	Escorias 4/11 al 10%	25EA071/057	0.049	0.037	0.061	0.096	< 0,005	0.025
		25EA071/058	0.027	0.029	< 0,05	0.059	< 0,005	0.023
		25EA071/059	0.032	0.038	0.062	0.059	< 0,005	0.023
		25EA071/060	0.032	0.043	0.055	0.066	< 0,005	0.025
SUELO MAYORMENTE CONTAMINADO	Control	25EA071/061	0.13	35	12	0.050	0.038	1.9
		25EA071/062	0.081	11	6.1	0.032	0.017	0.90
		25EA071/063	0.13	8.0	5.2	0.060	0.014	0.68
		25EA071/064	0.11	16	7.4	0.044	0.023	1.2
	Escorias 0/5 5%	25EA071/065	0.080	10	6.5	0.035	0.019	0.82
		25EA071/066	0.078	9.2	6.4	0.030	0.013	0.79
		25EA071/067	0.064	8.3	5.6	0.024	0.014	0.69
		25EA071/068	0.096	11	6.4	0.079	0.024	1.1
	Escorias 0/5 al 10%	25EA071/069	0.17	7.0	4.5	0.027	0.0071	0.61
		25EA071/070	0.066	6.8	5.2	0.023	0.012	0.63
		25EA071/071	0.076	11	6.8	0.029	0.015	0.97
		25EA071/072	0.058	8.1	5.1	0.023	0.013	0.66
	Escorias 4/11 al 5%	25EA071/073	0.089	9.7	7.0	0.043	0.017	0.91
		25EA071/074	0.10	17	9.2	0.041	0.025	1.2
		25EA071/075	0.084	11	7.0	0.032	0.019	0.83
		25EA071/076	0.070	8.2	6.0	0.030	0.017	0.75
	Escorias 4/11 al 10%	25EA071/077	0.088	9.2	6.9	0.048	0.018	0.83
		25EA071/078	0.089	11	7.2	0.042	0.021	0.95
		25EA071/079	0.085	14	6.9	0.037	0.037	1.3
		25EA071/080	0.066	8.2	5.4	0.027	0.013	0.79

6.20. Anexo 20. Resultados tras la prueba ANOVA

Tabla A.20. Resultados tras la aplicación de la prueba ANOVA. Fuente: Elaboración propia.

Tipología	Suelo	Metal	ANOVA (p valor)	Shapiro-Wilk (p valor)	Levene (p-valor)	λ (Box-Cox)
Lixiviados	Medio	Cu	0.0087	0.9186	0.2698	-
Lixiviados	Medio	Zn	-	NA	NA	-
Lixiviados	Medio	As	0.0000	0.4204	0.2480	-
Lixiviados	Medio	Ni	0.0483	0.2912	0.3807	-
Lixiviados	Medio	Sb	0.0000	0.6037	0.0528	-
Lixiviados	Medio	Pb	0.0007	0.0000	0.4558	-
Lixiviados	Alto	Cu	0.0000	0.1663	0.5510	-
Lixiviados	Alto	Zn	0.0006*	0.5442*	0.1595*	-2
Lixiviados	Alto	As	0.5310	0.4399	0.5415	-
Lixiviados	Alto	Ni	0.0000	0.5206	0.4102	-
Lixiviados	Alto	Sb	0.0937	0.0892	0.7390	-
Lixiviados	Alto	Pb	0.0000	0.2992	0.0520	-
Suelos	Medio	Cu	0.1883	0.1041	0.1211	-
Suelos	Medio	Zn	0.5556	0.0135	0.5639	-
Suelos	Medio	As	0.8645	0.0153	0.7758	-
Suelos	Medio	Ni	0.8880	0.1875	0.4064	-
Suelos	Medio	Sb	-	NA	NA	-
Suelos	Medio	Pb	0.0590	0.0252	0.3173	-
Suelos	Alto	Cu	0.0896*	0.9311*	0.0516*	-0.8
Suelos	Alto	Zn	0.3149	0.0517	0.2853	-
Suelos	Alto	As	0.2892	0.0275	0.5213	-
Suelos	Alto	Ni	0.4732	0.0108	0.5392	-
Suelos	Alto	Sb	0.2404	0.0683	0.4695	-
Suelos	Alto	Pb	0.0896*	0.0466	0.3276	-2

Nota: No se tienen resultados para el lixiviados del suelo menos contaminado para el Zn y para el As del más contaminado, dado que, estas concentraciones no se pudieron cuantificar en el equipo.

6.21. Anexo 21. Resultados tras la prueba Kruskal-Wallis

Tabla A21 (a). Resultados de la prueba Kruskal – Wallis. Fuente: Elaboración propia.

Suelo	Metal	χ^2	Grados de libertad	p- valor
Alto	Cu	4.18571429	4	0.38145521
Medio	Cu	5.3	4	0.25787693
Alto	Zn	6.78571429	4	0.14765493
Medio	Zn	4.25039246	4	0.37317823
Alto	As	9.44285714	4	0.05093474
Medio	As	1.08295711	4	0.89696674
Alto	Ni	4.98571429	4	0.28876644
Medio	Ni	1.41428571	4	0.84170833
Alto	Sb	7.78571429	4	0.09975075
Medio	Sb	NA	4	NA
Alto	Pb	5.08571429	4	0.27861521
Medio	Pb	10.1285714	4	0.03831672

Tabla A21 (b). Resultados de la prueba de Dunn con corrección de Bonferroni para el Pb en el suelo medianamente contaminado. Fuente: Elaboración propia.

Comparación	Z	p – valor sin ajustar	p – valor ajustado
Control - Esc0-5_10%	0.65737574	0.25546967	1
Control - Esc0-5_5%	-1.31475147	0.09429672	0.94296721
Esc0-5_10% - Esc0-5_5%	-1.97212721	0.02429754	0.24297543
Control - Esc4-11_10%	-2.21117293	0.01351193	0.13511932
Esc0-5_10% - Esc4-11_10%	-2.86854866	0.0020618	0.02061799
Esc0-5_5% - Esc4-11_10%	-0.89642146	0.18501386	1
Control - Esc4-11_5%	-0.41833001	0.33785292	1
Esc0-5_10% - Esc4-11_5%	-1.07570575	0.14102944	1
Esc0-5_5% - Esc4-11_5%	0.89642146	0.18501386	1
Esc4-11_10% - Esc4-11_5%	1.79284291	0.03649902	0.36499023

6.22. Anexo 22. Resultados tras la prueba post-hoc Tukey

Tabla A22. Resultados prueba post – hoc Tukey. Fuente: Elaboración propia.

Tipología	Suelo	Metal	Lambda (Box - ox)	Contraste	Diferencias	IC 95% Inferior	IC 95% Superior	p – valor ajustado
Lixiviados	Medio	As	NA	Esc0-5_10%- Control	-0.2125	-0.2940	-0.1310	0.0000
Lixiviados	Medio	As	NA	Esc4-11_5%- Esc0-5_10%	0.1968	0.1153	0.2782	0.0000
Lixiviados	Medio	As	NA	Esc0-5_5%- Control	-0.1433	-0.2248	-0.0618	0.0006
Lixiviados	Medio	As	NA	Esc4-11_10%- Control	-0.1300	-0.2114	-0.0485	0.0015
Lixiviados	Medio	As	NA	Esc4-11_5%- Esc0-5_5%	0.1276	0.0461	0.2090	0.0017
Lixiviados	Medio	As	NA	Esc4-11_5%- Esc4-11_10%	0.1142	0.0328	0.1957	0.0046
Lixiviados	Medio	As	NA	Esc4-11_10%- Esc0-5_10%	0.0825	0.0011	0.1640	0.0463
Lixiviados	Alto	Cu	NA	Esc4-11_10%- Control	-0.0495	-0.0724	-0.0266	0.0001
Lixiviados	Alto	Cu	NA	Esc0-5_5%- Control	-0.0455	-0.0684	-0.0226	0.0002
Lixiviados	Alto	Cu	NA	Esc4-11_10%- Esc0-5_10%	-0.0280	-0.0509	-0.0051	0.0135
Lixiviados	Medio	Cu	NA	Esc4-11_10%- Esc0-5_5%	-0.0090	-0.0168	-0.0011	0.0215
Lixiviados	Alto	Cu	NA	Esc4-11_5%- Control	-0.0253	-0.0482	-0.0024	0.0274
Lixiviados	Alto	Cu	NA	Esc4-11_5%- Esc4-11_10%	0.0242	0.0013	0.0471	0.0360
Lixiviados	Alto	Cu	NA	Esc0-5_5%- Esc0-5_10%	-0.0240	-0.0469	-0.0011	0.0378
Lixiviados	Medio	Cu	NA	Esc0-5_5%- Control	0.0079	0.0001	0.0157	0.0482
Lixiviados	Alto	Ni	NA	Esc4-11_5%- Esc0-5_10%	0.0062	0.0034	0.0091	0.0001
Lixiviados	Alto	Ni	NA	Esc0-5_10%- Control	-0.0054	-0.0083	-0.0026	0.0003
Lixiviados	Alto	Ni	NA	Esc4-11_5%- Esc0-5_5%	0.0046	0.0018	0.0075	0.0013
Lixiviados	Alto	Ni	NA	Esc0-5_5%- Control	-0.0038	-0.0067	-0.0010	0.0065

Lixiviados	Alto	Ni	NA	Esc4-11_5%- Esc4-11_10%	0.0033	0.0005	0.0062	0.0198
Lixiviados	Alto	Ni	NA	Esc4-11_10%- Esc0-5_10%	0.0029	0.0001	0.0058	0.0452
Lixiviados	Alto	Pb	NA	Esc0-5_10%- Control	-0.0118	-0.0166	-0.0071	0.0000
Lixiviados	Alto	Pb	NA	Esc0-5_5%- Control	-0.0085	-0.0133	-0.0037	0.0005
Lixiviados	Alto	Pb	NA	Esc4-11_5%- Esc0-5_10%	0.0069	0.0021	0.0116	0.0036
Lixiviados	Alto	Pb	NA	Esc4-11_10%- Control	-0.0061	-0.0109	-0.0014	0.0091
Lixiviados	Alto	Pb	NA	Esc4-11_10%- Esc0-5_10%	0.0057	0.0010	0.0105	0.0153
Lixiviados	Alto	Pb	NA	Esc4-11_5%- Control	-0.0050	-0.0097	-0.0002	0.0383
Lixiviados	Medio	Sb	NA	Esc0-5_10%- Control	-0.0089	-0.0117	-0.0061	0.0000
Lixiviados	Medio	Sb	NA	Esc4-11_5%- Esc0-5_10%	0.0063	0.0035	0.0091	0.0000
Lixiviados	Medio	Sb	NA	Esc0-5_5%- Control	-0.0051	-0.0079	-0.0023	0.0004
Lixiviados	Medio	Sb	NA	Esc4-11_10%- Control	-0.0045	-0.0073	-0.0017	0.0014
Lixiviados	Medio	Sb	NA	Esc4-11_10%- Esc0-5_10%	0.0044	0.0016	0.0072	0.0017
Lixiviados	Medio	Sb	NA	Esc0-5_5%- Esc0-5_10%	0.0038	0.0010	0.0066	0.0061
Lixiviados	Alto	Zn	-2	Esc4-11_5%- Esc0-5_10%	0.1321	0.0618	0.2024	0.0003
Lixiviados	Alto	Zn	-2	Esc4-11_5%- Esc0-5_5%	0.0887	0.0184	0.1591	0.0106
Lixiviados	Alto	Zn	-2	Esc0-5_10%- Control	-0.0778	-0.1481	-0.0075	0.0269
Lixiviados	Alto	Zn	-2	Esc4-11_5%- Esc4-11_10%	0.0751	0.0048	0.1454	0.0337

7. Referencias bibliográficas

- Ahmad, W.; Najeeb, U.; Zia, M. H. Soil Contamination with Metals: Sources, Types and Implications. *Soil Remediation and Plants: Prospects and Challenges* [En línea] **2015**, pp 37–61. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-799937-1.00002-4> (Consultado el 6 de abril de 2025).
- Adec Global (a). *Catálogo de materiales*, **2025**, v. mar-2025.
- Adec Global (b). Adec Global. <https://adecglobal.com/es/>. (Consultado el 26 de abril de 2025)
- Ballabio, C.; Jiskra, M.; Osterwalder, S.; Borrelli, P.; Montanarella, L.; Panagos, P. A Spatial Assessment of Mercury Content in the European Union Topsoil *Sci. Total Environ.* [En línea] **2021**, 769, 144755. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144755>. (Consultado el 30 de marzo de 2025)
- Ballabio, C.; Jones, A.; Panagos, P. Cadmium in Topsoils of the European Union – An Analysis Based on LUCAS Topsoil Database. *Sci. Total Environ.* [En línea] **2024**, 912, 168710. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168710>. (Consultado el 30 de marzo de 2025)
- Boletín Oficial del Estado, Corrección de errores de la Decisión 2014/955/UE de la Comisión por la que se modifica la Decisión 2000/532/CE, sobre la lista de residuos, de conformidad con la Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo. [En línea] DOUE núm 40, 2017. <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=DOUE-L-2017-80296> (Consultado el 28 de marzo de 2025).
- Berti, W. R.; Cunningham, S. D. Phytostabilization of Metals. In *Phytoremediation of Toxic Metals*; Raskin, I.; Ensley, B. D., Eds.; John Wiley & Sons: New York, 2000; pp 71–88.
- Boletín Oficial del Estado, Ley 7/2022, de residuos y suelos contaminados para una economía circular. [En línea] BOE núm. 85, 2022. <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2022-5809> (Consultado el 28 de marzo de 2025).
- Boletín Oficial del Estado, Real Decreto 9/2005, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo. [En línea] BOE núm. 15, 2005. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2005/01/14/9/con> (Consultado el 28 de marzo de 2025).
- Bolan, N.; Kunhikrishnan, A.; Thangarajan, R.; Kumpiene, J.; Park, J.; Makino, T.; Kirkham, M. B.; Scheckel, K. Remediation of Heavy Metal(Loid)s Contaminated Soils – To Mobilize or to Immobilize? *J. Hazard. Mater.* [En línea] **2014**, 266, 141–166. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.12.018>. (Consultado el 5 de abril de 2025).
- Bradl, H. B. Adsorption of Heavy Metal Ions on Soils and Soils Constituents. *J. Colloid Interface Sci.* [En línea] **2004**, 277 (1), 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2004.04.005>. (Consultado el 10 de abril de 2025).
- Cedó F. La Vanguardia. <https://www.lavanguardia.com/local/barcelona/20241125/10135994/futuro-barrio-tres-xemeneies-sant-adria-traza-callejero.html>. (Consultado el 31 de marzo de 2025)
- Chi, Y.; Peng, L.; Tam, N. F.-Y.; Lin, Q.; Liang, H.; Li, W. C.; Ye, Z. Effects of fly ash and steel slag on cadmium and arsenic accumulation in rice grains and soil health: A field study over four crop seasons in Guangdong, China. *Geoderma* [En línea] **2022**, 419, 115879. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115879> (Consultado el 26 de abril de 2025).
- CREA. *Uso de biochar para la regulación del ciclo del nitrógeno en el suelo y en fertilizantes de nueva generación*. [En línea] <https://www.crea.cat/es/investigacion/directorio-de-investigacionuso-de-biochar-para-la-regulacion-del-ciclo-del-nitrogeno-en-el-suelo-y-en-fertilizantes-de-nueva-generacion> (Consultado el 16 de junio de 2025).

- Derakhshan Nejad, Z.; Jung, M. C.; Kim, K.-H. Remediation of Soils Contaminated with Heavy Metals with an Emphasis on Immobilization Technology. *Environ. Geochem. Health* [En línea] **2018**, 40 (3), 927–953. <https://doi.org/10.1007/s10653-017-9964-z>. (Consultado el 2 de abril de 2025).
- Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya, Decret 32/2009 sobre la valorització d'escòries siderúrgiques. [En línea] DOGC núm. 5328, 2009 <https://portaljuridic.gencat.cat/ca/document-del-pjur/?documentId=465431> (Consultado el 28 de marzo de 2025).
- Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya, Decret 69/2009 pel qual s'estableixen els criteris i els procediments d'admissió de residus en els dipòsits controlats. [En línea] DOGC núm 5370, 2009 <https://portaljuridic.gencat.cat/ca/document-del-pjur/?documentId=485794> (Consultado el 28 de marzo de 2025).
- Dybowska, A.; Farago, M.; Valsami-Jones, E.; Thornton, I. Remediation strategies for historical mining and smelting sites. *Sci. Prog.* [En línea] **2006**, 89, 71–138. <https://www.jstor.org/stable/26406270> (Consultado el 6 de abril de 2025).
- Fernández-Bertó, P.; Rodríguez-Iglesias, J.; Vila, M.; Cortina, J. L. Steelmaking Slag as a Liming Material and Trace-Metal Immobilizer in Alkaline Soils. *J. Environ. Manage.* [En línea] **2021**, 287, 112331. DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.112331 (Consultado el 19 de junio de 2025).
- Galán Huertos, E.; Romero Baena, A. Contaminación de suelos por metales pesados. *Macla* [En línea] **2008**, 10, 48–60. https://www.semineral.es/websem/PdfServlet?archivo=Macla10_48.pdf&mod=archivos&subMod=publicaciones (Consultado el 6 de abril de 2025).
- Gao, W.; Ni, W.; Zhang, Y.; Li, Y.; Shi, T.; Li, Z. Investigation into the semi-dynamic leaching characteristics of arsenic and antimony from solidified/stabilized tailings using metallurgical slag-based binders. *J. Hazard. Mater.* [En línea] **2020**, 381, 120992. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.120992> (Consultado el 26 de abril de 2025).
- Gao, J.; Han, H.; Gao, C.; Wang, Y.; Dong, B.; Xu, Z. Organic Amendments for in Situ Immobilization of Heavy Metals in Soil: A Review. *Chemosphere* [En línea] **2023**, 335, 139088. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139088>. (Consultado el 2 de abril de 2025).
- Gimeno-García, E. Impacto de la actividad agrícola y especiación química de metales pesados en un suelo de arrozal del Parque Natural de l'Albufera (Valencia). Memoria de Licenciatura, Universitat de València, Valencia, **1993**. [En línea] https://www.uv.es/boluda/altres_act_client.html (Consultado el 7 de abril de 2025).
- Grubb, D. G.; Wazne, M. Metal immobilization using slag fines. *U.S. Patent Appl.* 12/874 079, **2011**. [En línea] <https://patents.google.com/patent/US20110049057A1> (Consultado el 21 de abril de 2025).
- Grubb, D. G.; Wazne, M.; Jagupilla, S. C.; Malasavage, N. E. Beneficial use of steel slag fines to immobilize arsenite and arsenate: Slag characterization and metal thresholding studies. *J. Hazard. Toxic Radioact. Waste* [En línea] **2011**, 15, 130–150. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HZ.1944-8376.0000077](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HZ.1944-8376.0000077) (Consultado el 25 de abril de 2025).
- Halim, C; Amal, R; Beydoun, D; Scott, J.; Low, G. Evaluating the Applicability of a Modified Toxicity Characteristic Leaching Procedure (TCLP) for the Classification of Cementitious Wastes Containing Lead and Cadmium. *J. Hazard. Mater.* [En línea] **2003**, 103 (1–2), 125–140. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(03\)00245-0](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(03)00245-0). (Consultado el 14 de abril de 2025).
- Hudson Institute of Mineralogy. *Mindat.org – Mines, Minerals and More*. <https://www.mindat.org> (Consultado el 2 de mayo de 2025).

- Ignatavičius, G.; Sakalauskienė, G.; Oškinis, V. Influence of land fires on increase of heavy metal concentrations in river waters of Lithuania. *J. Environ. Eng. Landsc. Manag.* [En línea] **2006**, 14, 46–51. <https://doi.org/10.3846/16486897.2006.9636878> (Consultado el 6 de abril de 2025).
- Kumpiene, J.; Lagerkvist, A.; Maurice, C. Stabilization of Pb- and Cu-contaminated soil using coal fly ash and peat. *Environ. Pollut.* [En línea] **2007**, 145, 365–373. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.01.037> (Consultado el 26 de abril de 2025).
- Larios M. Niveles de Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn en los suelos de ribera de la Cuenca del río Turia IGITAL.CSIC. <https://digital.csic.es/handle/10261/141280> (accessed 2025-04-05).
- Larios, M. Niveles de Cd, CO, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn en los suelos de ribera de la cuenca del río Turia. [En línea], Tesis de máster, Universidad Autónoma de Barcelona, Cerdanyola del Vallès, **2014**. <https://digital.csic.es/handle/10261/141280> (Consultado el 31 de marzo de 2025)
- Li, J.-S.; Chen, L.; Zhan, B.; Wang, L.; Poon, C. S.; Tsang, D. C. Sustainable stabilization/solidification of arsenic-containing soil by blast slag and cement blends. *Chemosphere* [En línea] **2021**, 271, 129868. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129868> (Consultado el 26 de abril de 2025).
- Li, Q.; Wang, Y.; Li, Y.; Li, L.; Tang, M.; Hu, W.; Chen, L.; Ai, S. Speciation of Heavy Metals in Soils and Their Immobilization at Micro-Scale Interfaces among Diverse Soil Components. *Sci. Total Environ.* [En línea] **2022**, 825, 153862. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153862>. (Consultado el 5 de abril de 2025).
- Micó Llopis, C. *Estudio de metales pesados en suelos con cultivos hortícolas de la provincia de Alicante*. Tesis Doctoral, Universitat de València, 2005. [En línea] <https://roderic.uv.es/bitstreams/1cdfec7-d532-470e-b3a3-e78e8dfcbc54/download> (Consultado el 6 de abril de 2025).
- MITECO, *Estadística minera de España 2022* [En línea] **2022**, <https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/energia/files-1/mineria/Estadistica/DatosBibliotecaConsumer/2022/Estad%C3%ADstica%20Minera%20de%20Espana%C3%B1a%202022.pdf> (Consultado el 26 de abril de 2025)
- Name, T.; Sheridan, C. M. Remediation of acid mine drainage using metallurgical slags. *Miner. Eng.* [En línea] **2014**, 64, 15–22. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2014.03.024> (Consultado el 25 de abril de 2025).
- OECD, *OECD Guidelines for the testing of chemicals. Leaching in Soil Columns*. [En línea] **2004**, https://www.oecd.org/en/publications/test-no-312-leaching-in-soil-columns_9789264070561-en.html (Consultado el 21 de abril de 2025)
- Pereira, P.; Úbeda, X. Spatial distribution of heavy metals released from ashes after a wildfire. *J. Environ. Eng. Landsc. Manag.* [En línea] **2010**, 18, 13–22. <https://doi.org/10.3846/jeelm.2010.02> (Consultado el 7 de abril de 2025).
- Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya, Decret 1/2009 pel qual s'aprova el Text refós de la Llei reguladora dels residus. [En línea] DOGC núm 5430, 2009 <https://portaljuridic.gencat.cat/ca/document-del-pjur/?documentId=497897> (Consultado el 28 de marzo de 2025).
- Piatak, N. M.; Parsons, M. B. Trace-Element Partitioning in Iron and Steel Slags and the Potential Environmental Impact—A Review. *Minerals* [En línea] **2019**, 9, 361. DOI: 10.3390/min9060361. (Consultado el 19 de junio de 2025)
- Proctor, D. M.; Fehling, K. A.; Shay, E. C.; Wittenborn, J. L.; Green, J. J.; Avent, C.; Bigham, R. D.; Connolly, M.; Lee, B.; Shepker, T. O.; Paustenbach, D. J. Physical and Chemical Characterization of Blast-Furnace, Basic-Oxygen-Furnace, and Electric-Arc-Furnace Steel Industry Slags. *Environ. Sci.*

- Technol.* [En línea] **2000**, 34, 1576–1582. DOI: 10.1021/es9906005 (Consultado el 19 de junio de 2025).
- Qiu, H.; Gu, H.-H.; He, E.-K.; Wang, S.-Z.; Qiu, R.-L. Attenuation of Metal Bioavailability in Acidic Multi-Metal Contaminated Soil Treated with Fly Ash and Steel Slag. *Pedosphere* [En línea] **2012**, 22 (4), 544–553. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(12\)60039-3](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(12)60039-3) (Consultado el 21 de abril de 2025).
 - Reddy, K. R.; Gopakumar, A.; Chetri, J. K. Critical review of applications of iron and steel slags for carbon sequestration and environmental remediation. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* [En línea] **2019**, 18, 127–152. <https://doi.org/10.1007/s11157-018-09490-w> (Consultado el 21 de abril de 2025).
 - Ribalaguc J., El mundo. <https://www.elmundo.es/cataluna/2018/04/08/5ac9e7cde2704ef5498b46a8.html> (acceso el 31 de marzo de 2025)
 - Rojas-Manzano, M. A.; Otálvaro-Calle, I. F.; Pérez-Cañedo, J. A.; Benavides, H. M.; Ambríz-Fregoso, C. *Uso de las escorias de horno de arco eléctrico (EHA) en la construcción - estado del arte.* *Rev. UIS Ing.* [En línea] **2021**, 20(2), 53–64. <https://www.redalyc.org/journal/5537/553770380005/html/> (accessed May 2, 2025).
 - Sánchez, S.; Baragaño, D.; Gallego, J.; López-Antón, M.; Forján, R.; González, A. Valorization of steelmaking slag and coal fly ash as amendments in combination with *Betula pubescens* for the remediation of a highly As- and Hg-polluted mining soil. *Sci. Total Environ.* [En línea] **2024**, 927, 172297. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172297> (Consultado el 25 de abril de 2025).
 - Sorini, S. S.; Jackson, L. P. Evaluation of the Toxicity Characteristic Leaching Procedure (TCLP) on Utility Wastes. *Nucl. Chem. Waste Manag.* [En línea] **1988**, 8 (3), 217–223. [https://doi.org/10.1016/0191-815X\(88\)90029-0](https://doi.org/10.1016/0191-815X(88)90029-0). (Consultado el 10 de abril de 2025).
 - Tian, Y.; Qu, G.; Xu, R.; Liu, X.; Jin, C. Iron-Based Materials for Immobilization of Heavy Metals in Contaminated Soils: A Critical Review. *J. Environ. Chem. Eng.* [En línea] **2024**, 12 (5), 113741. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.113741>. (Consultado el 16 de abril de 2025).
 - Tóth G., Hermann T., Szatmári G., Pásztor L. Maps of heavy metals in the soils of the European Union and proposed priority areas for detailed assessment. *Sci. Total Environ.* [En línea] **2016**, 565, 1054–1062. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969716310452?via%3Dihub> (Consultado el 30 de marzo de 2025)
 - UNESID. *La Industria Siderúrgica Española 2023*; UNESID: Madrid, **2023**. [En línea] https://unesid.org/descargas_files/Revista2023.pdf (Consultado el 12 de abril de 2025)
 - Van Eynde, E.; Fendrich, A. N.; Ballabio, C.; Panagos, P. Spatial Assessment of Topsoil Zinc Concentrations in Europe. *Total Environ.* [En línea] **2023**, 892, 164512. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164512>. (Consultado el 30 de marzo de 2025)
 - Universidad de Burgos. *ICP-MS Espectrometría de Masas de Plasma*. [En línea] <https://www.ubu.es/parque-cientifico-tecnologico/servicios-cientifico-tecnicos/espectrometria/espectrometria-de-masas-de-plasma-icp-ms> (Consultado el 2 de junio de 2025).
 - Vázquez A. Metropoli. https://metropoliabierta.elespanol.com/gran-barcelona/20221107/arsenico-potencial-riesgo-de-cancer-asi-es-el-terreno-donde-iran-los-pisos-las-tres-chimeneas/716678467_0.html (acceso el 31 de marzo de 2025))
 - Vázquez M. En *Materiales siderúrgicos para cementos y hormigones sostenibles*, 1er foro sobre hormigones eco-sostenibles UPC 2025, Barcelona, España, 25 de marzo de 2025.

- Villén. RETEMA. <https://www.retema.es/actualidad/peligro-oculto-suelos-contaminados> (acceso el 30 de marzo de 2025)
- Wan, Y.; Liu, J.; Zhuang, Z.; Wang, Q.; Li, H. Heavy Metals in Agricultural Soils: Sources, Influencing Factors, and Remediation Strategies. *Toxics* [En línea] **2024**, 12 (1), 63. <https://doi.org/10.3390/toxics12010063>. (Consultado el 12 de abril de 2025).
- World Steel Association. *World Steel in Figures 2024*; World Steel Association: Brussels, **2024** [En línea] https://unesid.org/descargas_files/World-Steel-in-Figures-2024.pdf (consultado el 12 de abril de 2025).
- Zeng, G.; Wan, J.; Huang, D.; Hu, L.; Huang, C.; Cheng, M.; Xue, W.; Gong, X.; Wang, R.; Jiang, D. Precipitation, Adsorption and Rhizosphere Effect: The Mechanisms for Phosphate-Induced Pb Immobilization in Soils—A Review. *J. Hazard. Mater.* [En línea] **2017**, 339, 354–367. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.05.038>. (Consultado el 28 de marzo de 2025).
- Zhang, Y.; Hou, Z.; Fu, P.; Wang, X.; Xue, T.; Chen, Y. Remediation of As-contaminated soil by utilizing steel slag-based passivators with different Fe/Ca ratios: As bioavailability and passivation characterization. *J. Clean. Prod.* [En línea] **2023**, 427, 139219. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.139219> (Consultado el 26 de abril de 2025).
- Zhong, X.; Chen, Z.; Li, Y.; Ding, K.; Liu, W.; Liu, Y.; Yuan, Y.; Zhang, M.; Baker, A. J. M.; Yang, W.; Fei, Y.; Wang, Y.; Chao, Y.; Qiu, R. Factors Influencing Heavy Metal Availability and Risk Assessment of Soils at Typical Metal Mines in Eastern China. *J. Hazard. Mater.* [En línea] **2020**, 400, 123289. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123289>. (Consultado el 28 de marzo de 2025).