Universidad de Oviedo

Evaluación de la aplicación de compost para la recuperación sostenible de suelos degradados

MASTER IN BIOTECNOLOGY OF ENVIRONMENT AND HEALTH

LIDIA MORIANO GONZÁLEZ

CURSO ACADÉMICO 2022-2023

JUNIO 2023

José Luis Rodríguez Gallego, Catedrático y Secretario del Instituto de Recursos Naturales y Ordenación del Territorio (INDUROT)

CERTIFICA:

Que el presente trabajo titulado “Evaluación de la aplicación de compost para la recuperación sostenible de suelos degradados” ha sido realizado por la Graduada/o en Biología D./Dña. Lidia Moriano González en el Instituto de Recursos Naturales y Ordenación del Territorio (INDUROT) de la Universidad de Oviedo bajo su dirección, constituyendo el Trabajo Fin de Máster del/la interesado/a, cuya presentación se autoriza.

Oviedo, a 21 de junio de 2023

RODRIGUEZ GALLEGO JOSE LUIS - 09798719Y

Firmado digitalmente por RODRIGUEZ GALLEGO JOSE LUIS - 09798719Y
Fecha: 2023.06.21 14:44:42 +02'00'

Fdo. José Luis Rodríguez Gallego

Firmado por Ana María Díaz Díaz el día 21/06/2023 con un certificado emitido por FNMT

Ana María Díaz Díaz 71682886-M

Fdo. Ana Mª Díaz Díaz

ÍNDICE

Resumen……4

Abstract……5

1. Introducción……6
2. Objetivos……11
3. Metodología empleada y/o plan de trabajo……12
   - 3.1. Antecedentes……12
   - 3.2. Muestreo……13
   - 3.3. Enmiendas……14
     - 3.3.1. Compost……15
     - 3.3.2. Dunita…… 16
     - 3.3.3. Cenizas de térmica……17
     - 3.3.4. RCD……17
   - 3.4. Ensayo en macetas para la recuperación del suelo degradado……18
     - 3.4.1. Ensayo en macetas en el invernadero……18
   - 3.5. Metodología analítica……22
     - 3.5.1. Caracterización de suelo degradado……22
     - 3.5.2. Caracterización de las enmiendas empleadas……24
     - 3.5.3. Análisis de los tratamientos al inicio del ensayo……24
     - 3.5.4. Análisis de la evolución de los tratamientos tras 60 días ……25
4. Resultados y Discusión ……26
   - 4.1. Caracterización del suelo degradado y enmiendas empleadas……26
   - 4.2. Análisis de la evolución de los tratamientos……29
5. Conclusiones……38
6. Referencias bibliográficas……39

ANEXOS……49

RESUMEN

Las actividades mineras pueden generar un notable impactos ambientale, sobre los suelos naturales, generando compactación, pérdida de estructura, deficiencia de nutrientes, pH extremos, e incluso, contaminación con metales pesados y otros elementos tóxicos.

El objetivo principal de este proyecto es evaluar el efecto de enmiendas orgánicas (en particular el compost) e inorgánicas (RCD, dunita y cenizas de central térmica) combinadas con la tecnología de fitorremediación sobre un suelo degradado, proveniente de una explotación minera de carbón clausurada, la mina de Tormaleo (Ibias, Asturias). Para ello, se realizó un ensayo con macetas en invernadero, y se sembraron dos especies de plantas previamente seleccionadas (*Cytisus* scoparius y *Trifolium* pratense) sobre 8 tratamientos (control y suelo en diferentes combinaciones con las enmiendas). Se tomaron muestras de cada tratamiento y se analizó el efecto de estos a los 60 días desde la siembra. Se observó que la especie *T. pratense* fue la que mejor creció en la gran mayoría de los tratamientos, sobre todo gracias a la adición de carbono orgánico a través del uso de compost. Por otra parte, la adición de dunita al suelo degradado consiguió mantener la baja movilidad del Ba respecto al suelo control y disminuir la movilidad del Zn. Dada la urgencia para la recuperación de espacios naturales en los que tuvo lugar una actividad minera que dejó tras de sí suelos degradados e infértiles, los resultados obtenidos muestran la utilidad de las soluciones basadas en la naturaleza para la restauración sostenible y económica de estos suelos, todo ello bajo prácticas basadas en la economía circular.

Palabras clave: compost, minería, suelo degradado, RCD, dunita, cenizas de térmica, metales pesados, fitorremediación.

ABSTRACT

Mining activities generally may cause strong environmental impacts and degrade natural soils, thus generating compacted soils, loss of structure, nutrient deficiencies, extreme pH and even heavy metals or other toxic elements contamination.

The main objective of this study is to evaluate the effect of different combinations of organic (compost) and inorganic amendments (RCD, dunite and thermal power plant ashes), coupled to phytoremediation technologies, on a degraded soil coming from a abandoned coal mining exploitation, Tormaleo mine (Ibias, Asturias). To this scope, a greenhouse potexperiment was carried out with two species of previously selected plants (*Cytisus scoparius* and *Trifolium pratense*) sown on 8 different treatments (control and soil in combination with the amendments). Soil samples were taken from each type of treatment and their effect was analysed after 60 days of experiment. It was observed that the species T. pratense was the one that grew better in most of the treatments, mainly due to the addition of organic carbon of the compost applied. In addition, aapplication of dunite to the degraded soil maintained the mobility of Ba compared to the control soil and decreased the mobility of Zn. As the recovery of natural areas, where mining activities left behind degraded and infertile soils is urgent, the results obtained reveal the reliability of nature-based solutions for a sustainable and low-cost restoration by means of technologies based on circular economy principles.

Key words: compost, mining, degraded soil, RCD, dunite, thermal ash, heavy metals, phytoremediation.

1. INTRODUCCIÓN

El **suelo** se define como un compartimento ambiental compuesto de sólidos (minerales y materia orgánica), líquidos y gases que se producen en la superficie de la tierra; se caracteriza por uno o varios horizontes, o capas, que son distinguibles del material inicial como resultado de adiciones, pérdidas, transferencias y transformaciones de energía y materia; además tiene la capacidad de apoyar plantas enraizadas en un entorno (Soil Taxonomy, 1999). También se conoce al suelo como la capa superficial de la Tierra compuesta por materiales minerales y orgánicos que actúan como soporte para el crecimiento de las plantas, siendo el suelo un producto final de diversos ciclos biogeoquímicos en los que agentes fisicoquímicos y biológicos (flora, fauna y ser humano) interaccionan a lo largo de distintos periodos de tiempo, bajo condiciones climáticas y topográficas muy diversas, para dar lugar a un compuesto organomineral muy heterogéneo que difiere en gran medida del material rocoso parental (rocas y minerales originarios) en su composición y propiedades. Se forma a partir de la descomposición de rocas y la acumulación de materia orgánica a lo largo del tiempo. Además de proveer un medio para el desarrollo de la vegetación, el suelo es un reservorio esencial de nutrientes, agua y microorganismos que desempeñan un papel fundamental en los ciclos biogeoquímicos y la sustentabilidad de los ecosistemas terrestres. (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), 2020; Forján et al., 2017)

El suelo experimenta cambios constantes, modificándose con el tiempo como producto de la erosión y las actividades bióticas y antropogénicas, manteniendo así un equilibrio activo con su entorno. Esto lo convierte en un elemento fundamental de nuestro planeta y sus ecosistemas, ejerciendo influencia a través de diferentes procesos en el clima, el agua, la vida animal y vegetal, y sirviendo como un recurso socioeconómico crucial al proporcionar materias primas desde los albores de la civilización humana (Yaron et al., 2012). Sin embargo, el aumento de la población mundial en las últimas décadas y la alta necesidad de recursos han provocado una mayor degradación de los suelos, debido sobre todo a diversas actividades antropogénicas. Estas actividades incluyen la agricultura intensiva, la deforestación, la urbanización y la minería, entre otras. La

degradación de suelos causada por este tipo de actividades antropogénicas es un problema ambiental de gran preocupación a nivel mundial y se convierte en una amenaza para la seguridad alimentaria y la salud de los ecosistemas (Vega et al., 2005).

Las actividades mineras son un ejemplo de perturbación de los ecosistemas. La minería es una actividad antropogénica que causa impacto ambiental, incluyendo la modificación y degradación del suelo a través de transformaciones físicas, químicas y biológicas. El proceso de extracción minera a cielo abierto suele eliminar completamente la flora, la fauna y los suelos del sistema anterior (Vega et al., 2005).

Los suelos de las zonas mineras están muy degradados tanto a nivel físico como químico, lo que inhibe sus funciones normales, como el apoyo al crecimiento de las plantas (Xia & Cai, 2002). Los residuos que resultan de la separación de minerales de los materiales no deseados durante el proceso de extracción y procesamiento de minerales suponen también una fuente de contaminación para los suelos próximos. También se suele dar la contaminación de las aguas subterráneas como resultado de la escorrentía ácida de la mina, o la contaminación atmosférica causada por partículas finas que se transportan por el aire.

Uno de los principales impactos que tiene la minería en los suelos es su alta concentración de metales. También de forma simultánea se pueden ver afectadas propiedades del suelo, como la acidez y el contenido de materia orgánica (Akala & Lal, 2001; Vega et al., 2005; Santibáñez et al., 2007; Zanuzzi et al., 2009; Asensio et al., 2013), que pueden afectar al secuestro de carbono en el suelo (Forján et al., 2016). Por esta razón, enfrentar este desafío ambiental es de vital importancia y requiere encontrar una solución.

La mayoría de los estudios sobre la recuperación de suelos mineros se centraron en la contaminación causada por los metales, sin explorar los problemas de nutrientes y vegetación. Sin embargo, la recuperación sostenible de los suelos mineros requiere una cubierta vegetal permanente que impida la erosión del suelo, permitiendo el desarrollo sostenible del suelo a largo plazo (Juwarkar et al., 2009). Además, la vegetación puede llevar a cabo procesos de fitoextracción o fitoestabilización de los contaminantes

presentes en el suelo. La cubierta vegetal también contribuye en gran medida a reducir las cicatrices visuales en el paisaje causadas por las operaciones mineras a gran escala. El restablecimiento de la vegetación con éxito puede permitir el uso recreativo de la tierra, e incluso la agricultura o la silvicultura si las condiciones son favorables (Tordoff et al., 2000). Otra cuestión con los suelos mineros en términos de vegetación de soporte es que a menudo tienen malas condiciones para el crecimiento de las plantas, incluyendo una mala estructura física, textura arenosa, acidez, mala capacidad de intercambio catiónico (CEC) y baja materia orgánica, salinidad y contenido de nutrientes, que limitan el establecimiento de vegetación e intensifican la erosión causada por la lluvia y el viento (Pérez-Esteban et al., 2012).

Para aumentar el contenido de nutrientes de forma que estén disponibles para las plantas en los suelos mineros, es preciso a veces la adición de enmiendas que proporcionen materia orgánica y nutrientes. Por esta razón, los desechos orgánicos se han utilizado ampliamente como enmiendas en la recuperación de minas, ya que son relativamente baratos y se producen en grandes cantidades (Asensio et al., 2014). El **compost** proporciona beneficios significativos cuando se aplica incorporado en el suelo, ya que la materia orgánica que contiene actúa como un estanque de nutrientes, mejora el ciclo de nutrientes, aumenta la CEC y la capacidad tampón, reduce la compactación y mejora las propiedades físicas del suelo, como la agregación, friabilidad, densidad, capacidad de retención de agua e infiltración de agua (Forján et al., 2017; Walker et al., 2004).

En este contexto, otro de los problemas ambientales más urgentes es la producción masiva de residuos (Fisher & Barron, 2019; Jiang et al., 2019). Respecto a ello, el consumo humano y las prácticas de producción están teniendo un efecto perjudicial sobre la calidad ambiental, la equidad social y la estabilidad económica a largo plazo (Millar et al., 2019; Rees, 2010). En respuesta a este problema, actualmente los gobiernos centran sus políticas en la **economía circular**[1], que se ha propuesto como un modelo eficaz para disminuir la generación de residuos y minimizar el uso de materias primas, logrando así un desarrollo sostenible (Velenturf et al., 2019).

[1] http://ec.europa.eu/environment/circular-economy/index_en.htm

Hasta hoy, tecnologías, como la fitorremediación, o la biorremediación, están disponibles para abordar este problema de degradación de suelos y generación masiva de residuos (Aparicio et al., 2022; Rayu et al., 2012). Se agrupan estas ideas en un nuevo concepto emergente, las denominadas soluciones basadas en la naturaleza (**NBS, Nature-Based Solutions**), que ofrecen un gran potencial para la remediación de suelos contaminados o degradados (Díaz et al., 2023; Song et al., 2019; Wickenberg et al., 2021). Las NBS para la recuperación de suelos deben inspirarse en la naturaleza misma y ser rentables para proporcionar simultáneamente beneficios ambientales, sociales y económicos. Tales soluciones aportan características y procesos más diversos y naturales, a través de intervenciones sistémicas, eficientes en recursos y adaptadas localmente (Song et al., 2019). La aplicación de NBS puede implicar varios objetivos (Lafortezza & Sanesi, 2019): (i) mejorar la urbanización sostenible; (ii) restaurar los ecosistemas degradados; (iii) desarrollar estrategias de adaptación y mitigación del cambio climático; y (iv) mejorar la gestión de riesgos y la resiliencia. Las NBS están conectadas con el marco conceptual de servicios ecosistémicos (**ES**) ya que en esto los flujos de ES han sido severamente impactados.

En efecto, la persistencia de la materia orgánica del suelo depende de las influencias químicas y biológicas del entorno circundante (Prasad & Pietrzykowski, 2020), de ahí que el conocimiento de los efectos de los contaminantes, las características hidrológicas y biológicas de los suelos post-minería es una especie de "novedad ecológica" (Pickett et al., 2001), y es relevante para comprender las condiciones de los procesos de adaptación a los cambios globales que tienen lugar.

Los principios de las NBS están claramente conectados con la situación de los suelos post-minería, ya que los pasos principales para una restauración exitosa deben incluir: (i) reconstrucción de la estructura del suelo, (ii) manejo del pH del suelo y (iii) pasos para aumentar la fertilidad del suelo (micro y macronutrientes) y la materia orgánica del suelo, al tiempo que aumenta la capacidad de retención de agua, (iv) la restauración de las actividades microbianas y enzimáticas del suelo, (v) el restablecimiento del ciclo de nutrientes y, (vi) la cubierta vegetal. Por lo tanto, una caracterización inicial en profundidad (mineralógica, física, biológica y química) de los suelos afectados es

obligatoria para una restauración exitosa. Dentro de las NBS, ya se están utilizando enmiendas de origen orgánico, inorgánico o una combinación de ambos para estabilizar el suelo. También se ha abordado la combinación de NBS con técnicas de fitorremediación (Kisser et al., 2020; Martínez-Hernández et al., 2020; Song et al., 2019), así las NBS *in situ* exigen el uso de enmiendas eficaces en cada suelo y una cubierta vegetal autóctona (Anawar et al., 2015; Puga et al., 2016). Las enmiendas deben ser acondicionadores de suelos capaces de estabilizar/eliminar contaminantes con el fin de favorecer la recuperación de los servicios ecosistémicos (principalmente el secuestro de C del suelo), y deben ser abundantes, disponibles, biodegradables y originadas con un enfoque circular si es posible (Rinklebe et al., 2016).

Como se indicó anteriormente, una restauración completa del suelo requiere una cubierta vegetal estable. Para lograr este objetivo, la combinación de enmiendas con fitorremediación es una opción NBS que hemos utilizado en este trabajo. De hecho, el uso de especies fitorremediadoras en áreas degradadas es ampliamente aceptado como un enfoque rentable y sostenible, y sirve como una capa física protectora para minimizar la erosión del agua y el viento, y para reducir el potencial de lixiviación y transporte de contaminantes (Chirakkara et al., 2016; Kushwaha et al., 2016; Luo et al., 2022). Esta primera cubierta vegetal de especies autóctonas fitorremediadoras conduce finalmente a una sucesión ecológica y, obviamente, a un aumento de los niveles de secuestro de C (Ahirwal & Maiti, 2018).

Teniendo en cuenta todo lo anterior, este proyecto busca lograr un avance significativo en las tecnologías de remediación de suelos degradados, en escenarios directamente relacionados con la transición ecológica: terrenos afectados por actividades mineras en una región en transición como Asturias. La recuperación de los ES del suelo, incluida la capacidad de secuestro de carbono, se pretende lograr mediante soluciones NBS *in situ* que combinen la modificación del suelo y la fitorremediación en el contexto de la economía circular (se utilizarán residuos o subproductos).

2. OBJETIVOS

Sobre la base de la hipótesis anterior, el estudio tiene como **objetivo final** evaluar, a través de un ensayo en macetas, el efecto de diferentes combinaciones de enmiendas orgánicas (compost) e inorgánicas (RCD, dunita y cenizas de térmica) acopladas a la fitorremediación sobre suelo degradado de la mina de Tormaleo. La atención se centra en maximizar la prestación de servicios ecosistémicos (ES), especialmente en el secuestro de carbono e inmovilización de contaminantes en suelos post-minería, ya que los ecosistemas tales como las zonas post-minería pueden ser un eficaz sumidero biológico de CO_2 atmosférico si se recuperan. Esta propuesta contribuye al secuestro de C mediante la reducción de las emisiones (economía circular) y mediante la recuperación del carbono del suelo y la posterior formación de cubierta vegetal.

Los **objetivos inmediatos**, relacionados con el objetivo general antes mencionado, fueron:

1. Elegir una planta autóctona y fitorremediadora de la región de Ibias, donde se encuentra la Mina de Tormaleo cuyo suelo queremos recuperar.
2. Seleccionar las enmiendas y tratamientos óptimos para la recuperación del suelo degradado.
3. Evaluar la aplicación del compost, solo y en combinación junto con enmiendas inorgánicas basadas en residuos mineros o industriales.
4. Valorar los resultados de las enmiendas y plantas elegidas en el ensayo piloto para poder trasladarlos a condiciones de campo en la propia mina.

3. METODOLOGÍA

3.1. ANTECEDENTES

Independientemente del carbono del suelo, si nos centramos en la degradación o contaminación del suelo en las zonas mineras, los enfoques convencionales basados en la restauración geomorfológica, la mera revegetación o la excavación de materiales ("excavación y vertido") tienen un alto costo (en muchos casos de financiación pública) y no satisfacen los requisitos de sostenibilidad, por lo que la tierra resultante tiene un bajo valor económico, se puede clasificar como suelo marginal y los sitios considerarse zonas industriales abandonadas (Schädler et al., 2011). Esto está relacionado con el estado global de los suelos en Europa, donde cada año se toman alrededor de 1.000 km² de tierra para diferentes propósitos; mientras que la política europea tiene como objetivo una superficie cero neta para el año 2050 para evitar la pérdida irreversible de suelo.

En el suroeste de Asturias, una zona despoblada con un importante declive económico, la minería de carbón ha dejado una huella muy notable en el paisaje de varios municipios. Un buen ejemplo de ello es la Mina de **Tormaleo** (municipio de Ibias) (*Figura 1*), donde hay más de 400 hectáreas de suelo afectado (y se ejecuta una importante inversión para la restauración. Las principales características de esta área incluyen cambio de topografía, deterioro de la estética, baja capacidad de retención de agua, falta de C orgánico y nutrientes disponibles, baja capacidad de intercambio catiónico (*Cation Exchange Capacity*, CEC), pH a veces ácido, y posible presencia de contaminantes (metales pesados y PAH) como es habitual en las antiguas minas de carbón (Ghosh & Maiti, 2020). La inversión prevista para Tormaleo y otros grandes yacimientos post-mineros en Asturias, es muy elevada y por ello la investigación científica previa de diferentes tratamientos innovadores es de gran interés. Por todas estas razones, escogimos la Mina de Tormaleo, idónea para este proyecto.

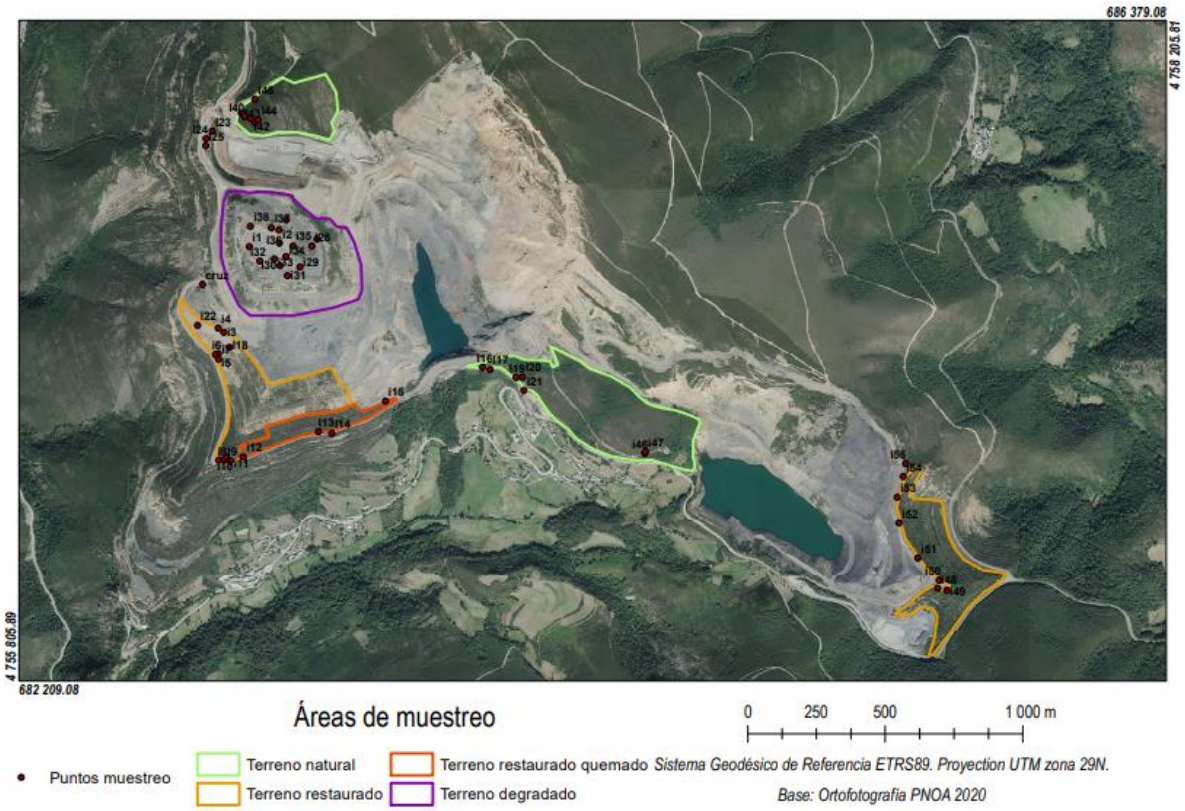


Figura 1: Ortofoto de la Mina de Tormaleo (municipio de Ibias) donde se indican las áreas y puntos de muestreo y tipos de terrenos (Fuente: fotografía cedida por Lorena Salgado).

El estado actual de los terrenos de la antigua mina de Tormaleo se presentan en la *Figura 1*, donde se observan distintos tipos de terreno: natural, restaurado, quemado (incendios de los últimos años) y degradado. De estas áreas muestreadas, se selecciona para llevar a cabo el experimento en macetas el área marcada en color lila, como representativa del terreno degradado generado por la minería

3.2. MUESTREO

El día 25 de enero de 2023 (*Figura 2*) se tomó una muestra representativa compuesta por varios incrementos tomados en diferentes zonas del área de muestreo para realizar el ensayo en macetas. Para ello se recogieron, con palas, aproximadamente 100 kg del suelo encontrado en el área del terreno degradado (*Figura 1*; coordenadas 42.94709 N, -6.75526 O), a una altura de 1030 metros sobre el nivel del mar. Dada la época de recogida, se evitó coger suelo con nieve o con vegetación.

Figura 2: Fotografía tomada el 25 de enero de 2023 de la zona de recogida de muestras de suelo degradado en la Mina de Tormaleo.

3.3. ENMIENDAS

Como se mencionó anteriormente, este estudio pretende promover y contribuir a la economía circular. Para ello, hemos hecho uso de enmiendas de suelo derivadas de residuos urbanos, de biomasa, mineros e industriales (*Figura 3*). Estos materiales están totalmente disponibles y no son compensatorios, por lo que son apropiados para este proyecto, pero también para la recuperación de otros suelos mineros y tierras degradadas (terrenos industriales degradados, suelos después de incendios forestales, etc.).

Las tecnologías emergentes para la recuperación de suelos degradados deben estar en línea con las tendencias europeas como el uso de NBS y, también, la Política de Residuos Zero ("Zero Waste Europe"[2]). Luego, las tecnologías NBS propuestas mejoran la economía circular (Pérez-Estébanez et al., 2014; Zornoza et al., 2012) mediante el uso/reutilización de residuos y subproductos como enmiendas del suelo para promover la revegetación (Martins et al., 2018). En este sentido, este proyecto introduce el uso de cuatro posibles enmiendas que pueden cubrir adecuadamente la variedad de suelos a tratar:

[2] https://zerowasteeurope.eu/

Figura 3: Enmiendas inorgánicas (dunita, RCD, cenizas de térmica); enmienda orgánica (compost) y suelo degradado.

3.3.1. Compost (enmienda orgánica)

El compost, enmienda orgánica, es un fertilizante común utilizado principalmente en la agricultura, pero también para la recuperación de suelos contaminados (Forján et al., 2018a, b), aumenta el contenido de nutrientes y materia orgánica y mejora las propiedades físicas del suelo (Beesley et al., 2014; Mudhoo et al., 2020). Sin embargo, el As y otros metales pueden movilizarse (Beesley et al., 2010); más aún, dependiendo de la materia prima utilizada para producir el compost, comúnmente contiene cantidades inapropiadas de metal(oid)es (Baragaño et al., 2021a; Díaz et al., 2023).

La modificación con residuos orgánicos eleva el C del suelo (Beesley et al., 2010). En este sentido, encontrar aplicaciones para compost (Liu et al., 2014) es muy importante para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero y aumentar el secuestro de C, dado

que la generación global de residuos sólidos municipales se estima en aproximadamente 2.200 millones de toneladas anuales hasta 2025 (Lima et al., 2022). En suelos, la aplicación de residuos agroindustriales estabilizados por compostaje mejora la materia orgánica (Thévenot & Dousset, 2015), estimula las actividades microbianas (Moreno et al., 2017) y, en particular, mejora el secuestro de C en el suelo (Dheri & Nazir, 2021; Zheng et al., 2020). Por lo tanto, la enmienda de compost es una forma de favorecer la restauración de suelos degradados, como acondicionador del suelo y como fertilizante de buena calidad (Wu et al., 2014). En este proyecto, COGERSA, la empresa gestora de residuos de Asturias, nos ha proporcionado el compost[3]. El precursor del compost utilizado en el ensayo es principalmente poda de vegetación.

3.3.2. Dunita (enmienda inorgánica)

El subproducto generado en la extracción de dunita (roca de uso industrial en la fabricación de refractarios para hornos) es una enmienda ya probada en la recuperación de suelos contaminados previamente (principalmente por su pH básico y su alto contenido en óxido de magnesio y cal). Los desechos mineros de dunita se han utilizado con éxito como enmienda para inmovilizar parcialmente algunos metales y mejorar las propiedades del suelo (Baragaño et al., 2019).

La enmienda de dunita para este estudio fue tomada de la planta de procesamiento en la única mina de dunita en España, la Mina David, en Landoi (Galicia, 43.6981867W, -7.9268375N). La cantera de esta mina es propiedad y está operada por Pasek Minerals. Estrictamente hablando, la roca extraída no puede clasificarse como dunita porque no contiene el 90% de contenido de olivino requerido. Su alto contenido en ortopiroxeno (8%-16%), seguido de anfíboles (14%-20%) y crisotilo (0%-33%), permite clasificarlo como peridotita o más precisamente harzburgita (Rollinson, 2019; Abily & Ceuleneer, 2013). Sin embargo, debido a su alto contenido de olivino (20%-35%) el nombre comercial del producto es dunita. La fracción menor a 3 mm de la misma roca comercial, es considerada un residuo o subproducto para la empresa y fue el material utilizado en este trabajo.

[3] https://www.cogersa.es/metaspace/portal/14498/19176

3.3.3. Cenizas de central térmica (enmienda inorgánica)

Las enmiendas inorgánicas también pueden ser necesarias en muchos casos para modificar el pH, inmovilizar contaminantes o suministrar nutrientes adicionales al suelo. Si nos centramos en la contaminación del suelo, la reutilización de cenizas volantes de carbón producidas en centrales térmicas (Shaheen et al., 2014) es efectiva dada la naturaleza alcalina de este material, y también el contenido de minerales y compuestos orgánicos (complejos de silico-aluminato y fracciones de materia no quemada altamente porosa) potencialmente capaz de adsorber metal(oide)s (Ciccu et al., 2003; Querol et al., 2011; Srivastava et al., 2014). Para este proyecto, IBERDROLA suministró cenizas volantes procedentes de una central eléctrica de carbón pulverizado (PFC) recientemente cerrada (Lada, Asturias), cabe mencionar que más de 50.000 toneladas de estas cenizas fueron anualmente producidas y desechadas hasta 2020.

3.3.4. RCD (enmienda inorgánica)

Los déficits sufridos por los suelos post-minería en muchos aspectos probablemente requieren una combinación de enmiendas orgánicas e inorgánicas. Por lo tanto, diferentes combinaciones de las otras enmiendas mencionadas se prueban en este trabajo, pero también RCD (Residuos de Construcción y Demolición). Se trata de un sustrato innovador derivado a partir de áridos finos obtenidos en el proceso de reciclaje de residuos de construcción y demolición.

El Real Decreto 105/2008, de 1 de febrero, sobre por el que se regula la producción y gestión de los residuos de construcción y demolición, entiende por residuo de construcción y demolición (RCD) las sustancias u objetos que, cumpliendo la definición de "residuo" se generen en:

- La construcción, rehabilitación, reparación, reforma o demolición de un bien inmueble, tal como un edificio, carretera, puerto, aeropuerto, ferrocarril, canal, presa, instalación deportiva o de ocio, así como cualquier otro análogo de ingeniería civil.

- La realización de trabajos que modifiquen la forma o sustancia del terreno o del subsuelo, tales como excavaciones, inyecciones, urbanizaciones u otros análogos, con exclusión de aquellas actividades a las que sea de aplicación la Directiva 2006/21/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 15 de marzo, sobre la gestión de los residuos de industrias extractivas.

3.4. ENSAYO EN MACETAS PARA LA RECUPERACIÓN DEL SUELO DEGRADADO

3.4.1. Ensayo en macetas en el invernadero

Un total de 48 macetas -6 por tratamiento- fueron colocadas al azar en un invernadero durante 60 días a unas condiciones de temperatura y humedad relativa de 26°C y 55%. Cada una de las macetas, que contenían 1 kg de masa total, comprendían diferentes proporciones de suelo degradado y de enmiendas, excepto las macetas del tratamiento de control (S), que solo contenían suelo degradado (*Tabla 1*). De modo que cada enmienda suponía un 5% en cada uno de los tratamientos. Estas proporciones fueron elegidas en base a estudios previos donde se aplicaron enmiendas orgánicas e inorgánicas (Baragaño et al., 2019; Baragaño et al., 2021).

Para la mezcla del suelo con las enmiendas, se pesaron minuciosamente en una balanza las diferentes proporciones de cada uno de los materiales según el tratamiento (*Tabla 1*) hasta completar 1 Kg por maceta. A la vez que se fueron haciendo las mezclas, también se fueron etiquetando con el código "Tratamiento y número de maceta" (*Figura 6*). Después se homogeneizaron y se regaron las macetas a capacidad de campo y, por último, se trasladaron al invernadero.

TRATAMIENTO	SUELO DEGRADADO (S)	COMPOST (C)	RCD (R)	DUNITA (D)	CENIZAS DE TÉRMICA (T)
S	100%				
SC	95%	5%			
SR	95%		5%		
SD	95%			5%	
ST	95%				5%
SCR	90%	5%	5%		
SCD	90%	5%		5%	
SCT	90%	5%			5%

Tabla 1: Proporciones de suelo y enmienda por tratamiento.

Para el estudio de la fitorremediación, se seleccionaron dos especies vegetales que fueron elegidas tras una exhaustiva investigación bibliográfica y que se observó estaban presentes en la zona de la mina. Estas dos especies son la retama negra o escoba rubia (*Cytisus scoparius*) y el trébol rojo o violeta (*Trifolium pratense*).

C. scoparius es un arbusto leguminoso no córneo, de 2-2,5 m de altura, capaz de fijar activamente el nitrógeno atmosférico (Talavera et al., 1999). Pertenece a una familia de especies capaces de colonizar, frecuentemente clasificadas como pioneras en hábitats perturbados (Diquelou & Roze, 1999), por lo que es un colonizador natural de sitios mineros. Su frecuencia, densidad de población y velocidad de desarrollo se explican por su capacidad para fijar el nitrógeno atmosférico, que tiene un gran interés en la restauración de las zonas mineras. Varios autores han demostrado que la dinámica y el desarrollo de *C. scoparius* conducen a un rápido aumento del contenido de materia orgánica y a la activación de procesos microbianos (Becerra-Castro et al., 2012; Diquelou & Roze, 1999). Además, esta especie tiene la capacidad de producir un gran stock de NO_3-N que, debido a su solubilidad, solo se conserva débilmente en el complejo adsorbiente, especialmente en climas lluviosos y donde hay una lixiviación significativa (Prévosto et al., 2006). También, *C. scoparius* produce una estructura muy específica, con ramas de diferentes individuos entrelazadas, lo que crea un microclima al

interceptar la mayoría del agua de lluvia, minimizando así la lixiviación (Becerra-Castro et al., 2012; Diquelou & Roze, 1999).

T. pratense es una herbácea leguminosa capaz de crecer en suelos ligeramente ácidos (pH 6-7,5) con una producción limitada de biomasa. Esta planta no se considera como hiperacumuladora, ya que no elimina cantidades significativas de metales en un suelo altamente contaminado por sí misma. Sin embargo, *T. pratense* demuestra su capacidad de sobrevivir, por lo que podría representar una especie potencial para ser utilizada en fitoestabilización en áreas contaminadas. Según los resultados de García-Carmona et al. (2019), *Trifolium sp*., presente en su zona de estudio, mostró una buena capacidad para hacer frente a altos niveles de contaminación por metales pesados. Estos resultados coinciden con los de Bidar et al. (2007), quienes reportaron que esta especie podría crecer en suelos altamente contaminados por Cd, Pb y Zn, al acumularlos en sus raíces. Es probable que la bioacumulación de metales pueda ser un mecanismo adaptativo que permita a las plantas vivir bajo estas condiciones de estrés. En cualquier caso, se destaca la importancia de utilizar especies tolerantes para los ensayos de restauración de suelos altamente contaminados (Nirola et al., 2016).

Figura 4: Semillas de C. scoparius (izquierda) y T. pratense (derecha).

Las semillas de *C. scoparius* y *T. pratense* fueron obtenidas en Semillas Silvestres S.L. (*Figura 4*). Antes de sembrarlas en las macetas, a las semillas de *C. scoparius*, con endocarpos leñosos, muy duros e impermeables, se les aplicó un pretratamiento de germinación basado en un proceso de escarificación de naturaleza mecánica (*Figura 5*). La escarificación mecánica la llevamos a cabo mediante la abrasión con lija de los tegumentos externos con el fin de permitir la imbibición de las semillas, y así inactivar la dormición y adelantar la germinación (Bacchetta et al., 2008).

Figura 5: Escarificación mecánica con lija (izquierda). Semillas de C. scoparius escarificadas y sin escarificar (derecha).

Una vez realizada la escarificación, se sembraron en cada tratamiento, 3 macetas (Ø =14 cm cada una) con la especie *C. scoparius* y 3 macetas con *T. pratense*. La cantidad de semillas que se sembró en cada maceta fue de tres semillas de *C. scoparius* y 10kg/ha (0.02 g/maceta[4]) de *T. pratense.*

La duración del experimento fue la suma del tiempo de maduración de las enmiendas, es decir, **una semana** desde que se mezclaron las enmiendas con el suelo hasta el día de la siembra de semillas, **y 60 días** desde el día de siembra (inicio; T0) hasta dos meses después (final; T60) (*Figura 6*). Todas las macetas se mantuvieron en el invernadero durante ese periodo donde fueron regadas de forma constante y en condiciones meteorológicas controladas.

[4] https://www.unavarra.es/herbario/pratenses/htm/Trif_prat_p.htm

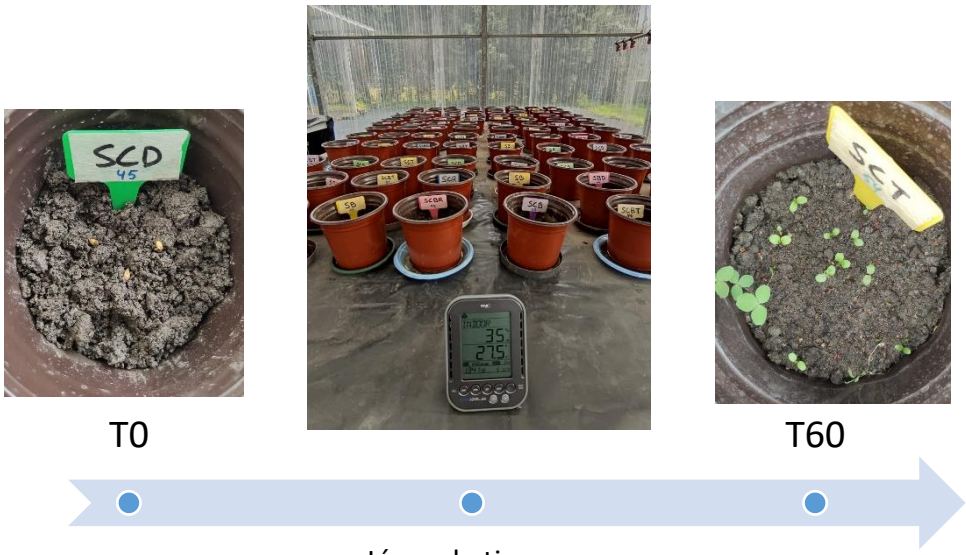


Figura 6: Línea de tiempo desde el T0 al T60 del ensayo en macetas en el invernadero.

3.5. METODOLOGÍA ANALÍTICA

3.5.1. Caracterización de suelo degradado

En primer lugar, para la caracterización del suelo degradado, las muestras recogidas en la mina se secaron al aire y se tamizaron a 2mm. Asimismo, para mitigar la variabilidad de las analíticas se homogenizaron. Posteriormente, diferentes submuestras fueron tomadas para cada tipo de análisis. Todas las analíticas se hicieron por triplicado.

- pH y conductividad eléctrica (CE)

El pH y la conductividad del suelo (H_2O, 1:5, w:v) se determinó utilizando 5 g de muestra de suelo y 12,5 mL de agua desionizada después de 30 minutos de agitación a 60 rpm utilizando un medidor de pH y un conductímetro (Mettler-Toledo, S213).

- CHNS

Se molieron las muestras con un molino de ágata (Pulverisette 2, FRITSCH) y se midieron las concentraciones de carbono, hidrógeno, nitrógeno y azufre en el suelo en un módulo LECO CN-2000.

- Fraccionamiento de carbono

Para realizar el fraccionamiento de carbono, 5 g de cada muestra fueron sometidos secuencialmente a diferentes extracciones: agua fría, agua caliente, hidróxido de sodio (NaOH) y acidificación. De esta manera se obtuvieron las diferentes concentraciones de carbono orgánico en los extractos, clasificándolos desde el carbono más lábil (WSC) al C más recalcitrante. Se adjunta en ANEXO I el esquema del proceso con las condiciones detalladas (Ghani et al., 2003).

- Estudio de la actividad enzimática

Para la medición de la actividad enzimática, utilizada como indicador de la calidad del suelo, se tomaron dos muestras de 0.25g y una muestra de 5g de suelo. Se midió la actividad de las enzimas deshidrogenasa (DHA), β-glucosidasa (GLU), fosfatasa (PHOS) y ureasa (URE). El procedimiento se llevó a cabo en consonancia con la ISO 20130:2018 Soil quality — Measurement of enzyme activity patterns in soil samples using colorimetric substrates in micro-well plates.

- Concentraciones pseudototales de los metal(oid)es

Para medir la concentración de metales y metaloides pseudototales, 2g de muestra molidas en molino de ágata (Pulverisette 2, FRITSCH) fueron entregadas a la Unidad de Ensayos Medioambientales de los Servicios Científico-Técnicos de la Universidad de Oviedo (SCTs) para una digestión con aqua regia (HNO_3+HCl; relación 1:3) mediante digestión en horno microondas (Milestone ETHOS 1, Italy). En el sobrenadante obtenido se analizaron las concentraciones de As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn mediante ICP-MS (Agilent 7700). Los límites de detección del equipo son 2 ppb para todos los elementos excepto para el Hg que es 0.2 ppb.

- Disponibilidad de metales mediante extracción TCLP

El estudio de lixiviación con TCLP ("Toxicity Characteristic Leaching Procedure") se realizó de acuerdo con el método oficial de la Agencia de Protección Ambiental de EEUU (US EPA). La disolución extractora utilizada en este caso consistió en agua destilada con 0,1 M CH_3COOH y 0,0643 M NaOH a un pH de 4,95. En este caso se mantuvo una relación sólido:líquido de 20 L/kg y un tiempo de agitación de 18 + 2 horas. Tras este tiempo se filtró el sobrenadante a 0.45 µm y se analizaron los metal(oid)es mediante ICP-MS.

3.5.2. Caracterización de las enmiendas empleadas

Para la caracterización de las enmiendas (compost, RCD, dunita y cenizas de térmica), al igual que el suelo degradado, se tamizaron a 2 mm y se tomaron muestras, por triplicado, para analizar:

- pH y conductividad eléctrica (CE)
- CHNS
- Fraccionamiento de carbono
- Concentraciones pseudototales de los metal(oid)es

3.5.3. Análisis de los tratamientos al inicio del ensayo

Al inicio del ensayo (T0), se tomaron muestras de cada una de las macetas y se homogeneizaron por tratamiento. Todas las muestras se tomaron por triplicado. Posteriormente se analizó:

- pH y conductividad eléctrica (CE)
- Actividad enzimática
- Fraccionamiento de carbono
- Estudio de la textura y granulometría del suelo

Para medir la textura y granulometría se tamizaron en una tamizadora electromagnética (RETSCH AS200) las muestras con diferentes tamices (6 mm, 2 mm, 200 µm), y el material más fino, menor de 200 µm, se analizó en el analizador de tamaño de partículas

de Beckman Coulter (LS 13 320 Laser Diffraction Particle Size Analyzer) (*Figura 7*). Con los datos obtenidos del analizador se calculó el peso de las proporciones de arcilla (0.2 - 0.02 mm), limo (0.02 – 0.002 mm) y arena (< 0.002 mm).

Figura 7: Tamices de granulometría (A), analizador de tamaño de partículas (B) y proceso de tamizado con tamizadora electromagnética (C).

3.5.4. Análisis de la evolución de los tratamientos tras 60 días

Al final del ensayo (T60), se volvieron a tomar muestras de cada maceta al igual que al inicio, por triplicado. De estas muestras se analizó:

- pH y conductividad eléctrica (CE)
- Actividad enzimática
- Disponibilidad de metales mediante extracción TCLP

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. CARACTERIZACIÓN DEL SUELO DEGRADADO Y ENMIENDAS EMPLEADAS

Las características fisicoquímicas de los materiales puros se muestran en la *Tabla 2*. El **suelo degradado** presenta un pH ligeramente ácido y altas concentraciones de Ba (506.11 mg/kg), seguido de Zn. La Resolución de 20 de marzo de 2014, de la Consejería de Fomento, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente, por la que se establecen los Niveles Genéricos de Referencia para metales pesados en Suelos del Principado de Asturias (BOPA, 2014), determina que los niveles genéricos de referencia para el Ba para salud humana en el Principado de Asturias son de 10.000 mg/kg para uso industrial del suelo, uso recreativo y uso residencial urbano, y de 1540 mg/kg para otros usos. Sin embargo, Pais & Jones (1997) encontraron que concentraciones de Ba de 200 mg/kg podía ser moderadamente tóxico, y un exceso de 500 mg/kg podía considerarse tóxico para las plantas (Madejón, 2013). El suelo degradado también presenta bajas concentraciones de TOC, es decir, un bajo contenido de carbono.

El **compost**, al ser una enmienda orgánica, presenta altas cantidades de materia orgánica y TOC (Heaton et al., 2016). Por otra parte, la relación C/N es de 18.67, lo que nos indica un bajo contenido de carbono y materiales orgánicos en el compost. Es relevante para la descomposición de materiales orgánicos en el suelo y es especialmente aplicable al discutir los efectos de los residuos de cultivos en los niveles de nitrógeno del suelo y la tasa de descomposición de los residuos de cultivos. Allison (1973) sugiere que en una relación C/N por debajo de 25 la descomposición puede ocurrir al ritmo máximo posible en condiciones ambientales. En cambio, las relaciones C/N de 15-25 indican una desaceleración en el proceso de descomposición.

Parámetro		Unidad	Materiales				
			Suelo degradado	Compost	RCD	Dunita	Cenizas de térmica
Propiedades fisico-químicas e intercambio catiónico	pH		6.73 ± 0.03	7.62 ± 0.10	8.25 ± 0.03	8.02 ± 0.16	8.34 ± 0.06
	CE	µS/cm	57.17 ± 3.40	2620.33 ± 477.10	2834.00 ± 16.52	52.44 ± 12.13	839.73 ± 41.07
	TOC		2.71 ± 0.22	23.87 ± 1.27	1.22 ± 0.23	0.15 ± 0.03	3.19 ± 1.58
	C		2.73 ± 0.12	24.84 ± 0.35	3.97 ± 0.08	0.38 ± 0.10	3.14 ± 0.24
	H	%	0.60 ± 0.01	3.93 ± 0.04	0.72 ± 0.06	1.23 ± 0.02	1.32 ± 0.08
	N		<LD	1.33 ± 0.07	<LD	<LD	<LD
	S		0.05 ± 0.005	0.23 ± 0.003	1.27 ± 0.049	0.04 ± 0.006	0.07 ± 0.002
Metales totales	As		11.89 ± 0.68	7.60 ± 0.12	10.64 ± 0.21	<LD	21.19 ± 0.17
	Ba		506.11 ± 12.74	188.73 ± 19.73	363.19 ± 8.03	<LD	322.23 ± 1.72
	Cr		61.54 ± 0.70	24.80 ± 0.90	21.37 ± 0.73	559.31 ± 28.07	66.52 ± 2.74
	Cu	[mg/kg]	32.06 ± 0.39	43.96 ± 0.68	25.07 ± 1.81	31.24 ± 2.84	19.86 ± 0.25
	Hg		<LD	0.25 ± 0.01	0.16 ± 0.01	<LD	0.16 ± 0.003
	Ni		38.12 ± 0.62	11.04 ± 0.29	9.99 ± 0.26	1138.22 ± 23.62	28.34 ± 0.34
	Pb		26.88 ± 0.80	45.12 ± 1.99	97.87 ± 2.51	<LD	6.28 ± 0.09
	Zn		100.59 ± 2.18	247.57 ± 7.58	230.94 ± 5.64	34.17 ± 0.80	64.27 ± 0.76
Metales extraídos en TCLP	Ba		1.70 ± 0.04	<LD	<LD	<LD	<LD
	Ni	[mg/kg]	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
	Zn		1.53 ± 0.01	<LD	<LD	<LD	<LD

<LD: valores por debajo del límite de detección.

Tabla 2: Propiedades físico-químicas, metales totales y metales extraídos en TCLP del suelo y las enmiendas empleadas.

Sobre las **enmiendas inorgánicas**, como era de esperar que presentaran un TOC muy bajo y un bajo contenido en materia orgánica. En cuanto a las concentraciones de metales, la dunita es la que menos concentración de Ba presenta, lo que contrarrestaría las altas concentraciones de Ba en el suelo degradado. También, la dunita es un material alcalino. En general, cuando se realiza extracción con TCLP, todas las enmiendas y el suelo degradado presentan muy bajas concentraciones de los metal(oid)es estudiados, por debajo del límite de detección.

Respecto al **fraccionamiento del carbono** en la *Figura 8*, las diferentes fracciones de C se representan considerando un 100% de TOC a pesar de que la concentración de TOC sea diferente en todos los materiales. El contenido en carbono orgánico total (TOC) se muestra al final de cada barra.

En todos los materiales, el porcentaje de carbono recalcitrante es muy alto respecto al carbono orgánico total. Destaca la dunita, con mayor proporción de carbono lábil, algo irrelevante puesto que su TOC es de 0.15 %.

El compost es la enmienda que mayor contenido tiene en TOC (*Figura 8*). Sin embargo, la distribución de este en las diferentes fracciones no se encuentra repartida, siendo el C recalcitrante el predominante. Por otra parte, los ácidos húmicos sólo aparecen en el suelo y en el compost. Esto se podría explicar ya que los ácidos húmicos forman gran parte del *humus*, materia orgánica del suelo, lo cual tiene sentido ya que el compost es el material con mayor TOC. En cuanto a la presencia de los ácidos húmicos en el suelo degradado, cabe recordar que este suelo proviene de una mina de carbón, y el carbón representa una serie de tipos de humus en un estado avanzado de descomposición, producido a partir de diversos residuos vegetales en diferentes períodos durante los tiempos prehistóricos, y más tarde estratificado y comprimido por capas superpuestas de materia mineral (Senn & Kingman, 1973), lo que justificaría los resultados.

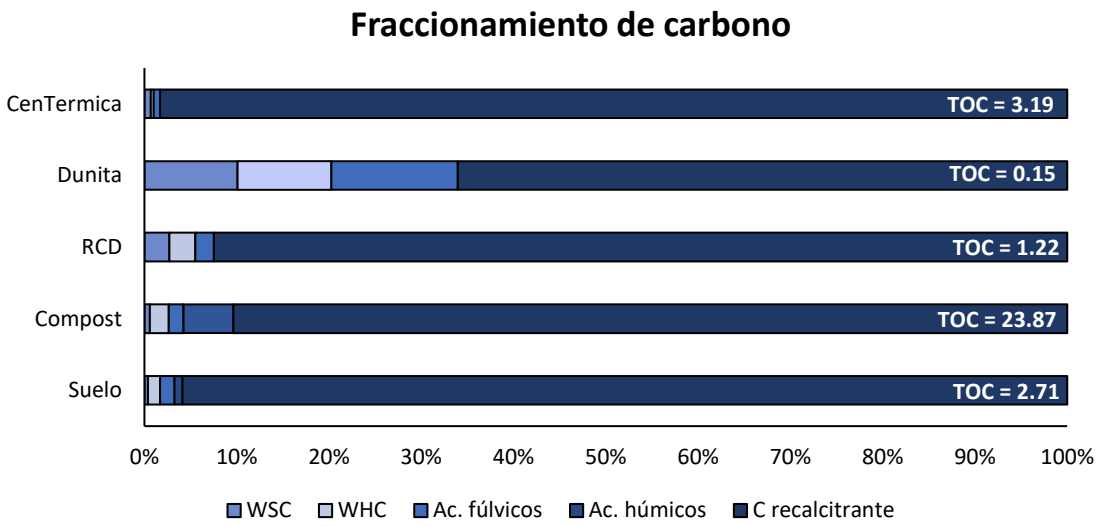


Figura 8: Fraccionamiento del carbono orgánico de los materiales empleados para el ensayo.

4.2. ANÁLISIS DE LA EVOLUCIÓN DE LOS TRATAMIENTOS

Para analizar la evolución de los tratamientos en el suelo degradado, se estudiaron diferentes parámetros en el tiempo de inicio del ensayo (T0) y final (T60).

En primer lugar, en la *Figura 9*, en el T0 todos los tratamientos aumentaron su **pH** respecto al control (S), aunque en el caso de los tratamientos que sólo llevaban dunita y cenizas de térmica este aumento fue menor que en el resto. También se observa que, en todos los tratamientos, incluido en el control, el pH aumentó en el T60 respecto al T0, teniendo los valores más altos aquellos tratamientos con compost y RCD. Es relevante que a pesar de que el material de las cenizas de térmica tuviese un pH superior al resto de enmiendas, en su mezcla con el suelo no fuese esta enmienda la que aumentó en mayor medida este valor.

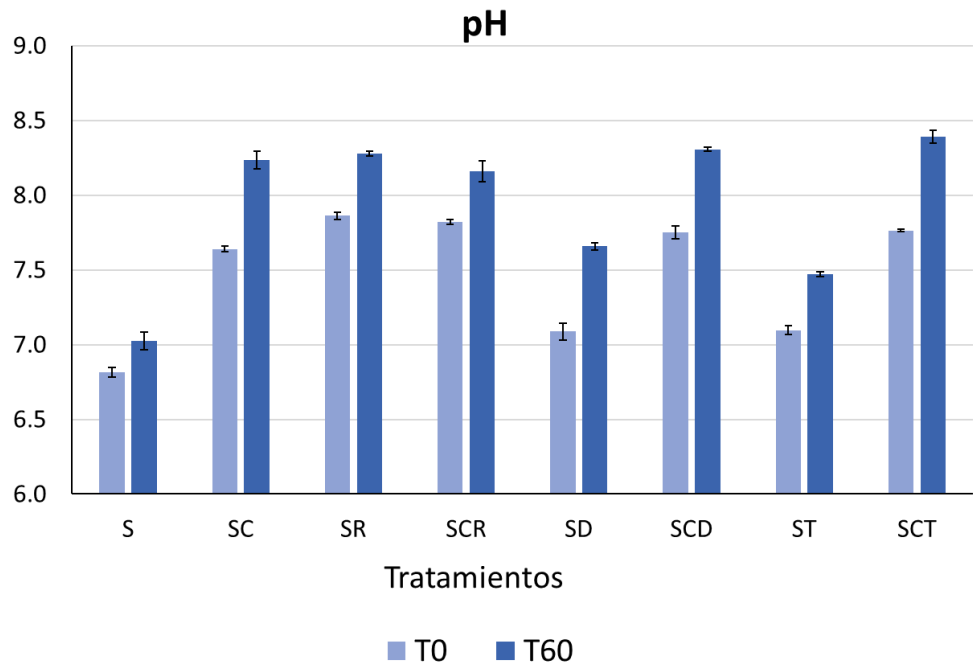


Figura 9: Variación del pH del suelo entre el inicio y el fin del ensayo en todos los tratamientos.

En cuanto a la **conductividad eléctrica (CE)**, en la *Figura 10*, es un indicador significativo de la salinidad del suelo. Esta fue más alta en el tratamiento SCR al inicio del ensayo. Esto se justifica con los valores iniciales obtenidos (*Tabla 2*) en ambas enmiendas (compost y RCD). También se observa que todos los tratamientos elevaron la conductividad en comparación con la medida en el suelo control.

Si observamos la diferencia entre tiempos, la CE disminuyó en todos los tratamientos en el T60 respecto al T0, a excepción del control, que aumentó en poca medida, y SD, que se mantuvo. En general, se observa que los tratamientos presentan bajos niveles de CE, lo que nos indica que ese suelo tiene pocas sales y nutrientes, esenciales para el crecimiento de plantas. A pesar de ello, el rango óptimo de CE para las plantas puede variar en cada especie, de modo que existen especies tolerantes que pueden crecer en suelos tanto con alta como con baja salinidad. Las especies utilizadas en el ensayo (*C.scoparius* y *T.pratense*), son óptimas para crecer en suelos ácidos húmedos y con baja salinidad, tolerantes incluso hasta 4000 µS/cm (Julve, 2021).

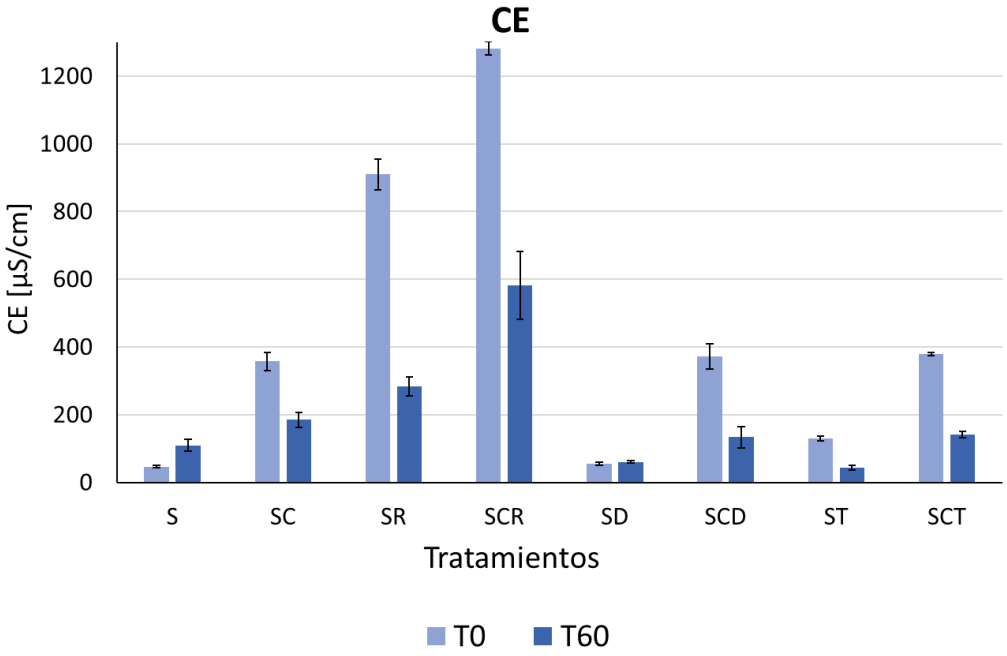


Figura 10: Variación de la conductividad eléctrica (CE) entre el inicio y el fin del ensayo en todos los tratamientos.

Sobre el **fraccionamiento de carbono** de los tratamientos utilizados en el ensayo (*Figura 11*; *Figura 12*), aquel con mayor concentración de carbono orgánico total fue SCR. Este resultado explicaría que este tratamiento tuviera la conductividad eléctrica más alta, ya que el TOC está relacionado con la conductividad en la oxidación de compuestos orgánicos. Ambas, TOC y CE, nos aportan información sobre la calidad del suelo.

Por otro lado, el carbono recalcitrante ocupa en todos los tratamientos la mayor proporción del carbono orgánico total, siendo más del 90% (*Figura 11*). Para ver en más detalle las diferencias entre carbono más lábil (WSC), carbono menos lábil (WHC) y carbono extraíble (ácidos fúlvicos y ácidos húmicos), se han representado en la *Figura 12* sin el más predominante, el carbono recalcitrante, que sí aparece en la *Figura 10*. La variación en el contenido en WSC es considerada como uno de los primeros indicadores que puede aportar información sobre el grado de degradación (Blair et al., 2001).

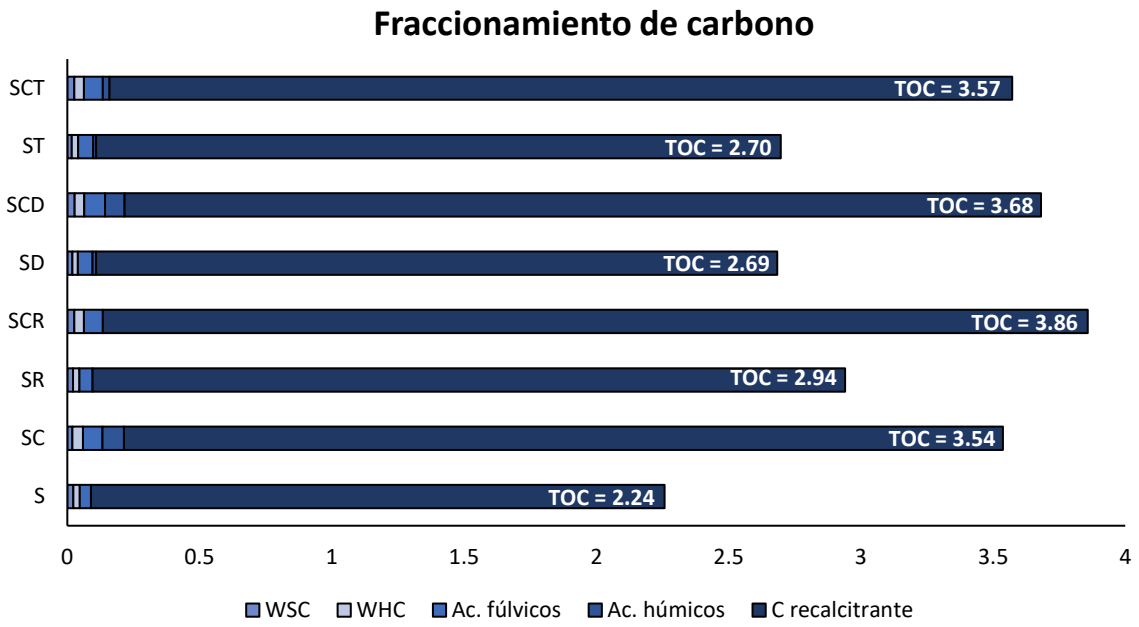


Figura 11: Concentración de carbono disponible de los tratamientos empleados en el ensayo.

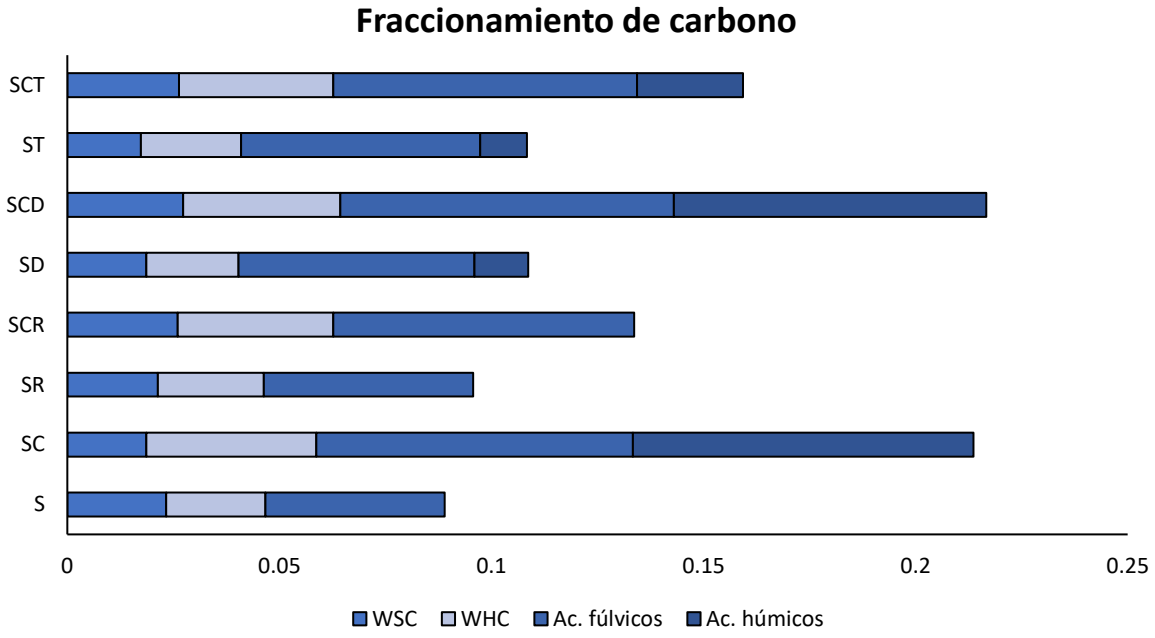


Figura 12: Concentración de carbono orgánico más lábil (WSC), menos lábil (WHC) y carbono extraíble (ácidos fúlvicos y ácidos húmicos) de los tratamientos empleados en el ensayo.

En lo que se refiere a la disponibilidad de los metales, una vez vistos los resultados de la *Tabla 2* y teniendo en cuenta los objetivos del ensayo, nos hemos centrado en la situación del Bario y el Zinc. En la *Figura 13* se observa la **disponibilidad de Zn y Ba** según el método de extracción de TCLP. La adición de dunita (SD), cenizas de térmica (ST) y la mezcla de cenizas y compost (SCT), consigue inmovilizar el Zn respecto al control.
Por otro lado, la adición de enmiendas, especialmente RCD (SR, SCR) aumentó la movilidad del Ba en el suelo, a excepción de la dunita (SD), cuya mezcla con el suelo consigue una movilidad muy similar (ligeramente más alta) que en el control. Además, en menor medida que los RCD, las cenizas de térmica (ST) y el compost (SCT, SC) aumentan también la movilidad del Ba.

Cabe destacar que el compost junto con cualquier enmienda inorgánica (SCR, SCD, SCT) aumenta la movilidad del Ba respecto al mismo tratamiento sin el compost (SR, SD, ST).

A pesar de las variaciones que se hayan dado en la disponibilidad de estos metales, la concentración de ambos es considerada muy baja y, por tanto, se puede asegurar que no afectará de forma perjudicial al medio ambiente ni a la salud del ser humano.

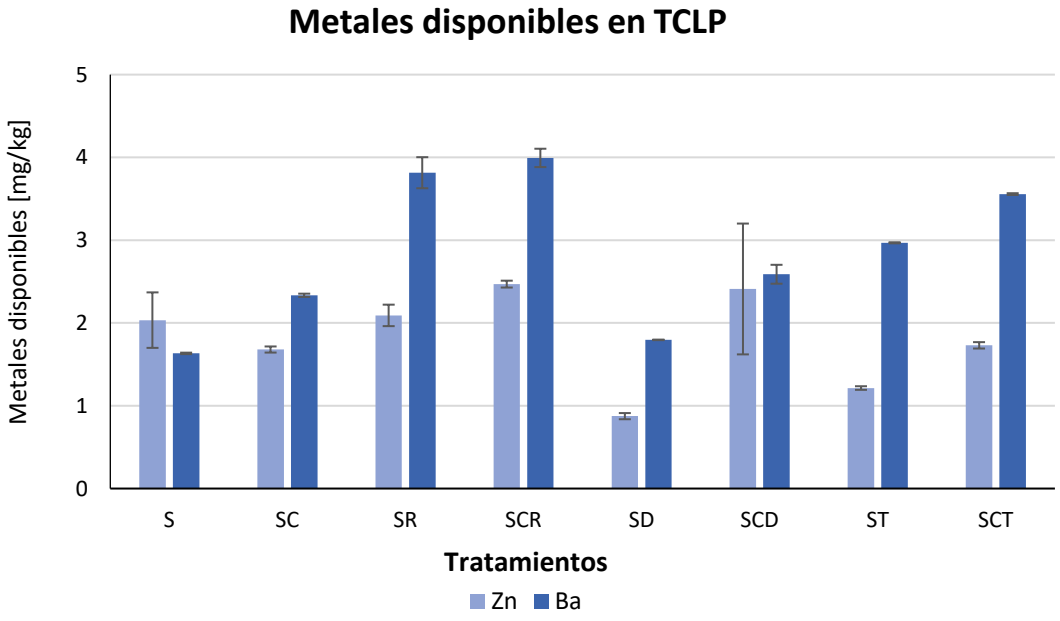


Figura 13: Disponibilidad de los metales Zn y Ba al final del ensayo (T60) en los diferentes tratamientos según el método de extracción en TCLP.

En cuanto a la **actividad enzimática** del suelo (*Figura 14*), las enzimas deshidrogenasa (DHA), β -glucosidasa (β -GLU), fosfatasa (PHOS) y ureasa (URE) se han utilizado como indicadores para evaluar el efecto del manejo agronómico sobre características de calidad o estado de sanidad del suelo (Gajda & Mortyniuk, 2005; Balezentiene & Klimas, 2009); estas enzimas son responsables de la liberación de C, N, y P, elementos importantes en la nutrición de las plantas. La actividad de la **deshidrogenasa** permite, de manera global, tener una idea de los procesos microbianos que ocurren en el suelo debido a que se encuentran presentes únicamente en sistemas vivos, que indican, además, la tasa de oxidación de la materia orgánica, de las enzimas involucradas en el ciclo del C, lo cual explica los resultados obtenidos en la *Figura 14*, ya que las mayores actividades de DHA son en aquellos tratamientos con compost. La **β-glucosidasa** y la **fosfatasa** juegan un papel importante en la mineralización de la materia orgánica del suelo y en los ciclos biogeoquímicos del fósforo y del carbono. La enzima **ureasa** por otro lado cataliza la conversión de la urea a amonio y dióxido de carbono, lo cual es de particular interés debido a que la urea es un fertilizante nitrogenado de uso frecuente en la agricultura. (Gajda & Martyniuk, 2005; Gil-Sostres et al., 2005; Paul, 2007).

En la actividad enzimática del suelo (*Figura 14*) se observa que, la actividad de las enzimas deshidrogenasa (DHA), β -glucosidasa (β -GLU), fosfatasa (PHOS) y ureasa (URE) varía de forma diferente para cada tratamiento.

En primer lugar, la actividad de la deshidrogenasa fue mayor en aquellos tratamientos que tenían compost y disminuyó su actividad con el tiempo (T60). También cabe destacar que la actividad de la DHA aumentó en el T0 con respecto al suelo inicial, excepto el tratamiento con dunita que disminuyó.

En segundo lugar, la actividad de la β -glucosidasa aumentó en el control, en SC y SCD, en comparación con el suelo inicial. Y la actividad desapareció completamente a los 60 días en todos los tratamientos.

En tercer lugar, hubo mayor actividad de la fosfatasa en la gran mayoría de los tratamientos, incluido el control, excepto en SCT, SC y SR, que tuvieron una actividad por

debajo de la del suelo inicial. Al igual que la β -glucosidasa, en todos los tratamientos la actividad de PHOS desapareció en el T60.

Por último, la actividad de la ureasa de los tratamientos se mantuvo similar a la actividad en el suelo inicial. Esta disminuyó ligeramente a los 60 días.

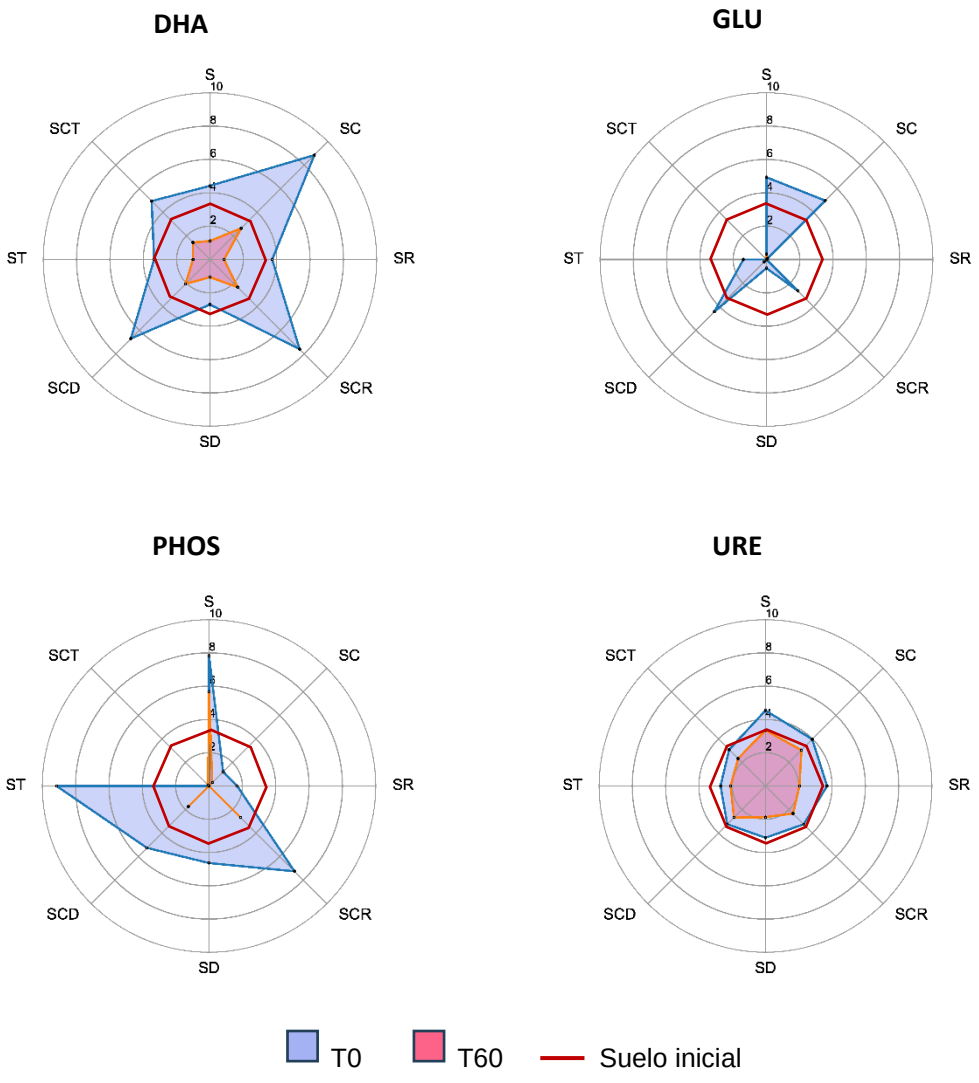


Figura 14: Actividad de las enzimas deshidrogenasa (DHA), β-glucosidasa (GLU), fosfatasa (PHOS) y ureasa (URE) en el suelo.

En cuanto a la **textura del suelo** de las macetas, los resultados obtenidos fueron proporciones (%) de arcilla, limo y arena para cada tratamiento, coincidiendo todos en un solo tipo de suelo llamado franco arenoso o "loamy sand" (*Figura 15*). Los datos obtenidos en bruto se encuentran en el ANEXO II y fueron representados siguiendo el diagrama triangular de textura (Marshall, 1947; McDonald et al., 2009; Minasny & McBratney, 2001).

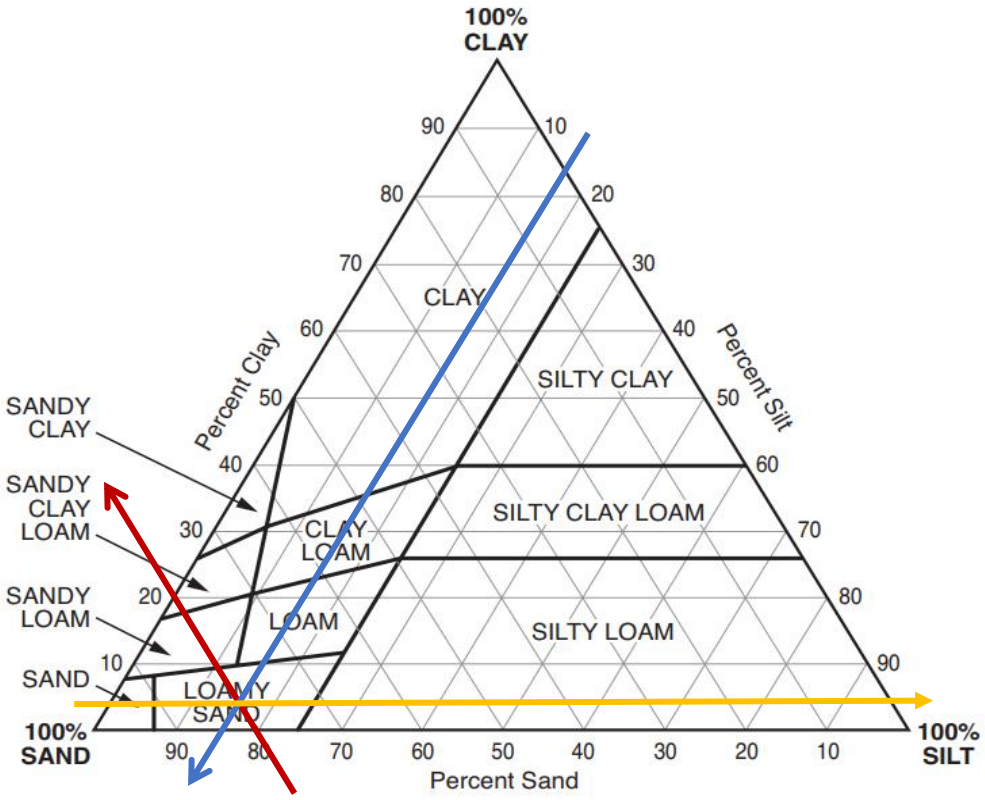


Figura 15: Diagrama de textura triangular basado en fracciones internacionales (Marshall, 1947).

El suelo franco arenoso contiene 80% de arena (SAND; flecha roja), 15-20% de limo (SILT; flecha azul) y 5% de arcilla (CLAY; flecha amarilla), lo cual le otorga algo más de coherencia entre partículas.

Finalmente, después de 60 días tras la siembra, se contabilizó el número de plantas germinadas por especie en cada una de las macetas. Los resultados sobre la **viabilidad de germinación** fueron (*Figura 16*):

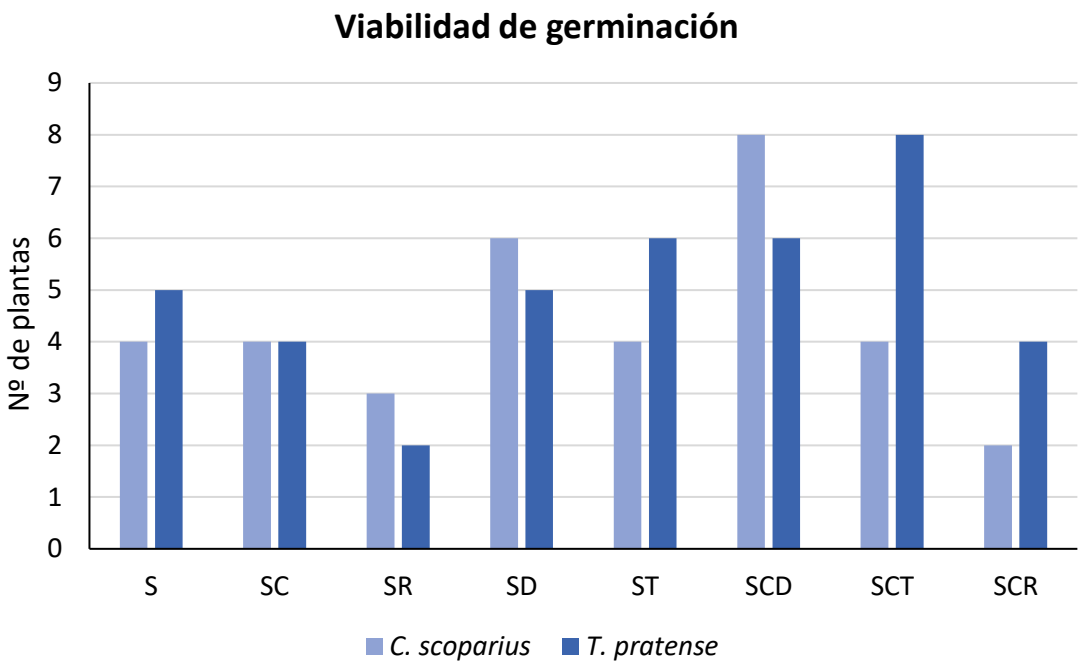


Figura 16: Número de plantas por especie y por tratamiento germinadas en las macetas del ensayo.

En la *Figura 16* se observa que la especie *T. pratense* fue la que más creció, sobre todo en el tratamiento SCT, con 8 plantas, seguido de ST y SCD, con 6 plantas, y SD y control, con 5 plantas. En cuanto a *C. scoparius*, germinaron más plantas en los tratamientos SCD, con 8 plantas, y SD, con 6 plantas. En general, los mejores tratamientos para ambas especies fueron SD y SCD, lo cual indica que la dunita y el compost tuvieron un importante efecto positivo en la mejora del suelo que permitió el crecimiento de la vegetación.

5. CONCLUSIONES

A partir de los resultados obtenidos, se llega a las siguientes conclusiones:

- Entre ambas especies ensayadas (*C. scoparius* y *T. pratense*), la que mejor crecimiento ha experimentado ha sido el *Trifolium pratense.* Además, el manejo de la semilla para llevar a cabo una restauración a escala real se hace más sencillo y efectivo, evitando procesos para inactivar la dormición.

- La adición de carbono orgánico a través del uso de compost, generó un mejor crecimiento de las plantas y esto se ve reflejado especialmente en su mezcla con la dunita, obteniendo el valor más alto de plantas germinadas, con la especie *C. scoparius* y casi el más alto en la especie *T. pratense*.

- A pesar de obtener concentraciones muy bajas en la disponibilidad de todos los metal(oid)es estudiados a través de la extracción mediante TCLP, la mezcla del suelo degradado y dunita (SD) es aquella que consiguió mantener la movilidad del Ba respecto al control y disminuir la movilidad del Zn.

- A partir de los resultados obtenidos se diseñará un experimento en condiciones de campo, en la propia mina de Tormaleo, que será llevado a cabo a partir de septiembre de 2023.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abily, B., & Ceuleneer, G. (2013). The dunitic mantle-crust transition zone in the Oman ophiolite: Residue of melt-rock interaction, cumulates from high-MgO melts, or both?. *Geology*, *41*(1), 67-70.

Ahirwal, J., & Maiti, S. K. (2018). Development of Technosol properties and recovery of carbon stock after 16 years of revegetation on coal mine degraded lands, India. *Catena*, *166*, 114-123.

Akala, V. A., & Lal, R. (2001). Soil organic carbon pools and sequestration rates in reclaimed minesoils in Ohio. *Journal of environmental quality*, *30*(6), 2098-2104.

Allison, F. E. (1973). *Soil organic matter and its role in crop production*. Elsevier.

Anawar, H. M., Akter, F., Solaiman, Z. M., & Strezov, V. (2015). Biochar: an emerging panacea for remediation of soil contaminants from mining, industry and sewage wastes. *Pedosphere*, *25*(5), 654-665.

Aparicio, J. D., Raimondo, E. E., Saez, J. M., Costa-Gutierrez, S. B., Alvarez, A., Benimeli, C. S., & Polti, M. A. (2022). The current approach to soil remediation: A review of physicochemical and biological technologies, and the potential of their strategic combination. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *10*(2), 107141.

Asensio, V., Vega, F. A., & Covelo, E. F. (2014). Changes in the phytoavailability of nutrients in mine soils after planting trees and amending with wastes. *Water, Air, & Soil Pollution*, *225*, 1-13.

Asensio, V., Vega, F. A., Singh, B. R., & Covelo, E. F. (2013). Effects of tree vegetation and waste amendments on the fractionation of Cr, Cu, Ni, Pb and Zn in polluted mine soils. *Science of the total environment*, *443*, 446-453.

Bacchetta, G., Daniel, B., & Piero, B. (2008). Conservación ex situ de plantas silvestres.

Balezentiene, L., & Klimas, E. (2009). Effect of organic and mineral fertilizers and land management on soil enzyme activities. *Agronomy Research*, *7*(1), 191-197.

Baragaño, D., Forján, R., Menéndez Aguado, J. M., Covián Martino, M., Díaz García, P., Martínez Rubio, J., ... & R. Gallego, J. L. (2019). Reuse of Dunite Mining Waste and Subproducts for the Stabilization of Metal (oid) s in Polluted Soils. *Minerals*, *9*(8), 481.

Baragaño, D., Forján, R., Sierra, C., & Gallego, J. L. R. (2021). Nanomaterials for soil remediation: pollutant immobilization and opportunities for hybrid technologies. In *Sorbents Materials for Controlling Environmental Pollution* (pp. 701-723). Elsevier.

Becerra-Castro, C., Monterroso, C., Prieto-Fernández, A., Rodríguez-Lamas, L., Loureiro-Viñas, M., Acea, M. J., & Kidd, P. S. (2012). Pseudometallophytes colonising Pb/Zn mine tailings: a description of the plant–microorganism–rhizosphere soil system and isolation of metal-tolerant bacteria. *Journal of hazardous materials*, *217*, 350-359.

Beesley, L., Inneh, O. S., Norton, G. J., Moreno-Jimenez, E., Pardo, T., Clemente, R., & Dawson, J. J. (2014). Assessing the influence of compost and biochar amendments on the mobility and toxicity of metals and arsenic in a naturally contaminated mine soil. *Environmental Pollution*, *186*, 195-202.

Beesley, L., Moreno-Jiménez, E., & Gomez-Eyles, J. L. (2010). Effects of biochar and greenwaste compost amendments on mobility, bioavailability and toxicity of inorganic and organic contaminants in a multi-element polluted soil. *Environmental pollution*, *158*(6), 2282-2287.

Bidar, G., Garçon, G., Pruvot, C., Dewaele, D., Cazier, F., Douay, F., & Shirali, P. (2007). Behavior of Trifolium repens and Lolium perenne growing in a heavy metal contaminated field: plant metal concentration and phytotoxicity. *Environmental Pollution*, *147*(3), 546-553.

Blair, G. J., Lefroy, R., Whitbread, A., Blair, N., & Conteh, A. (2001). The development of the $KMnO_4$ oxidation technique to determine labile carbon in soil and its use in a carbon management index. *Assessment methods for soil carbon*, 323-337.

BOPA (2014). Resolución de 20 de Marzo de 2014, de la Consejería de Fomento, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente, por La Que se Establecen los Niveles Genéricos de Referencia para Metales Pesados en Suelos del Principado de Asturias.

Chirakkara, R. A., Cameselle, C., & Reddy, K. R. (2016). Assessing the applicability of phytoremediation of soils with mixed organic and heavy metal contaminants. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, *15*, 299-326.

Ciccu, R., Ghiani, M., Serci, A., Fadda, S., Peretti, R., & Zucca, A. (2003). Heavy metal immobilization in the mining-contaminated soils using various industrial wastes. *Minerals Engineering*, *16*(3), 187-192.

Dheri, G. S., & Nazir, G. (2021). A review on carbon pools and sequestration as influenced by long-term management practices in a rice–wheat cropping system. *Carbon Management*, *12*(5), 559-580.

Díaz, A. M., Forján, R., Gallego, J. R., Benavente-Hidalgo, L., Menéndez-Aguado, J. M., & Baragaño, D. (2023). Nanoscale zero-valent iron mitigates arsenic mobilization and accumulation in Sinapis alba grown on a metal (loid)-polluted soil treated with a dunite mining waste-compost amendment. *Plant and Soil*, 1-15.

Diquelou, S., & Roze, F. (1999). Establishment of broom, impact of previous land use and soil dynamics on old fields (Brittany, France). *Comptes Rendus de l'Academie des Sciences Serie 3 Sciences de la Vie (France)*.

Fisher, L. V., & Barron, A. R. (2019). The recycling and reuse of steelmaking slags—A review. *Resources, conservation and recycling*, *146*, 244-255.

Fisher, L. V., & Barron, A. R. (2019). The recycling and reuse of steelmaking slags—A review. *Resources, conservation and recycling*, *146*, 244-255.

Forján, R., Asensio, V., Guedes, R. S., Rodríguez-Vila, A., Covelo, E. F., & Marcet, P. (2017). Remediation of soils polluted with inorganic contaminants: role of organic amendments. *Enhancing Cleanup of Environmental Pollutants: Volume 2: Non-Biological Approaches*, 313-337.

Forján, R., Asensio, V., Vila, A. R., & Covelo, E. F. (2016). Contributions of a compost-biochar mixture to the metal sorption capacity of a mine tailing. *Environmental Science and Pollution Research*, *23*, 2595-2602.

Forján, R., Rodríguez-Vila, A., Cerqueira, B., & Covelo, E. F. (2018b). Comparison of compost with biochar versus technosol with biochar in the reduction of metal pore water concentrations in a mine soil. *Journal of Geochemical Exploration*, *192*, 103-111.

Forján, R., Vila, A. R., Cancelo, B. C., Geleto, M. A., Fandiño, V. A., & Covelo, E. F. (2018a). Assesment of compost and Technosol as amendments to increase nutrient contents in a mine soil vegetated with Brassica juncea. *Spanish Journal of Soil Science*, *8*(3).

Gajda, A., & Martyniuk, S. (2005). Microbial Biomass C and N and Activity of Enzymes in Soil under Winter Wheat Grown in Different Crop Management Systems. *Polish Journal of Environmental Studies*, *14*(2).

García-Carmona, M., García-Robles, H., Torrano, C. T., Ondoño, E. F., Moreno, J. L., Aragón, M. S., & Peinado, F. M. (2019). Residual pollution and vegetation distribution in amended soils 20 years after a pyrite mine tailings spill (Aznalcóllar, Spain). *Science of the Total Environment*, *650*, 933-940.

Ghani, A., Dexter, M., & Perrott, K. W. (2003). Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. *Soil biology and biochemistry, 35(9), 1231-1243.*

Ghosh, D., & Maiti, S. K. (2020). Can biochar reclaim coal mine spoil?. *Journal of Environmental Management*, *272*, 111097.

Gil-Sotres, F., Trasar-Cepeda, C., Leirós, M. C., & Seoane, S. (2005). Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. *Soil biology and biochemistry*, *37*(5), 877-887.

Heaton, L., Fullen, M. A., & Bhattacharyya, R. (2016). Critical analysis of the van Bemmelen conversion factor used to convert soil organic matter data to soil organic carbon data: comparative analyses in a UK loamy sand soil. *Espaço Aberto*, *6*(1), 35-44.

Jiang, Y., Ling, T. C., Mo, K. H., & Shi, C. (2019). A critical review of waste glass powder–Multiple roles of utilization in cement-based materials and construction products. *Journal of environmental management*, *242*, 440-449.

Jiang, Y., Ling, T. C., Mo, K. H., & Shi, C. (2019). A critical review of waste glass powder–Multiple roles of utilization in cement-based materials and construction products. *Journal of environmental management*, *242*, 440-449.

Julve, Ph. (2021). Baseflor. Índice botánico, ecológico y corológico de la flora de Francia.

Juwarkar, A. A., Yadav, S. K., Thawale, P. R., Kumar, P., Singh, S. K., & Chakrabarti, T. (2009). Developmental strategies for sustainable ecosystem on mine spoil dumps: a case of study. *Environmental monitoring and assessment*, *157*, 471-481.

Kisser, J., Wirth, M., De Gusseme, B., Van Eekert, M., Zeeman, G., Schoenborn, A., ... & Beesley, L. (2020). A review of nature-based solutions for resource recovery in cities. *Blue-Green Systems*, *2*(1), 138-172.

Kushwaha, A., Rani, R., Kumar, S., & Gautam, A. (2015). Heavy metal detoxification and tolerance mechanisms in plants: Implications for phytoremediation. *Environmental Reviews*, *24*(1), 39-51.

Lafortezza, R., & Sanesi, G. (2019). Nature-based solutions: Settling the issue of sustainable urbanization. *Environmental research*, *172*, 394-398.

Lima, J. Z., da Silva, E. F., Patinha, C., Durães, N., Vieira, E. M., & Rodrigues, V. G. S. (2022). Sorption of arsenic by composts and biochars derived from the organic fraction of municipal solid wastes: Kinetic, isotherm and oral bioaccessibility study. *Environmental Research*, *204*, 111988.

Liu, H. T., Gao, D., Chen, T. B., Cai, H., & Zheng, G. D. (2014). Improvement of salinity in sewage sludge compost prior to its utilization as nursery substrate. *Journal of the Air & Waste Management Association*, *64*(5), 546-551.

Luo, Y., Zheng, Z., Wu, P., & Wu, Y. (2022). Effect of different direct revegetation strategies on the mobility of heavy metals in artificial zinc smelting waste slag: Implications for phytoremediation. *Chemosphere*, *286*, 131678.

Madejón, P. (2013). Barium. *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*, 507-514.

Marshall, T. J. (1947). *Mechanical composition of soil in relation to field descriptions of texture*.

Martínez-Hernández, V., Meffe, R., Hernández-Martín, J., González, A. A., de Santiago-Martín, A., & de Bustamante, I. (2020). Sustainable soil amendments to improve nature-based solutions for wastewater treatment and resource recovery. *Journal of environmental management*, *261*, 110255.

Martins, G. C., Penido, E. S., Alvarenga, I. F. S., Teodoro, J. C., Bianchi, M. L., & Guilherme, L. R. G. (2018). Amending potential of organic and industrial by-products applied to heavy metal-rich mining soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *162*, 581-590.

McDonald, R. C., Isbell, R. F., Speight, J. G., Walker, J., & Hopkins, M. S. (2009). *Australian soil and land survey: field handbook* (Third Edition). CSIRO publishing.

Millar, N., McLaughlin, E., & Börger, T. (2019). The circular economy: swings and roundabouts?. *Ecological economics*, *158*, 11-19.

Minasny, B., & McBratney, A. B. (2001). The australian soil texture boomerang: a comparison of the australian and usda/fao soil particle-size classification systems. *Soil Research*, *39*(6), 1443-1451.

Moreno, J. L., Ondoño, S., Torres, I., & Bastida, F. (2017). Compost, leonardite, and zeolite impacts on soil microbial community under barley crops. *Journal of soil science and plant nutrition*, *17*(1), 214-230.

Mudhoo, A., Ramasamy, D. L., Bhatnagar, A., Usman, M., & Sillanpää, M. (2020). An analysis of the versatility and effectiveness of composts for sequestering heavy metal ions, dyes and xenobiotics from soils and aqueous milieus. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *197*, 110587.

Nirola, R., Megharaj, M., Aryal, R., & Naidu, R. (2016). Screening of metal uptake by plant colonizers growing on abandoned copper mine in Kapunda, South Australia. *International journal of phytoremediation*, *18*(4), 399-405.

Pais, I., & Benton, J. J. (1997). The handbook of trace elements. Boca Raton: St. Lucie Press.

Paul, E. A. (2007). Soil microbiology, ecology, and biochemistry in perspective. In *Soil microbiology, ecology and biochemistry* (pp. 3-24). Academic Press.

Pérez-Esteban, J., Escolástico, C., Masaguer, A., & Moliner, A. (2012). Effects of sheep and horse manure and pine bark amendments on metal distribution and chemical properties of contaminated mine soils. *European journal of soil science*, *63*(5), 733-742.

Pérez-Estébanez, M., Macova, P., Sasek, P., Viani, A., & Gualtieri, A. (2014). Mg-phosphate ceramics produced from the product of thermal transformation of cement-asbestos. *Inżynieria Mineralna*, *15*.

Pickett, S. T., Cadenasso, M. L., Grove, J. M., Nilon, C. H., Pouyat, R. V., Zipperer, W. C., & Costanza, R. (2001). Urban ecological systems: linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas. *Annual review of ecology and systematics*, *32*(1), 127-157.

Prévosto, B., Dambrine, E., Coquillard, P., & Robert, A. (2006). Broom (Cytisus scoparius) colonization after grazing abandonment in the French Massif Central: impact on vegetation composition and resource availability. *Acta Oecologica*, *30*(2), 258-268.

Puga, A. P., Melo, L. C. A., de Abreu, C. A., Coscione, A. R., & Paz-Ferreiro, J. (2016). Leaching and fractionation of heavy metals in mining soils amended with biochar. *Soil and Tillage Research*, *164*, 25-33.

Puga, A. P., Melo, L. C. A., de Abreu, C. A., Coscione, A. R., & Paz-Ferreiro, J. (2016). Leaching and fractionation of heavy metals in mining soils amended with biochar. *Soil and Tillage Research*, *164*, 25-33.

Querol, X., Zhuang, X., Font, O., Izquierdo, M., Alastuey, A., Castro, I., ... & López-Soler, A. (2011). Influence of soil cover on reducing the environmental impact of spontaneous coal combustion in coal waste gobs: A review and new experimental data. *International Journal of Coal Geology*, *85*(1), 2-22.

Rayu, S., Karpouzas, D. G., & Singh, B. K. (2012). Emerging technologies in bioremediation: constraints and opportunities. *Biodegradation*, *23*, 917-926.

Rees, W. (2010). What's blocking sustainability? Human nature, cognition, and denial. *Sustainability: Science, Practice and Policy*, *6*(2), 13-25.

Rees, W. (2010). What's blocking sustainability? Human nature, cognition, and denial. *Sustainability: Science, Practice and Policy*, *6*(2), 13-25.

Rinklebe, J., Shaheen, S. M., & Frohne, T. (2016). Amendment of biochar reduces the release of toxic elements under dynamic redox conditions in a contaminated floodplain soil. *Chemosphere*, *142*, 41-47.

Rollinson, H. (2019). Dunites in the mantle section of the Oman ophiolite–The boninite connection. *Lithos*, *334*, 1-7.

Rollinson, H. (2019). Dunites in the mantle section of the Oman ophiolite–The boninite connection. *Lithos*, *334*, 1-7.

Santibáñez, C., Ginocchio, R., & Varnero, M. T. (2007). Evaluation of nitrate leaching from mine tailings amended with biosolids under Mediterranean type climate conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, *39*(6), 1333-1340.

Schädler, S., Morio, M., Bartke, S., Rohr-Zaenker, R., & Finkel, M. (2011). Designing sustainable and economically attractive brownfield revitalization options using an integrated assessment model. *Journal of Environmental Management*, *92*(3), 827-837.

Senn, T. L., & Kingman, A. R. (1973). A review of humus and humic acids. *Research series*, *145*, 1-5.

Shaheen, S. M., Hooda, P. S., & Tsadilas, C. D. (2014). Opportunities and challenges in the use of coal fly ash for soil improvements–a review. *Journal of environmental management*, *145*, 249-267.

Soil Survey Staff (1999) Soil taxonomy: a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys, 2nd ed. *Natural Resources Conservation Service. U.S. Department of Agriculture Handbook, p 436.*

Song, Y., Kirkwood, N., Maksimović, Č., Zheng, X., O'Connor, D., Jin, Y., & Hou, D. (2019). Nature based solutions for contaminated land remediation and brownfield redevelopment in cities: A review. *Science of the Total Environment*, *663*, 568-579.

Srivastava, N. K., Ram, L. C., & Masto, R. E. (2014). Reclamation of overburden and lowland in coal mining area with fly ash and selective plantation: A sustainable ecological approach. *Ecological engineering*, *71*, 479-489.

Talavera, S., & Castroviejo, S. (Eds.). (1999). *Flora Iberica: plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares: Vol. VII (I) Leguminosae (partim)* (Vol. 1). Editorial CSIC-CSIC Press.

te Pas, E. E., Hagens, M., & Comans, R. N. (2023). Assessment of the enhanced weathering potential of different silicate minerals to improve soil quality and sequester CO2. *Frontiers in Climate*, *4*.

Thevenot, M., & Dousset, S. (2015). Compost effect on diuron retention and transport in structured vineyard soils. *Pedosphere*, *25*(1), 25-36.

Tordoff, G. M., Baker, A. J. M., & Willis, A. J. (2000). Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. *Chemosphere*, *41*(1-2), 219-228.

Vega, F. A., Covelo, E. F., & Andrade, M. L. (2005). Limiting factors for reforestation of mine spoils from Galicia (Spain). *Land Degradation & Development*, *16*(1), 27-36.

Velenturf, A. P., Archer, S. A., Gomes, H. I., Christgen, B., Lag-Brotons, A. J., & Purnell, P. (2019). Circular economy and the matter of integrated resources. *Science of the Total Environment*, *689*, 963-969.

Velenturf, A. P., Archer, S. A., Gomes, H. I., Christgen, B., Lag-Brotons, A. J., & Purnell, P. (2019). Circular economy and the matter of integrated resources. *Science of the Total Environment*, *689*, 963-969.

Walker, D. J., Clemente, R., & Bernal, M. P. (2004). Contrasting effects of manure and compost on soil pH, heavy metal availability and growth of Chenopodium album L. in a soil contaminated by pyritic mine waste. *Chemosphere*, *57*(3), 215-224.

Wickenberg, B., McCormick, K., & Olsson, J. A. (2021). Advancing the implementation of nature-based solutions in cities: A review of frameworks. *Environmental science & policy*, *125*, 44-53.

Wu, T. Y., Lim, S. L., Lim, P. N., & Shak, K. P. Y. (2014). Biotransformation of biodegradable solid wastes into organic fertilizers using composting or/and vermicomposting. *Chemical Engineering Transactions*, *39*, 1579-1584.

Xia, H. P., & Cai, X. A. (2002). Ecological restoration technologies for mined lands: a review. *Ying Yong Sheng tai xue bao= The Journal of Applied Ecology*, *13*(11), 1471-1477.

Yaron, B., Dror, I., & Berkowitz, B. (2012). *Soil-subsurface change: chemical pollutant impacts*. Springer Science & Business Media.

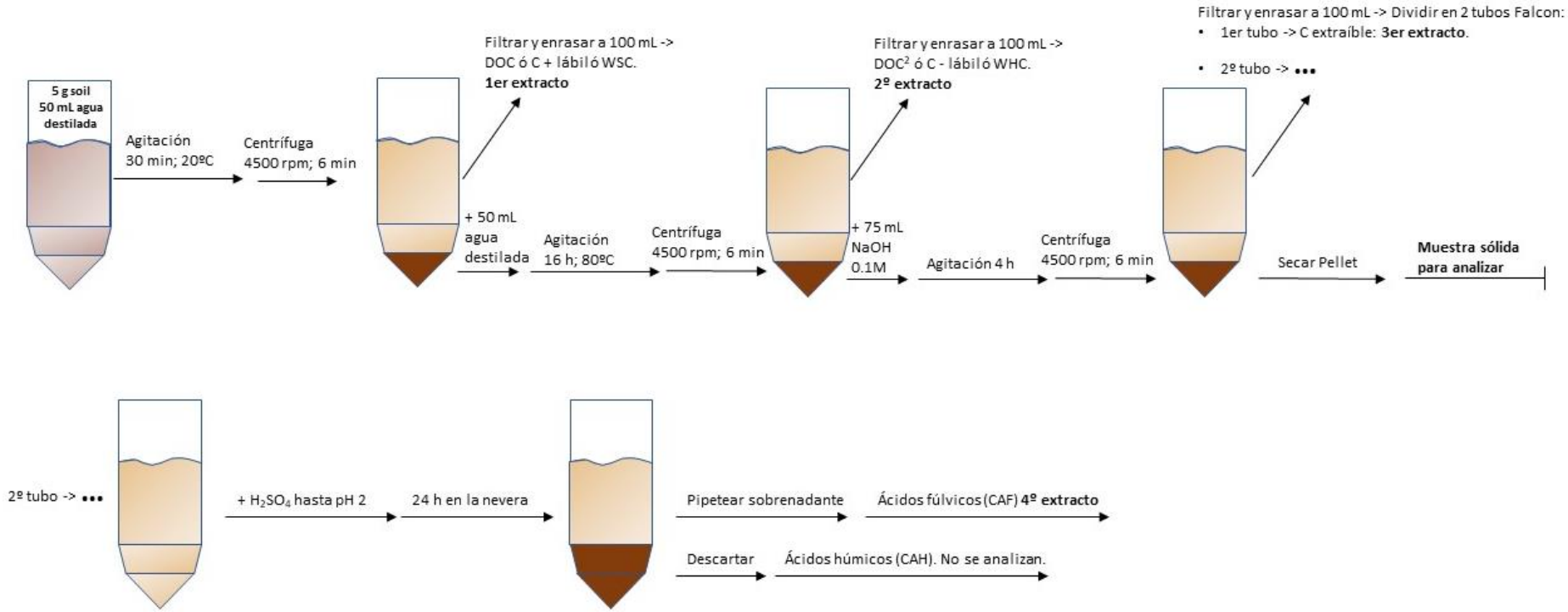
Zanuzzi, A., Arocena, J. M., Van Mourik, J. M., & Cano, A. F. (2009). Amendments with organic and industrial wastes stimulate soil formation in mine tailings as revealed by micromorphology. *Geoderma*, *154*(1-2), 69-75.

Zheng, X., Aborisade, M. A., Liu, S., Lu, S., Oba, B. T., Xu, X., ... & Ding, H. (2020). The history and prediction of composting technology: A patent mining. *Journal of Cleaner Production*, *276*, 124232.

Zornoza, R., Faz, A., Carmona, D. M., Martínez-Martínez, S., & Acosta, J. A. (2012). Plant cover and soil biochemical properties in a mine tailing pond five years after application of marble wastes and organic amendments. *Pedosphere*, *22*(1), 22-32.

ANEXO I

PROTOCOLO DEL FRACCIONAMIENTO DE CARBONO



ANEXO II

Proporciones (%) de arena, limo y arcilla en cada tratamiento por duplicado.

Tratamiento	PROPORCIÓN [%]		
	ARENA	LIMO	ARCILLA
S	80.21	15.50	2.96
S	79.89	16.07	3.09
SC	80.49	14.09	2.79
SC	81.96	12.52	2.48
SR	78.22	15.56	3.16
SR	77.86	14.03	2.85
SD	80.14	14.81	2.79
SD	79.23	14.49	2.73
ST	78.34	16.88	3.48
ST	77.99	17.03	3.52
SCD	78.46	15.93	3.24
SCD	79.84	15.51	3.15
SCT	79.71	15.84	3.18
SCT	78.71	15.59	3.13
SCR	78.47	11.94	2.37
SCR	81.64	12.36	2.45