



**2025** | **16-20**  
**GIJÓN** | **JUNIO**

**9º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL**

**9CFE-1437**

Actas del Noveno Congreso Forestal Español  
Edita: **Sociedad Española de Ciencias Forestales. 2025.**  
ISBN: **978-84-941695-7-1**

Organiza





## LIFE Carbon2Mine: secuestro de carbono en comunidades herbáceas y arbustivas en áreas mineras restauradas

MARTÍNEZ, MARTÍNEZ T. (1), CÁMARA OBREGÓN, A. (1), NOVO FERNÁNDEZ, A. (1), GARCÍA MANTECA, P. (2) y FORJÁN CASTRO, R. (2)

(1) SMartForest, Universidad de Oviedo.

(2) INDUROT, Universidad de Oviedo.

### Resumen

Las especies colonizadoras juegan un papel fundamental en la restauración de áreas degradadas, especialmente en zonas impactadas por actividades como la minería. No solamente favorecen a la estructuración y funcionalidad del suelo, sino que también juegan un papel crucial en la optimización del secuestro de carbono a largo plazo, mitigando así los efectos adversos del cambio climático y mejorando la resiliencia de los ecosistemas ante este fenómeno global. El proyecto LIFE Carbon2Mine tiene como objetivo evaluar modelos de gestión para aumentar la absorción de CO<sub>2</sub> en los sumideros de bosques y pastos de cuencas mineras asturianas afectados por el impacto antropogénico.

Los sistemas vegetales herbáceos y arbustivos, configuran las primeras etapas seriales en terrenos alterados, gracias a su alta capacidad colonizadora, facilitando el establecimiento posterior de arbolado al mejorar la capacidad edáfica y la biodiversidad del terreno y con ello favorecer el éxito de germinación sobre las semillas de las especies arbóreas. A partir de datos de inventario y cartografía, se evaluaron variables para estimar la capacidad de absorción de CO<sub>2</sub> en terrenos afectados y no afectados por la minería. Esto servirá para diseñar modelos de gestión que maximicen la absorción de carbono y la recuperación del ecosistema.

### Palabras clave

Gestión para la adaptación y mitigación, cuantificación y valoración de CO<sub>2</sub>, créditos climáticos, matorral y herbáceas.

### 1. Introducción

El proyecto LIFE Carbon2Mine se encuentra plenamente alineado con los objetivos del Reglamento (UE) 2024/1991, que impulsa la restauración de ecosistemas degradados con alto potencial de captura y almacenamiento de carbono, resaltando el papel crucial de los sumideros naturales y las soluciones basadas en la naturaleza para combatir el cambio climático. Además, el proyecto converge con los principios del Reglamento (UE) 2024/3012, que prioriza el incremento del secuestro de carbono en ecosistemas restaurados, promoviendo una gestión sostenible del territorio y la biodiversidad, elementos esenciales para alcanzar la neutralidad climática de la Unión Europea en 2050. Estas iniciativas refuerzan el compromiso del proyecto con la integración de prácticas de "*carbon farming*", las cuales aseguran no solo el almacenamiento de carbono, sino también la resiliencia y multifuncionalidad de los ecosistemas, aspectos destacados en el marco normativo europeo.

Los paisajes degradados con potencial para la restauración con cubierta vegetal ocupan entre 1.700 y 1.800 millones de hectáreas a nivel global (BASTIN et al, 2019) y aumentar el almacenamiento de carbono en los suelos de estas áreas ofrece una oportunidad significativa para el secuestro de carbono a escala mundial. La restauración de suelos afectados por la minería es especialmente relevante, dado que los suelos de estos emplazamientos suelen presentar bajos niveles de carbono



orgánico, pero poseen un alto potencial para su acumulación, convirtiéndolos en un objetivo estratégico para las acciones de mitigación del cambio climático (LEVASSEUR et al, 2020). Las iniciativas de revegetación y mejora de suelos desarrolladas en LIFE Carbon2Mine destacan por cumplir con los criterios de QU.A.L.I.TY definidos por la UE, asegurando la cuantificación precisa, la adicionalidad y la sostenibilidad de las prácticas, lo que refuerza su contribución tanto al almacenamiento de carbono como a la multifuncionalidad de los ecosistemas

La conversión de los paisajes naturales sobre los que se han instaurado explotaciones mineras afecta de manera significativa la capacidad de estos ecosistemas para secuestrar carbono, lo cual subraya la necesidad de implementar estrategias de gestión eficaces que restauren y aumenten las reservas de CO<sub>2</sub> en dichos territorios. En este sentido, la revegetación de zonas mineras puede generar tasas de secuestro de carbono superiores a las de otras prácticas de manejo del suelo, destacando la importancia de restaurar la vegetación en áreas degradadas (AKALA & LAL, 2001; MACÍAS ET AL, 2004; SHRESTHA & LAL, 2006).

Los matorrales en suelos restaurados pueden secuestrar hasta 1,5 t/ha/año de CO<sub>2</sub>, lo que contribuye a la estabilización del suelo y facilita la sucesión hacia ecosistemas forestales; por su parte, los pastizales pueden alcanzar tasas de hasta 1,0 t/ha/año de CO<sub>2</sub> (SHRESTHA & LAL, 2006; CHATTERJEE et al., 2009), además de mejorar la biodiversidad de los ecosistemas (BASTIN et al, 2019). En general, los cultivos agrícolas, incluidas las praderas, poseen un gran potencial para el secuestro de carbono, dependiendo del tipo de sistema, las especies presentes y las condiciones climáticas (LAL, 2008; RAMACHANDRAN NAIR, MOHAN KUMAR & NAIR, 2009) aunque este sea menor que el de las zonas forestales (MACÍAS et al, 2004). En el contexto de la restauración tras perturbaciones, las praderas pueden incrementar las reservas de carbono orgánico del suelo (COS) entre un 20% y un 40%, gracias al aumento de la biomasa aérea y subterránea, así como a la reducción de la erosión del suelo (LAL, 2006).

Sin embargo, actividades humanas como el pastoreo y la deforestación han demostrado reducir la capacidad de secuestro de carbono en pastizales y praderas. Por ello, la implementación de prácticas de manejo eficientes, tales como el control del pastoreo y la rotación de pastizales, puede aumentar significativamente el almacenamiento de carbono en el suelo (FOLLETT & REED, 2010).

Matorrales y pastizales juegan un papel crucial en la transición hacia bosques maduros en zonas degradadas, especialmente en regiones como la zona mediterránea, donde su superficie es representativa, mejorando la calidad del suelo (WALKER, WALKER & HOBBS, 2007). Para maximizar el secuestro de carbono y prevenir perturbaciones futuras, como los incendios forestales, es necesario aplicar estrategias de manejo específicas (PASALODOS-TATO et al., 2015). La metodología utilizada en LIFE Carbon2Mine, que combina prácticas de revegetación y mejora de suelos, está alineada con los principios del Reglamento (UE) 2024/3012, al garantizar la absorción de carbono de alta calidad y el beneficio neto en términos de sostenibilidad ambiental y biodiversidad.

El proyecto LIFE Carbon2mine aborda uno de los problemas más apremiantes de la sociedad actual: la búsqueda y mejora de sumideros de CO<sub>2</sub>. Este estudio se lleva a cabo en las cuencas mineras asturianas, donde la minería extractiva tuvo un gran impacto en el siglo XX. Estas zonas presentan suelos alterados que dificultan el establecimiento de una vegetación estable, siendo los matorrales y



pastizales, que dominan una gran parte del territorio, fundamentales para la recuperación ecológica.

## 2. Objetivos

El objetivo de esta comunicación científica es caracterizar las propiedades del suelo en áreas mineras y suelos naturales de las cuencas mineras asturianas, y establecer una línea base que permita el seguimiento de los cambios derivados de la futura implementación de medidas de restauración en el marco del proyecto LIFE Carbon2Mine. Hasta ahora, la recuperación del suelo en las escombreras ha sido irregular y, en muchos casos, espontánea y sin intervención directa. Por ello, este estudio representa un punto de partida fundamental para evaluar el impacto de las acciones de revegetación en fases posteriores del proyecto.

## 3. Metodología

### 3.1. Área de estudio y proceso de restauración

La comarca de las cuencas mineras asturianas se encuentra en el norte de España, en el Principado de Asturias, y abarca los municipios de Mieres, Lena, Aller, Ribera de Arriba, Morcín, Riosa, Langreo, San Martín del Rey Aurelio y Laviana. La zona está marcada por un paisaje montañoso, resultado de la presencia de la cordillera Cantábrica, siendo las coordenadas aproximadas 43.3°N de latitud y 5.7°O de longitud. Esta comarca abarca tanto áreas urbanas como zonas rurales y de alta montaña, que han sido históricamente influenciadas por la minería del carbón, explotadas por Hulleras del Norte S. A. (HUNOSA), cuya propiedad forma parte de este entorno.

HUNOSA como socio colaborador del proyecto LIFE Carbon2Mine ha cedido sus terrenos para la experimentación, por lo que el área de estudio de encuentra dentro de su propiedad (Figura 1), de aproximadamente 3 328 ha, y se denominará *Hunosa Case Study* (H-CS). Los terrenos de escombreras en H-CS han tenido una restauración de la cubierta vegetal incompleta, realizada en varias etapas desde los años 80 hasta la actualidad, lo que indica que existe un periodo entre 0 y 40 años desde su gestión, dado que en la actualidad se siguen acometiendo labores de reacondicionamiento. La información proporcionada por HUNOSA indica que la empresa ha llevado a cabo planes de reforestación, la mayor parte con coníferas con valor comercial, y se tiene constancia de que se han realizado hidrosiembras en algunas escombreras con aporte de capa de materia orgánica, pero no se puede confirmar que esto haya sido llevado a cabo en su totalidad.

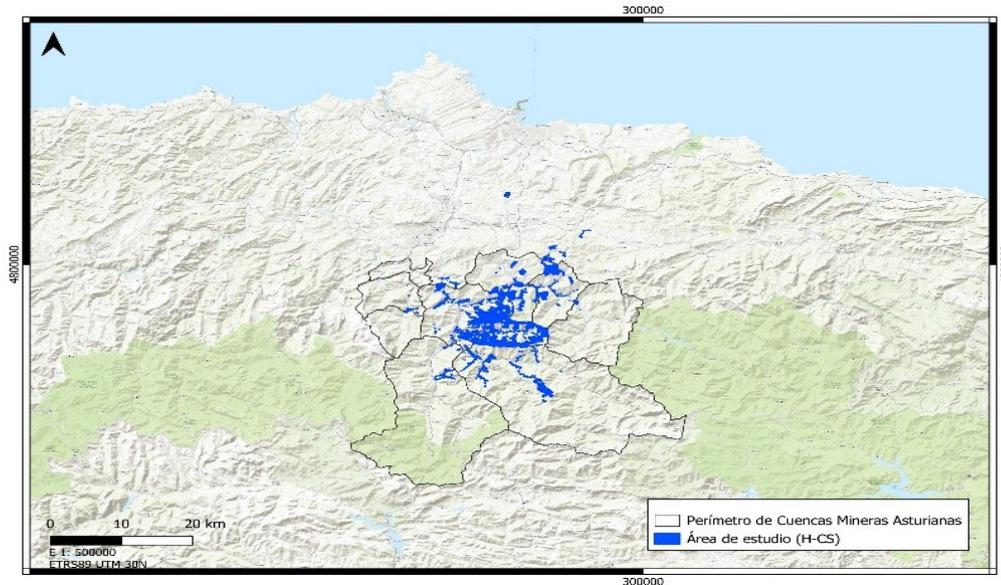


Figura 1. Localización de la zona de estudio H-CS

La delimitación de los suelos procedentes de escombrera minera se realizó utilizando la información proporcionada conjuntamente por HUNOSA y la Fundación Barredo, así como el mapa GEODE 1:50 000. Además, se compararon ortofotos históricas, tanto en formato vectorial como visores WMS, del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA) para determinar la fecha de inicio aproximada de la actividad minera y evaluar el grado de renaturalización actual. El resultado de este trabajo previo fue un archivo vectorial con toda la información geoespacial, incluyendo el año de inicio de la escombrera, el nombre y el grado de renaturalización.

### 3.2. Inventario de campo

La red de puntos para el inventario de cubierta vegetal y suelos se diseñó utilizando un método de muestreo sistemático, creado a partir de un archivo .shp con todos los centroides de píxeles de la imagen satelital del sensor Sentinel-2 correspondiente al H-CS con resolución de 20 metros x píxel, el Mapa Forestal Español escala 1:25 000 correspondiente al Inventario Forestal Nacional 4 (IFN4) y el recorte de este para el perímetro de la propiedad de HUNOSA. Mediante diversas pruebas, se optimizó el lado de la malla a 400 m por cumplir con el número esperado de puntos. Además, se generó una malla auxiliar de igual lado, desfasada 100 metros en ambas direcciones, para poder desplazar los puntos en caso de no ser accesibles. De manera puntual, debido a las condiciones de realización del inventario, se proyectó una segunda malla auxiliar de 200 m de lado utilizando el mismo procedimiento y centro de píxel que la original.

#### 3.2.1. Parcelas de muestreo

Se proyectaron dos parcelas cuadradas para la recogida de toda la biomasa de matorral de 2x2 metros y dos parcelas cuadradas para la recogida de toda la biomasa de pastizal de 1x1 metro, ambos mediante siega y pesado, separadas 4 metros del centro de la parcela geolocalizada como se muestra en la Figura 2. Estas se dividieron en fracción herbácea, leñosa y subleñosa y senescente.

Para el cálculo de los parámetros físicos del suelo se proyectó un método de recogida de muestras compuestas. Se utilizaron cilindros metálicos circulares de volumen 86.35 cm<sup>3</sup>, con profundidad de 5 cm, para obtener medidas comparables y

facilitar la reproducibilidad, siguiendo las ubicaciones del esquema de la Figura 1, con cuatro puntos por parcela. Para el resto de las variables edáficas fisicoquímicas recogidas se empleó una sonda holandesa hasta la profundidad efectiva del suelo en cada punto, recogiendo dos muestras de 1 kg aproximadamente por parcela (Figura 2).

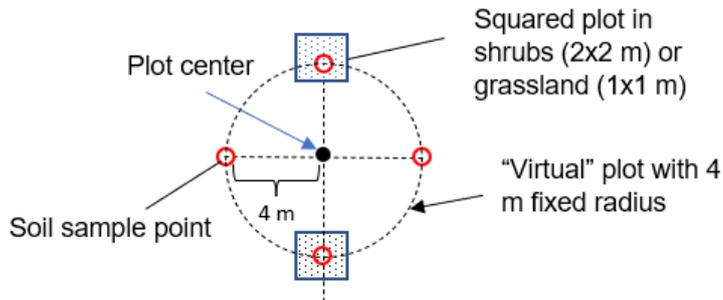


Figura 21: esquema de la recogida de muestras en suelos de matorral y pasto

Para identificar la especie principal en cada parcela, se llevó a cabo un inventario fitosociológico siguiendo el método de BRAUN-BLANQUET (1979). Este método se basa en la observación y clasificación de la vegetación según su composición y cobertura. Tras la identificación de las especies presentes, se calculó el porcentaje de ocupación de cada parcela en función de la cobertura de especies herbáceas, matorral y suelo desnudo. Posteriormente, estos datos fueron agrupados en diferentes unidades de vegetación y clasificados en grupos, los cuales se presentan más adelante en la Tabla 1.

### 3.2.2. Preparación de muestras y análisis de laboratorio

Las muestras de suelo se secaron al aire y se tamizaron (< 2 mm). Además, se calcularon además la densidad aparente seca (utilizando los cilindros de volumen conocido), así como el volumen de fragmentos gruesos (> 2 mm). El contenido de carbono total e inorgánico se determinó con un analizador TOC Shimadzu 5000 A. El contenido de carbono orgánico (% TOC) se determinó por diferencia entre el C total y el C inorgánico. Para el cálculo del primero, la muestra se introduce en un tubo de combustión a 680°C, donde se oxida con un catalizador, convirtiendo el carbono total presente en la muestra en dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>). El gas portador transporta el CO<sub>2</sub> a través de un deshumidificador, un filtro de halógenos y finalmente a un analizador infrarrojo no dispersivo (NDIR), que detecta la concentración de CO<sub>2</sub>. El área del pico resultante, medida por el software TOC-Control V, es proporcional al carbono total de la muestra, determinado a través de una curva de calibración. Para medir el C inorgánico, la muestra se acidifica con H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>, liberando CO<sub>2</sub>, que luego se mide con el NDIR.

La determinación del pH se hizo con una relación suelo:disolución de 1:2,5 siguiendo el método propuesto por GUTIÁN Y CARBALLAS, (1976) y posterior medida en un pH-metro CRISON MultiMeter MM41. El fósforo disponible se determinó mediante el método Olsen (OLSEN & SOMMERS, 1982) y posterior medición con espectrofotómetro UV-Visible JENWAY 6300. Previa molienda de las muestras de suelo, los contenidos de carbono total (C) y nitrógeno total (N) se determinaron por combustión en un autoanalizador LECO TRUSPEC CHNS. Para la extracción de los cationes del complejo de cambio (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup> y Al<sup>+3</sup>) se aplicó el método del NH<sub>4</sub>Cl sin tamponar de PEECH, (1947). En este extracto se

determinaron el  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$  y  $\text{Al}^{+3}$  por ICP-OES. La capacidad de intercambio catiónico efectiva (CEC) se calculó según KAMPRATH, (1970). Por último, la granulometría se determinó mediante el método del densímetro de BOUYOUCOS, (1936).

### 3.2.3. Cálculos

#### Estimación de carbono total en suelo

Las reservas de carbono orgánico del suelo (COS) ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) se estimaron mediante la ecuación propuesta por CALVO DE ANTA et al, (2015) a partir del % TOC, el contenido de fragmentos gruesos, el espesor del cilindro y la densidad aparente, como sigue:

$$\text{OCSL} = \% \text{ TOC} \times \text{BD} \times [1 - (\text{VG}/100)] \times \text{LT}$$

donde, OCSL: cantidad total de carbono orgánico del suelo a una profundidad dada ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ); TOC: contenido de carbono orgánico del suelo para una profundidad dada (%); BD: densidad aparente seca ( $\text{g cm}^{-3}$ ); VG: volumen de gravas; LT: espesor de la capa de suelo (cm).

La estimación se aplicó a 7 grupos de vegetación de matorral y pastizal a nivel parcela. A su vez, estas parcelas se dividieron según el origen del suelo, en zona de escombrera minera o fuera de ella (terreno natural).

## 4. Resultados

### 4.1 Muestreo e identificación de diferentes tipos de vegetación en suelos de escombrera y suelos naturales de la zona

Para este estudio, se seleccionaron únicamente las parcelas clasificadas como matorral o herbáceas, excluyendo aquellas con cobertura forestal, tal como se detalló en el apartado de metodología. A partir de la malla de muestreo inicial, se eligieron 63 parcelas situadas en la zona de estudio H-CS, todas pertenecientes a los estratos arbustivo y herbáceo. De estas, 27 se localizan sobre suelo natural y 36 sobre suelo de escombrera, según se indica en la Tabla 1. Para cada uno de los estratos se identificó la vegetación característica, con el fin de agrupar las parcelas en conjuntos homogéneos y facilitar su comparación. Como resultado, se definieron 7 unidades de vegetación (Tabla 1). La clasificación de estas unidades se basó en la identificación realizada en campo, así como en el análisis del inventario y la cartografía disponible del MFE y SIOSE AR, lo que permitió evaluar su distribución y relevancia en el área de estudio.

Los matorrales y arbustos se agruparon en dos tipos de formaciones vegetales, según la clasificación de DÍAZ GONZÁLEZ (2015): matorrales de borde de bosque, que incluyen matorrales de *Erica arborea*, arbustos espinosos, campos de *Retama* sp. y campos de *Cytisus* sp., y otras formaciones preforestales como acebos, laureles y alcornoques; matorrales de degradación, como brezales, matorrales de *Ulex* o matorrales de *Genista hispanica*. Se han encontrado tres unidades de vegetación que se pueden clasificar en uno de estos grupos y aproximarse a sus asociaciones fitosociológicas correspondientes: matorral de *Erica arborea* (*Avenello flexuosae-Ericetum arboreae*); zarzal (*Tamo communis-Rubetum ulmifolii*); brezales y matorrales de *Ulex* sp. (*Erico vagantis-Ulicetum europaei*).

Además, en esta área de trabajo, se han distinguido dos tipos de pastizales, definidos en el Nomenclátor Básico de Pastos en España: los prados de siega y prado de diente. La mayoría de las áreas muestreadas corresponden a la alianza

*Cynosurion cristati*. En muchos casos, son variantes transicionales hacia otras comunidades, con presencia de helechos, zarzas y otros arbustos, debido a una gestión inadecuada o insuficiente.

Finalmente, se distinguieron dos áreas de comunidades vegetales dominadas por especies herbáceas que no se pueden asignar directamente a las comunidades descritas anteriormente debido a sus peculiaridades en la composición/dominancia de algunas especies: helechal (*Pteridium aquilinum*) y otras herbáceas.

Tabla 1. Unidades de vegetación analizadas y número de parcelas en suelo natural y escombrera

Grupo	Unidad de vegetación	Nº parcelas en suelo natural	Nº parcelas en escombrera
Grupo 1. Prados, pastos y zonas herbáceas no aptas para el pastoreo.	Prado de diente	1	11
	Otras herbáceas	1	12
	Prado de siega	4	1
Grupo 2. Matorral de zarzas y helechos	Zarzal	4	9
	Helechal	3	0
Grupo 3. Brezales y matorrales de <i>Erica arborea</i>	Brezal	6	3
	Matorral de <i>Erica arborea</i>	8	0
TOTAL		27	36

## 4.2. Características físico-químicas en suelos de escombrera y suelos naturales de la zona

### 4.2.1 Densidad y pedregosidad

En cuanto a parámetros físicos del suelo, los suelos muestreados en el interior de las escombreras presentaban una mayor densidad aparente media y pedregosidad media que los suelos muestreados fuera de las escombreras (Tabla 2), siendo los que mayor valor presentaron los brezales y herbazales arbustados.

Tabla 2. Unidades de vegetación analizadas con densidad y pedregosidad por parcela en suelo natural y suelo de escombrera.

	Tipo vegetación / variable	Prado de diente		Herbazal arbustado		Zarzal		Brezal	
		Media	Desviación estándar	Media	Desviación estándar	Media	Desviación estándar	Media	Desviación estándar
Escombrera	Densidad ( $\text{g/cm}^3$ )	1.32	0.18	1.49	0.26	1.20	0.28	1.34	0.20
	Pedregosidad (%)	32.00	12.50	38.9	10.2	39.6	11.7	41.9	20.40
Fuera escombrera	Densidad ( $\text{g/cm}^3$ )	1.05		0.71		0.79	0.21	0.67	0.22
	Pedregosidad (%)	1.02		14.6		20.40	18.40	10.70	7.83

#### 4.2.2 Capacidad de intercambio catiónico (CEC)

Los valores de la CEC en los diferentes escenarios presentaron claras diferencias (Tabla 3). Dichos valores fueron más elevados en suelos naturales. Los valores más bajos se observaron en los suelos de los zarzales y brezales, con valores inferiores a  $10 \text{ cmol}(+) \text{ kg}^{-1}$  (Tabla 3). Los valores más altos se observaron en los suelos de los herbazales arbustados y prado de diente (Tabla 3).

*Tabla 3: valores medidos para las variables C secuestrado, CEC, P, y N en escombrera y fuera de escombrera para los tipos de vegetación presentes.*

	Tipo de Vegetación	Prado de diente		Herbaza arbustado		Zarzal		Brezal	
		Variable	Media	Desviación estándar	Media	Desviación estándar	Media	Desviación estándar	Media
Escombrera	Carbono secuestrado ( $\text{MG} \cdot \text{ha}^{-1}$ )	17.75	3.32	17.71	3.78	13.35	3.91	19.66	4.64
	CEC ( $\text{cmol}(\cdot) \text{ kg}^{-1}$ )	10.55	2.94	12.53	4.28	9.61	5.35	8.77	3.76
	P( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	5.07	2.29	4.65	1.86	7.25	4.38	10.04	5.20
	N (%)	0.33	0.09	0.25	0.07	0.31	0.14	0.34	0.17
Fuera escombrera	Carbono secuestrado ( $\text{MG} \cdot \text{ha}^{-1}$ )	20.72	6.01	24.01	5.52	23.04	2.99	25.64	5.74
	CEC ( $\text{cmol}(\cdot) \text{ kg}^{-1}$ )	22.01	11.73	24.96	13.84	13.72	2.47	13.61	3.83
	P( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	5.83	1.88	5.64	1.48	8.95	0.70	10.90	3.03
	N (%)	0.56	0.19	0.53	0.23	0.51	0.08	0.57	0.16

#### 4.2.3 Fósforo disponible (P)

Las concentraciones de P disponible presentaron un comportamiento similar a la CEC (Tabla 3). En este caso, los suelos de todas las unidades de vegetación presentaron una concentración mayor de P en suelos naturales que en suelos de escombrera (Tabla 3). En los suelos de herbaza arbustado y prado de diente, no se observaron grandes diferencias entre los suelos situados dentro y fuera de las escombreras.

En general, los suelos de brezal presentaron concentraciones más altas de P con un valor medio de  $10.47 \text{ mg/kg}$  que los suelos de los otros tipos de vegetación (Tabla 3). Los suelos de herbaza arbustado en escombrera presentaron los valores más bajos ( $4.65 \text{ mg/kg}$ ) (Tabla 3).

#### 4.2.4 Nitrógeno total (N)

El nitrógeno muestra variaciones menos pronunciadas entre los tipos de vegetación (Tabla 3), es decir, en los suelos de escombrera la variación de N es muy baja al igual que en los suelos naturales. Donde se aprecia la diferencia es cuando se comparan suelos de dentro y fuera de escombrera (Tabla 3). El nitrógeno (N) en suelos resultó mayor en zonas naturales que en las escombreras (Tabla 3) independientemente del tipo de vegetación desarrollado sobre el mismo.

El valor más alto de N lo presentaron los suelos de brezal fuera de escombrera con un valor de  $0.57 \pm 0.16\%$  (Tabla 3). Por su lado, los suelos de herbazal arbustado dentro de escombrera presentaron los valores más bajos  $0.25 \pm 0.07\%$  (Tabla 3)

#### 4.3 Contenido de carbono secuestrado en suelos de escombrera y suelos naturales de la zona

En todos los casos el carbono secuestrado fue mayor en suelos naturales que en suelos de escombrera (Tabla 3).

Los suelos de brezal en zonas naturales suelos los que presentaron un valor más elevado de secuestro de carbono ( $25.64 \pm 5.74 \text{ MG}^* \text{ ha}^{-1}$ ) (Tabla 3). Por otro lado, los suelos de zarzal dentro de escombrera presentaron los valores más bajos ( $13.35 \pm 3.91 \text{ MG}^* \text{ ha}^{-1}$ ) (Tabla 3).

Al analizar de manera integral los datos obtenidos hasta el momento sobre el secuestro de carbono en los suelos dentro y fuera de las escombreras, y considerando los valores medios calculados por unidad de vegetación, se observa que el carbono orgánico secuestrado en los suelos muestreados fuera de las escombreras es significativamente mayor. Tomando una visión general de los datos obtenidos hasta ahora en relación con el secuestro de carbono en los suelos dentro y fuera de las escombreras, está claro que el carbono orgánico secuestrado en los suelos muestreados fuera de las escombreras es mayor, aproximadamente un 13% (Figura 3).

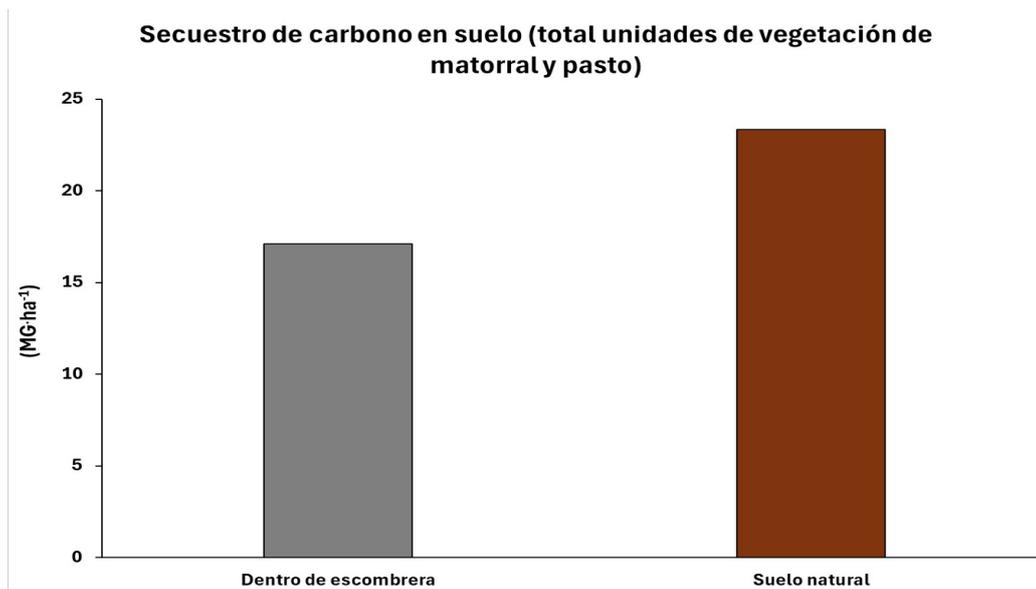


Figura 3. Captura de carbono en suelos de matorral y pasto total dentro de H-CS fuera y dentro de escombreras.

## 5. Discusión

### 5.1. Características físico-químicas en suelos de escombrera y suelos naturales de la zona

#### 5.1.1 Densidad y pedregosidad

La densidad de los suelos naturales fue inferior a la de los suelos de escombrera,



lo cual se atribuye a la presencia de un horizonte H bien desarrollado y con un mayor contenido de materia orgánica en los primeros (ROBINSON et al., 2022). En contraste, los suelos de escombrera están compuestos por materiales estériles derivados de la minería del carbón y por suelos alterados por dicha actividad, presentando densidades superiores a  $1 \text{ g/cm}^3$  y una clara tendencia hacia valores característicos de suelos predominantemente minerales. De hecho, la pedregosidad de los suelos de las escombreras fue claramente superior a la de los suelos naturales. La densidad aparente del suelo está influenciada por su contenido de materia orgánica. Estudios han demostrado que un mayor contenido de materia orgánica disminuye la densidad aparente y aumenta la porosidad del suelo. Por otro lado, los suelos derivados de actividades mineras, como las escombreras, suelen presentar una mayor densidad aparente debido a su composición predominantemente mineral y menor contenido de materia orgánica (SMART & SINGER, 2023).

### 5.1.2 Capacidad de intercambio catiónico (CEC)

En todos los casos estudiados la CEC se puede considerar como moderada (HAZELTON & MURPHY, 2007). Los valores de la CEC en los diferentes escenarios presentaron claras diferencias. Dichos valores fueron más elevados en suelos naturales. Esto puede ser debido a que los suelos naturales están mejor estructurados y con mayor contenido en materia orgánica y carbono orgánico y dichos parámetros están correlacionados directamente con la CEC (LIANG et al., 2006).

Estos valores de la CEC pueden estar relacionados con el desarrollo de la vegetación que se desarrolla encima de los diferentes suelos. Los prados de diente suelen tener mayores requerimientos nutricionales, seguidos por el herbazal arbustado, y en menor medida los zarzales y brezales.

### 5.1.3 Fósforo disponible (P)

El fósforo disponible bajo todos los tipos de vegetación en escombreras es ligeramente inferior a lo que se ha observado en suelos naturales pero estos valores, en todos los casos estudiados, son bajos (HAZELTON & MURPHY, 2007). Esto es un factor que puede afectar significativamente al desarrollo de la vegetación y a la microbiología del suelo, influyendo en la aportación de materia orgánica al suelo y, por tanto, en el secuestro de carbono en el suelo, tanto en suelos de escombrera como en suelos naturales.

### 5.1.4 Fósforo disponible (P)

Como se comentó anteriormente el nitrógeno muestra variaciones menos pronunciadas entre los tipos de vegetación, es decir, en los suelos de escombrera la variación de N es muy baja al igual que en los suelos naturales. Sin embargo, el nitrógeno (N) en suelos naturales fue más alto que en las escombreras. Esto puede ser debido a que el suelo de zonas naturales tiene un input de materia orgánica desde hace más tiempo y de forma más estable. Además, los suelos naturales presentaban una CEC superior a los de escombrera y una densidad menor (ČÍŽKOVÁ et al., 2018). Todo ello favorece al desarrollo de la actividad microbiana del suelo y a mantener activo el ciclo del nitrógeno en el suelo.

## 5.2 Contenido de carbono secuestrado en suelos de escombrera y suelos naturales de la zona

En términos de secuestro de carbono, las parcelas en los suelos mineros muestran valores más bajos en comparación con las zonas naturales de carbono



secuestrado (WALKER, WALKER & HOBBS, 2007). La diferencia en el secuestro de carbono de los suelos naturales frente a los suelos de escombrera puede ser debido a que la composición de los suelos de las escombreras, que están formados principalmente por materiales estériles de diversas granulometrías y que presentan serios déficits a nivel edafológico y sin capacidad de secuestrar carbono y con la actividad microbiana limitada alterando el ciclo del carbono (VEGA, COVELO y ANDRADE, 2005). Estos suelos de escombrera carecen de la capacidad de retener nutrientes como se puede observar ya que su CEC es inferior a la de los suelos naturales y tienen dificultades para evolucionar hacia un suelo equilibrado ya que otros de sus hándicaps es la falta o bajo contenido en materia orgánica (FORJÁN et al., 2018), lo que limita su capacidad para secuestrar carbono.

En cuanto a la vegetación, siguiendo el muestreo propuesto en la metodología, se observa que dentro de las parcelas de estudio hay un mayor porcentaje de estas ubicadas en la zona de escombrera que fuera de ella. Esto podría indicar que los matorrales y las herbáceas, al ser especies más colonizadoras y resistentes a condiciones adversas, tienen una mayor capacidad para establecerse en suelos degradados o con menor disponibilidad de nutrientes, como los resultantes de actividades mineras (LAL, 2004; STAHL et al., 2009).

Los suelos desarrollados sobre los brezales en suelos naturales presentan los valores más altos, posiblemente debido a su mayor porte y sistema radicular (MONTERO et al., 2020). Este mayor porte está relacionado con un posterior mayor aporte de materia orgánica al suelo teniendo en cuenta su composición. Lo mismo sucede en los suelos de brezal dentro de la escombrera.

Se puede destacar que los suelos bajo prado de diente muestran mayor capacidad de secuestro de carbono por encima de los suelos bajo herbazal arbustado y bajo zarzal según los datos estudiados dentro de la escombrera. Esto puede ser debido a que estos suelos presentaban una CEC y un N más bajos que los suelos naturales. Este hecho puede ser indicativo de que las comunidades herbáceas contribuyen a la estabilización del suelo en las primeras etapas de la restauración (LAL, 2004; LAL, 2006; SHRESTHA & LAL, 2006; BENSLAMA et al., 2024), pero, en contraposición, estos suelos cuentan con una menor capacidad de sumidero (SCHIPPER & SPARLING, 2009; STAHL et al., 2009).

Por último, hay que tener en cuenta que la edad de cada escombrera y el tiempo transcurrido desde la restauración y tipo de restauración de cada escombrera juega un papel fundamental a la hora de determinar si es necesario plantear medidas de gestión y restauración adicionales (SCHIPPER & SPARLING, 2009; STAHL et al., 2009). En este sentido, se observa que las condiciones de los suelos en las parcelas dentro de terrenos degradados impiden el desarrollo normal de la vegetación, siendo las herbáceas las que presentan los mayores valores de secuestro de carbono, aunque con tasas bajas en general.

## 6. Conclusiones

El secuestro de carbono en el suelo en los cuatro sistemas vegetales seleccionados fue mayor fuera de las escombreras que dentro de ellas. Esto podría atribuirse tanto a las características físicas de los suelos dentro de las escombreras, como a su alta pedregosidad y a un pobre horizonte orgánico superficial. Los suelos de minería se consideran emisores de CO<sub>2</sub> (EEA, 2022) por lo que su restauración implicaría revertir esta tendencia. Para lograr este objetivo, los datos que arrojan los suelos naturales pueden ser considerados el objetivo a alcanzar mediante la gestión de la vegetación existente y la mejora de los suelos en las



escombreras.

Los datos obtenidos en las parcelas de inventario permiten extrapolar resultados que, en el futuro, podrían aplicarse a la zona de estudio para desarrollar modelos de gestión sostenible de pastizales y matorrales. Estos modelos deberían enfocarse en optimizar el secuestro de carbono en suelos afectados por actividades mineras, implementando prácticas que favorezcan la regeneración natural de la vegetación, mejoren la estructura del suelo y promuevan la retención de nutrientes. La incorporación de especies vegetales adaptadas a estas condiciones sería crucial para restaurar el suelo y aumentar su capacidad de capturar carbono a largo plazo. Mediante una gestión adecuada de los matorrales y pastizales, se podría restaurar la zona minera, mejorando la calidad del suelo y aumentando el almacenamiento de carbono en la región.

A pesar de que las escombreras mineras no han recibido intervenciones significativas hasta el momento, la gestión adecuada de los pastizales es esencial para mitigar los efectos del cambio climático, reducir el riesgo de incendios forestales y evitar la degradación de los ecosistemas. Prácticas como el pastoreo controlado, la poda y las quemas prescritas podrían ser útiles, aunque su implementación se ve limitada por los costes y los riesgos asociados. Aumentar el tamaño de las parcelas de pastizales facilitaría su manejo y disminuiría los costes asociados a su mantenimiento, contribuyendo a la sostenibilidad y a la mejora de la salud del ecosistema. Integrar estas estrategias no solo mitiga los impactos del cambio climático, sino que también potenciaría la capacidad de los suelos para secuestrar carbono de manera más eficaz.

## 7. Agradecimientos

El proyecto LIFE Carbon2Mine (LIFE21-CCM-ES-LIFE-CARBON2MINE/101074333) está financiado por el programa LIFE 2021-2027, financiado por la Unión Europea.

## 8. Bibliografía

AKALA, V.A. & LAL, R. (2001). Soil organic carbon pools and sequestration rates in reclaimed mine soils in Ohio. *J. Environ. Qual* 30 2098–2104

BASTIN, J.F.; FINEGOLD, Y.; GARCIA, C.; MOLLICONE, D.; REZENDE, M.; ROUTH, D., & CROWTHER, T. W. (2019). *The global tree restoration potential. Science* 365(6448) 76–79

BATJES, N.H. (1996). Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *Eur. J. Soil. Sci.* 47(2) 151-163

BENSLAMA, A.; LUCAS, I. G.; JORDAN VIDAL, M. M.; ALMENDRO-CANDEL, M. B. y NAVARRO-PEDREÑO, J. (2024). Carbon and Nitrogen Stocks in Topsoil under Different Land Use/Land Cover Types in the Southeast of Spain. *AgriEngineering*, 6(1), 396-408.

BRAUN-BLANQUET, J. (1979). *Fitosociología: bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Blume, Madrid

BOUYOCOS, G. J. (1936). Directions for making mechanical analysis of soils by the hydrometer method. *Soil Sci.*, 4(4) 225–228

CHATTERJEE, A.; LAL, R.; SHRESTHA, R. K., & USSIRI, D. A. N. (2009). Soil carbon



pools of reclaimed minesoils under grass and forest landuses. *Land Degrad. Dev.* 20(3) 300–307

ČÍŽKOVÁ, B.; WOŚ, B.; PIETRZYKOWSKI, M. & FROUZ, J. Development of soil chemical and microbial properties in reclaimed and unreclaimed grasslands in heaps after opencast lignite mining. *Ecol. Eng.* 123, 103-111.

DÍAZ GONZÁLEZ, T.E. (2015). Guía para la identificación de los bosques, matorrales y series de vegetación (Vegetación Potencial) de Asturias mediante bioindicadores fitocenológicos. *Boletín de la Sociedad Ibérica de Ciencias Naturales*, 53, 5-94.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA) (2022). Trends and projections in Europe.

FOLLETT, R. F., & REED, D. A. (2010). Soil Carbon Sequestration in Grazing Lands: Societal Benefits and Policy Implications. *Rangel. Ecol. Manag.* 63(1) 4–15.

FORJÁN, R.; RODRÍGUEZ-VILA, A. & COVELO, E.F. (2018). Using compost and technosol combined with biochar and *Brassica juncea* L. to decrease the bioavailable metal concentration in soil from a copper mine settling pond. *Environ Sci Pollut Res*, 25, 1294–1305.

GUITIÁN, F. Y CARBALLAS, T. (1976). Técnicas de análisis de suelos. Pico Sacro. Santiago.

HAZELTON, P. & MURPHY, B. (2007) Interpreting soil test results: what do all the numbers mean? CSIRO Publishing, Clayton.

KAMPATH, E.J. (1970). Exchangeable Al as a criterium for liming leached mineral soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 34 252-254

LAL, R. (2006). Enhancing crop yields in the developing countries through restoration of the soil organic carbon pool in agricultural lands. *Land Degrad. Dev.* 17(2) 197–209

LAL, R. (2008). Soils and sustainable agriculture. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 28(1) 57–64

LEVASSEUR, P. A., AHERNE, J. ; BASILIKO, N. ; EMILSON, E. J. ; PRESTON, M. D. ; SAGER, E. P. & WATMOUGH, S. A. (2023). Soil carbon pools and fluxes following the greening of a mining and smelting degraded landscape. *Sci. Total Environ.* 904 166734

LIANG, B.; LEHMANN, J.; SOLOMON, D.; KINYANGI, J.; GROSSMAN, J.; O'NEILL, B.; SKJEMSTAD, J.; O., THIES, J.; LUIZAO, J.F.; PETERSEN, J. & NEVES, E.G. (2006). Black carbon increases cation exchange capacity in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70 (5), 1719–1730

MACÍAS, F.; CALVO DE ANTA, R.; RODRÍGUEZ LADO, L.; VERDE, R.; PENA PÉREZ, X., Yy CAMPS ARBESTAIN, M. (2004). El sumidero de carbono de los suelos de Galicia. *Edafología* 11(3) 341-376

MONTERO, G.; LÓPEZ-LEIVA, R.; LÓPEZ-SENEPLEDA, E.; ONRUBIA, R. y PASALODOS, M. (2020). Producción de biomasa y fijación de carbono por los matorrales españoles y por el horizonte orgánico superficial de los suelos forestales. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación Secretaría General Técnica. Madrid.

OLSEN, S.R. & SOMMERS, L.E. (1982). Phosphorus. Page, A.L., Ed., 403-430.



Madison, WI

PASALODOS-TATO, M.; RUIZ-PEINADO, R.; DEL RÍO, M., & MONTERO, G. (2015). Shrub biomass accumulation and growth rate models to quantify carbon stocks and fluxes for the Mediterranean region. *Eur. J. For. Res* 134(3) 537–553

PEECH, M. (1947). Methods of soil analysis for soil-fertility investigations. US Department of Agriculture. Washington.

RAMACHANDRAN NAIR, P. K. ; MOHAN KUMAR, B. & NAIR, V. D. (2009). Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *J. Plant. Nutr. Soil. Sci.* 172(1) 10-23

ROBINSON, D.A. ; THOMAS, A. ; REINSCH, S. *et al.* (2022). Analytical modelling of soil porosity and bulk density across the soil organic matter and land-use continuum. *Sci Rep* 12, 7085.

SCHIPPER, L. A. & SPARLING, G. P. (2009). Accumulation of soil organic C and change in C:N ratio after establishment of pastures on reverted scrubland in New Zealand. *Biogeochemistry*, 104(1-3), 49–58

SHRESTHA, R. K., & LAL, R. (2006). Ecosystem carbon budgeting and soil carbon sequestration in reclaimed mine soil. *Environ. Int.* 32(6) 781-796

SMART, K.E.& SINGER, D.M. (2023) Surface Coal Mine Soils: Evidence for Chronosequence Development. *Soil Syst.*, 7, 59.

STAHL, P. D.; WICK, A. F.; GANJEGUNTE, G.; NORTON, U. & INGRAM, L. J. (2009). Redevelopment of soil carbon pools on reclaimed surface mine lands. *Revitalizing the environment: proven solutions and innovative approaches*. ASMR, Lexington, 1348-1370.

UNIÓN EUROPEA (UE) (2024a). Reglamento (UE) 2024/1991 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 24 de junio de 2024, relativo a la restauración de la naturaleza y por el que se modifica el Reglamento (UE) 2022/869. Diario Oficial de la Unión Europea, L 172, 30 de junio de 2024.

UNIÓN EUROPEA (UE) (2024b). Reglamento (UE) 2024/3012 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 27 de noviembre de 2024, establece un marco de certificación de la Unión para las absorciones permanentes de carbono, la carbonocultura y el almacenamiento de carbono en productos. Diario Oficial de la Unión Europea, L 312, 30 de noviembre de 2024.

VEGA, F. A.; COVELO, E. F., & ANDRADE, M. L. (2005). Limiting factors for reforestation of mine spoils from Galicia (Spain). *Land Degrad. Dev.* 16(1) 27–36

WALKER, L. R.; WALKER, J., & HOBBS, R. J. (Eds.). (2007). Linking Restoration and Ecological Succession. Springer series on environmental management, Springer.