



Universidad de Oviedo

PROGRAMA DE DOCTORADO EN INGENIERÍA DE LA PRODUCCIÓN,
MINERO-AMBIENTAL Y DE PROYECTOS.

TESIS DOCTORAL

**Restauración de terrenos
afectados por la minería del carbón.
Una aplicación de los
“servicios de ecosistemas”.**

Juan José Álvarez Fernández

Oviedo, junio de 2023



RESUMEN DEL CONTENIDO DE TESIS DOCTORAL

1.- Título de la Tesis	
Español/Otro Idioma: Restauración de terrenos afectados por la minería del carbón. Una aplicación de los “servicios de ecosistemas”.	Inglés: Restoration of coal mining-affected areas. An application of “ecosystem services”.
2.- Autor	
Nombre: Juan José Álvarez Fernández	DNI/Pasaporte/NIE:
Programa de Doctorado: INGENIERÍA DE LA PRODUCCIÓN, MINERO-AMBIENTAL Y DE PROYECTOS	
Órgano responsable: Centro Internacional de Postgrado	

RESUMEN (en español)

El estudio de los ecosistemas proporciona un marco valioso para analizar y actuar sobre los vínculos entre las personas y el medio ambiente, y puede definirse como complejos dinámicos de comunidades de plantas, animales, microorganismos y el medio no vivo, interactuando como una unidad funcional y coherente. Los ecosistemas afectados por la minería del carbón son difíciles de restaurar y en comparación con su estado original o natural puede suceder una pérdida de capacidad para brindar beneficios a la sociedad tales como aprovisionamiento, regulación, purificación de agua, aire fresco, biodiversidad, etc.

Este estudio se centra en la valoración de servicios de ecosistemas basados en diferentes escenarios que permitan la toma de decisiones a la hora de identificar alternativas óptimas e ingeniar estrategias adecuadas para la recuperación de los terrenos afectados por las explotaciones mineras de carbón. Este documento presenta una nueva metodología de valoración de los servicios de ecosistemas basada en el precio de los derechos de emisión de CO₂ de la UE. Su principal ventaja es que facilita la valoración económica de los servicios de ecosistemas distintos de los que producen bienes de consumo, que es el talón de Aquiles de las metodologías de valoración situación actuales. El enfoque de la investigación se basa en la idea de que las decisiones de gestión sobre la rehabilitación de los terrenos y la restauración ecológica implican variaciones entre los servicios de los ecosistemas, y que una evaluación cuantitativa de estas variaciones es el ingrediente necesario para una toma de decisiones sensata. Al cuantificar los costes de las acciones alternativas y la provisión de servicios de ecosistemas, debería ser posible determinar qué opciones proporcionarían los mayores beneficios teniendo en cuenta sus costes de inversión y mantenimiento.

El área minera del pozo Figaredo, en Mieres, sirve de ejemplo para realizar la valoración de los servicios de ecosistemas proporcionados por escenarios alternativos de restauración. El objetivo es estimar su contribución al bienestar humano, comprender los incentivos que se enfrentan en la gestión de los ecosistemas de diferentes maneras y evaluar las soluciones alternativas.

Finalmente se lleva a cabo un ejercicio para mostrar que el precio de los permisos de emisión de carbono de la UE se puede estimar priorizando la biodiversidad sobre otros servicios de ecosistemas, basándose en la ponderación jerárquica de los servicios de ecosistemas diferentes a los que aprovisionamiento. Además, para su valoración económica se utiliza el precio medio de los derechos de emisión de CO₂ de la UE durante los años 2019 y 2020.

Los resultados para los diferentes escenarios propuestos fueron en línea con lo esperado para el área de estudio, con los mismos órdenes de magnitud y por lo tanto, comparables, proporcionando confianza acerca de que todo el proceso iba en la dirección correcta.

La Comisión Europea adoptó una serie de propuestas legislativas que establecen la hoja de ruta para lograr la neutralidad climática en la UE para 2050. La Directiva de ETS de la UE revisada, que se aplicará a partir de 2021-2030, generó una escalada de precios de los derechos de emisión de carbono, por lo que fue necesario ajustar el marco propuesto. La posibilidad más simple que se consideró fue la de reconsiderar la importancia de la biodiversidad como un servicio de ecosistemas de referencia en comparación con otros. Sin embargo, se comprobó que era una alternativa artificial y arbitraria y se consideró un nuevo



vector para contrarrestar los esfuerzos por eliminar las emisiones de CO₂ sin necesariamente eliminar a los humanos de la ecuación. En definitiva, realizar un tipo de restauración centrada en las personas y centrada en el cuidado de la naturaleza en general y de la naturaleza humana en particular, reconociendo las diferencias humanas para orientar correctamente las relaciones del individuo con la naturaleza.

RESUMEN (en Inglés)

The study of ecosystems provides a valuable framework for analyzing and acting on the links between people and the environment, and can be defined as dynamic complexes of communities of plants, animals, microorganisms and the non-living environment, interacting as a functional and coherent unit. Ecosystems affected by coal mining are difficult to restore and, compared to their original or natural state, there may be a loss of capacity to provide benefits to society such as provision, regulation and purification of water, fresh air, retention of water, biodiversity, etc.

This doctoral thesis focuses on the valuation of ecosystem services based on different scenarios that allow decision-making when identifying optimal alternatives and devising adequate strategies for the recovery of land affected by coal mining operations. This document presents a new methodology for valuing ecosystem services based on the price of carbon dioxide emission rights in the European Union. Its main advantage is that it facilitates the economic valuation of ecosystem services other than those that produce consumer goods, which is the Achilles' heel of current situation valuation methodologies.

The research approach is based on the idea that management decisions about land rehabilitation and ecological restoration involve variations between ecosystem services, and that a quantitative assessment of these variations is the necessary ingredient for a decision of sensible decisions. By quantifying the costs of alternative actions, as well as the provision of ecosystem services, it should be possible to determine which options will provide the greatest benefits given their investment and maintenance costs.

The mining area of the Figaredo mine, in Mieres, serves as an example to assess the ecosystem services provided by alternative restoration scenarios. The goal is to estimate their contribution to human well-being, understand the incentives faced in managing ecosystems in different ways, and evaluate alternative solutions.

Finally, an exercise is carried out to show that the price of the carbon emission permits of the European Union (as of December 2021) after the price escalation that coincides with phase 4 of the allocation of permits under the Emissions Trading System Directive of the European Union can be estimated by prioritizing biodiversity over other ecosystem services, based on the hierarchical weighting of ecosystem services other than those that provision. In addition, for its economic valuation, the average price of carbon dioxide emission rights in the European Union during the years 2019 and 2020 is used.

The results for the different scenarios proposed were in line with what was expected for the study area, with the same orders of magnitude and therefore comparable, providing confidence that the entire process was going in the right direction.

In July 2021, the European Commission adopted a series of legislative proposals setting out the roadmap to achieve climate neutrality in the European Union by 2050, including the intermediate target of at least a 55% net reduction in greenhouse gas emissions. greenhouse by 2030.

The revised European Union Emissions Trading System Directive, which will apply from 2021-2030, generated an escalation in prices of carbon emission rights, for which it was necessary to adjust the proposed framework. The simplest possibility considered was to reconsider the importance of biodiversity as a reference ecosystem service compared to others. However, it was found to be an artificial and arbitrary alternative and was considered a new vector to counteract efforts to eliminate carbon dioxide emissions without necessarily removing humans from the equation. In short, to carry out a type of restoration focused on people and focused on caring for nature in general and human nature in particular, recognizing human differences in order to correctly guide the relationship between people and nature.

A mi madre, Doña Isolina Fernández Fernández que ha fallecido, el 16 de enero de 2023, pocos meses antes de la presentación de esta Tesis Doctoral.

Le doy las gracias por darme la vida, por educarme y por ayudarme siempre y en todo lo que he necesitado. Ha dejado una fractura en la familia imposible de reparar, pero seguro que donde se encuentre en este momento estará velando por todos nosotros como siempre ha hecho.

*“Ser minero es trabajar
ser valiente sin saberlo
ser fuerte sin comprenderlo
entrar a la mina y callar
callar sin querer hacerlo.
Porque en el tajo no hay nadie
sólo está mi pensamiento
el que me ayuda a liberarme
y sentir que no estoy dentro.
Pero la mina me agarra
tan fuerte que no lo siento
me habla tan alto
que apenas escucho el silencio
y es tan enorme el silencio
que necesito el martillo
para no sentir miedo,
para escuchar algo más
que mis sonidos,
mi corazón,
mi respiración,
mi aliento...”*



Poema “Ser Minero” (Nozal, J., 2018). Imágenes del pozo San Antonio (Moreda-Aller, 2019), y bocamina del 1^{er} Piso Sallosas, (El Entrego-San Martín del Rey Aurelio, 2019)

AGRADECIMIENTOS

A la Dra. Dña. Alicja Krzemień y al Dr. D. Gregorio Fidalgo Valverde, directores de este estudio, por su guía y sostén durante las etapas de investigación y redacción.

Al Dr. D. Francisco Javier Iglesias Rodríguez, Director de la Escuela de Ingeniería de Minas, Energía y Materiales de la Universidad de Oviedo, por abrirme las puertas de la Escuela, facilitándome los medios materiales y el apoyo humano tan necesarios durante la investigación y la redacción de este trabajo.

Al personal del Departamento de Economía y Empresa de la Escuela de Minas, Energía y Materiales de la Universidad de Oviedo, por su inestimable ayuda y apoyo durante el transcurso de este estudio.

Al Dr. D. Isidro Diego Álvarez por su ayuda incondicional y codirección en las primeras fases del programa de doctorado.

A la empresa Hulleras del Norte S.A. S.M.E. (Hunosa) por facilitarme el escenario de la investigación y los datos necesarios para la elaboración de este trabajo.

A mi familia, que siempre está a mi lado animándome en los momentos peores y celebrando conmigo en los geniales. Sin su compañía y sostén mi vida no sería la misma. Gracias de corazón.

RESUMEN

El estudio de los ecosistemas proporciona un marco valioso para analizar y actuar sobre los vínculos entre las personas y el medio ambiente. Un ecosistema puede definirse como un complejo dinámico de comunidades de plantas, animales, microorganismos y el medio no vivo, que interactúan como una unidad funcional y coherente.

Los ecosistemas afectados por la minería del carbón son difíciles de restaurar y, en comparación con su estado original o natural, pueden sufrir una pérdida de capacidad para brindar beneficios a la sociedad tales como aprovisionamiento, regulación y purificación de agua, aire fresco, biodiversidad, etc.

Esta tesis doctoral se centra en la valoración de servicios de ecosistemas basados en diferentes escenarios que permitan la toma de decisiones a la hora de identificar alternativas óptimas e ingeniar estrategias adecuadas para la recuperación de los terrenos afectados por las explotaciones mineras de carbón. Este trabajo de investigación presenta una nueva metodología de valoración de los servicios de ecosistemas basada en el precio de los derechos de emisión de dióxido de carbono de la Unión Europea. Su principal ventaja es que facilita la valoración económica de los servicios de ecosistemas que no producen bienes de consumo, que es el talón de Aquiles de las metodologías de valoración situación actuales.

El enfoque se basa en la idea de que las decisiones de gestión sobre la rehabilitación de los terrenos y su restauración ecológica implican variaciones de los servicios de ecosistemas, y que una evaluación cuantitativa de estas variaciones es el ingrediente necesario para una toma de decisiones adecuada. Al cuantificar los costes de las acciones alternativas, así como la provisión de servicios de ecosistemas, será posible determinar qué opciones proporcionarán los mayores beneficios teniendo en cuenta también sus costes de inversión y mantenimiento.

El área minera de los pozos San Vicente y San Inocencio (Figaredo), en Mieres, sirve de ejemplo para realizar una valoración de los servicios de ecosistemas proporcionados por escenarios alternativos de restauración. El objetivo es estimar su contribución al bienestar humano, comprender los incentivos en la gestión de dichos ecosistemas y evaluar las soluciones alternativas.

Los resultados obtenidos para los diferentes escenarios propuestos estuvieron en línea con lo esperado para el área de estudio, con los mismos órdenes de magnitud y, por lo tanto, comparables, indicando claramente que todo el proceso iba en la dirección correcta.

Finalmente, se demuestra que el precio de los permisos de emisión de carbono de la Unión Europea (a diciembre de 2021), después de la escalada de precios coincidente con la fase 4 de la asignación de permisos bajo la Directiva del mercado de emisiones, se puede estimar priorizando la biodiversidad sobre otros servicios de ecosistemas.



Una alternativa más sencilla era reconsiderar la importancia de la biodiversidad como servicio de ecosistema de referencia. Sin embargo, ésta era una alternativa artificial y arbitraria y, considerándose entonces como más adecuado el introducir un nuevo vector para contrarrestar los esfuerzos por eliminar las emisiones de dióxido de carbono sin necesariamente eliminar a los humanos de la ecuación; en definitiva, realizar una restauración centrada en las personas y en el cuidado de la naturaleza en general y de la naturaleza humana en particular, reconociendo las diferencias humanas para orientar correctamente las relaciones del individuo con la naturaleza.

ABSTRACT

The study of ecosystems provides a valuable framework for analyzing and acting on the links between people and the environment, and can be defined as dynamic complexes of communities of plants, animals, microorganisms and the non-living environment, interacting as a functional and coherent unit.

Ecosystems affected by coal mining are difficult to restore and, compared to their original or natural state, there may be a loss of capacity to provide benefits to society such as provision, regulation and purification of water, fresh air, biodiversity, etc.

This doctoral thesis focuses on the valuation of ecosystem services based on different scenarios that allow decision-making when identifying optimal alternatives and devising adequate strategies for the recovery of land affected by coal mining operations. This document presents a new methodology for valuing ecosystem services based on the price of carbon dioxide emission rights in the European Union. Its main advantage is that it facilitates the economic valuation of ecosystem services other than those that produce consumer goods, which is the Achilles' heel of current situation valuation methodologies.

The research approach is based on the idea that management decisions about land rehabilitation and ecological restoration involve variations between ecosystem services, and that a quantitative assessment of these variations is the necessary ingredient for a decision. By quantifying the costs of alternative actions, as well as the provision of ecosystem services, it should be possible to determine which options will provide the greatest benefits given their investment and maintenance costs.

The mining area of the San Vicente and San Inocencio wells (Figaredo), in Mieres, serves as an example to assess the ecosystem services provided by alternative restoration scenarios. The goal is to estimate their contribution to human well-being, understand the incentives faced in managing ecosystems in different ways, and evaluate alternative solutions.

The results for the different scenarios proposed were in line with what was expected for the study area, with the same orders of magnitude and therefore comparable, providing confidence that the entire process was going in the right direction.

Finally, an exercise was carried out to show that the price of the carbon emission permits of the European Union (as of December 2021) after the price escalation that coincides with phase 4 of the allocation of permits under the Emissions Trading System Directive of the European Union can be estimated by prioritizing biodiversity over other ecosystem services.

The first possibility considered was to reconsider the importance of biodiversity as a reference ecosystem service compared to others. However, it was found to be an artificial and arbitrary alternative and a new vector to counteract efforts to eliminate carbon dioxide

emissions without necessarily removing humans from the equation was considered. In short, to carry out a type of restoration focused on people and focused on caring for nature in general and human nature in particular, recognizing human differences in order to correctly guide the relationship between people and nature.

PUBLICACIONES Y FACTOR DE IMPACTO

Durante la elaboración de la tesis se han publicado los siguientes artículos que presentan los resultados obtenidos con la investigación:

- Alicja Krzemień, Juan José Álvarez Fernández, Pedro Riesgo Fernández, Gregorio Fidalgo Valverde and Silverio García-Cortes, 2023. **Valuation of Ecosystem Services Based on EU Carbon Allowances— Optimal Recovery for a Coal Mining Area.** *International Journal of Environmental Research and Public Health* 2023, 20, 381. <https://doi.org/10.3390/ijerph20010381>.
- Alicja Krzemień, Juan José Álvarez Fernández, Pedro Riesgo Fernández, Gregorio Fidalgo Valverde and Silverio García-Cortes, 2022. **Restoring Coal Mining-Affected Areas: The Missing Ecosystem Services.** *International Journal of Environmental Research and Public Health* 2022, 19, 14200.

INTERNATIONAL JOURNAL OF ENVIRONMENTAL RESEARCH AND PUBLIC HEALTH pertenece a la categoría PUBLIC, ENVIRONMENTAL & OCCUPATIONAL HEALTH del Social Sciences Citation Index (SSCI). En 2021 tuvo un factor de impacto de 4,614 y pertenecía al primer cuartil (Q1) de su categoría, en la posición 45 de 182.

ÍNDICE

RESUMEN.....	XV
ABSTRACT	XVII
PUBLICACIONES Y FACTOR DE IMPACTO.....	XIX
ÍNDICE.....	XXI
ÍNDICE DE FIGURAS	XXV
ÍNDICE DE TABLAS.....	XXXIII
1.- INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS	1
1.1. Introducción	1
1.2. Objetivos	4
1.4. Metodología	5
2.- CARACTERIZACIÓN GENERAL DE LA ZONA.....	7
2.1. Caracterización fisiográfica de la zona de estudio.....	7
2.1.1. Situación geográfica	7
2.1.2. Topografía.....	8
2.1.3. Climatología	8
2.1.4. Hidrología.....	11
2.2. Caracterización geológica de la zona de estudio.....	14
2.2.1. Generalidades.....	14
2.2.2. Estratigrafía.....	16
2.2.3. Tectónica general.....	21
2.2.4. Hidrología	24
2.2.5. Sismicidad.....	25
2.2.6. Hidrogeología	30
2.2.7. Geotecnia	34
2.3. Caracterización minera de la zona de estudio	34
2.3.1. Historia minera	34
2.3.2. Descripción del campo de explotación de Figaredo	36
2.3.3. Estructura del pozo Figaredo	38
2.3.4. Métodos de explotación.....	40
2.3.2. Origen de los estériles.....	42

3.- METODOLOGÍA DE INVESTIGACIÓN	45
3.1. Introducción	45
3.2. Valorización de escombreras	47
3.3. Aplicaciones de los estériles de escombreras.....	48
3.4. Clasificación Corine Land Cover (CLC)	50
3.5. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES V5.1)	62
3.6. Evaluación de Servicios de ecosistemas	65
4.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	71
4.1. Caracterización de la escombrera de Figaredo.....	71
4.1.1. Sector 1 de Figaredo o escombrera de Sarabia	71
4.1.2. Sectores 2, 3 y 4 de Figaredo o escombreras de San Vicente.....	71
4.1.3. Cubicación general del depósito	84
4.1.4. Estimación de las reservas aprovechables energéticamente	85
4.2. Evaluación de los servicios de ecosistemas de Figaredo	85
4.2.1. Introducción.....	85
4.2.2. Cartografía de referencia de las coberturas existentes	88
4.2.2.1. Identificación de los límites adecuados	88
4.2.2.2. Datos geospaciales disponibles.....	89
4.2.2.3. Cartografía de ecosistemas relevantes	95
4.2.3. Evaluación de los servicios de ecosistemas	101
4.2.3.1. Servicios de Aprovisionamiento: Producción de madera	103
4.2.3.2. Servicios de Aprovisionamiento: Suministro de alimentos	104
4.2.3.3. Servicios de Regulación: Regulación climática (temperatura).....	105
4.2.3.4. Servicios de Regulación: Regulación climática (humedad)	106
4.2.3.5. Servicios de Regulación: Regulación del flujo de agua	108
4.2.3.6. Servicios de regulación: Control de la erosión.	109
4.2.3.7. Servicios de regulación: Purificación del aire	110
4.2.3.8. Servicios de Regulación: Captura de Carbono	111
4.2.3.9. Servicios Culturales: Calidad de especies y de ecosistemas (biodiversidad).....	113
4.3. Escenarios de restauración	115
4.3.1. Introducción.....	115
4.3.2. Alineación de las evaluaciones de servicios de ecosistemas con escenarios de cambios futuros.....	115

**RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN.
UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.**

4.2.3.1. Escenarios en la evaluación del Millenium Ecosystem Assessment ...	115
4.2.3.2. Mapping and assessment of ecosystems and their service (MAES)....	118
4.3.3. Reglas de transición paisajística	119
4.3.4. Desarrollo de escenarios	122
4.3.4.1. Tipologías de escenarios y técnicas de desarrollo	122
4.3.4.2. Smic Prob-Expert	122
4.3.5. Evaluación de escenarios para la Mina Figaredo.....	124
4.4. Evaluación de las técnicas de restauración	127
4.4.1. Restauración del Sector 1	127
4.4.2. Restauración de los Sectores 2, 3 y 4.....	132
4.4.3. Análisis de agua y suelo en la escombrera de Figaredo.....	133
4.4.4. Evaluación comparativa de la vegetación aérea en la escombrera	138
4.5. Evaluación de costes y beneficios.....	149
4.6. Determinación del precio de los derechos de emisión de CO ₂	156
4.7. Propuesta de nuevos servicios de ecosistemas.....	157
5. CONCLUSIONES Y FUTURAS LÍNEAS DE TRABAJO	163
5.1. Conclusiones	163
5.2. Futuras líneas de trabajo.....	165
6.- BIBLIOGRAFÍA.....	167
ANEXOS.....	185

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Metodología empleada.....	6
Figura 2. Situación geográfica de la escombrera de Figaredo (Iberpix, 2020)	7
Figura 3. Castilletes de los pozos San Vicente, izquierda, y San Inocencio, derecha (2020).....	8
Figura 4. Gráfico temperatura (°C)-tiempo (años). Valores de temperatura máxima y minima para el periodo 2013-2019 desde la Estación Meteorológica de Aller (datosclima.es)	9
Figura 5. Gráfico precipitación (l/m ²)-tiempo (años) y valores de máxima precipitación diaria registrada y total acumulada para el periodo 2013-2019 desde la Estación Meteorológica de Aller (datosclima.es).....	9
Figura 6. Gráfico de temperaturas medias (°C)-tiempo (meses) y precipitaciones (mm)- tiempo (meses) para el año 2019 (datosclima.es)	10
Figura 7. Gráfico velocidad del viento (km/h)-tiempo (años) para el periodo 2013-2019 desde la Estación Meteorológica de Aller (datosclima.es)	10
Figura 8. Gráfico de presión (hPa)-tiempo (años) y valores de presión máxima y minima para el periodo 2013-2019 desde la Estación Meteorológica de Oviedo (datosclima.es)	11
Figura 9. Representación de la forma del valle de Turón con los puntos de cota máxima (Punto 1) y mínimo (Punto 2) señalizados	11
Figura 10. Cuenca hidrográfica del valle de Turón	12
Figura 11. Subcuenca hidrográfica en la zona de estudio	13
Figura 12. Subcuenca hidrográfica de drenaje en la zona de estudio.....	13
Figura 13. Zonas del Macizo Hespérico de Lotze (Aramburu y Bastida, 1995).....	14
Figura 14. Plegamientos de la cuenca carbonífera central asturiana (elaborado a partir del plano de la Cámara oficial minera de Asturias, 1970).....	16
Figura 15. Columna estratigráfica general de la cuenca carbonífera central asturiana (Aramburu, C. y Bastida, F., 1995)	17
Figura 16. Serie estratigráfica general de la cuenca carbonífera central asturiana (Salvador, 1991)	18
Figura 17. Mapa de la cuenca carbonífera central asturiana y columna estratigráfica general del área de estudio en Aller (Fernández Valcarce, 1996)	19

Figura 18. Corte geológico de Don Luis Adaro y Magro (ENADIMSA, 1973).....	22
Figura 19. Cuenca carbonífera central asturiana. Corte horizontal a -120 m. (Departamento de Geología de HUNOSA)	22
Figura 20. Distribución de los movimientos sísmicos en el NO de la Península Ibérica (López-Fernández et al., 2003)	26
Figura 21. Distribución de los sismógrafos, de otros puntos de observación sísmica y en lugares que sufrieron actividad sísmica, en el NO de la Península Ibérica (López- Fernández et al., 2003).....	26
Figura 22. Distribución de los movimientos sísmicos en Asturias (López-Fernández et al., 2003)	27
Figura 23. Norma sismorresistente de España (1974).....	28
Figura 24. Mapa Nacional de peligrosidad sísmica (NCSE – 02, 2002).....	29
Figura 25. Mapa Nacional de peligrosidad sísmica de Asturias (1974).....	29
Figura 26. Sistema multicapa de areniscas (Pendás y García Fuente, 1988)	31
Figura 27. Zonas inundables 112 en la zona del pozo Figaredo (Servicio 112).....	33
Figura 28. Castillete e instalaciones del Pozo San Inocencio (2020).....	34
Figura 29. Situación de los pozos San Inocencio y San Vicente (pozos Figaredo)	37
Figura 30. Detalle del plano geológico en el área de estudio	37
Figura 31. Corte geológico de la cuenca central asturiana (HUNOSA).....	38
Figura 32. Pozo San Inocencio (izquierda) y Pozo San Vicente (derecha).....	39
Figura 33. Cotas y conexiones entre los pozos Figaredo y Barredo.....	39
Figura 34. Esquema de un taller de testers con martillo picador (HUNOSA)	40
Figura 35. Esquema de un taller de rozadora (HUNOSA).....	40
Figura 36. Infraestructura para la explotación por frente largo (longwall) en dirección con rozadora y entibación autodesplazable (HUNOSA).....	41
Figura 37. Arranque con rozadora mediante sostenimiento hidráulico y hundimiento controlado (HUNOSA).....	41
Figura 38. Fotografía de 1956 de la escombrera de Sarabia (HUNOSA).	42
Figura 39. Plano de 1973 de la escombrera de Minas de Figaredo S.A.	43
Figura 40. Escombrera de Figaredo (Sarabia y San Vicente) en 2014.....	43
Figura 41. Zonas de la escombrera de Figaredo	44
Figura 42. Fotografía de la Central Térmica de La Pereda de la empresa HUNOSA....	49
Figura 43. Escalas cartográficas (Corine Land Cover, 2018).....	54

Figura 44. Ejemplo del área unitaria “1.1.2. Tejido urbano discontinuo”. Imagen Landsat TM (Corine Land Cover, 2018)	55
Figura 45. Construcción esquemática teórica de la nomenclatura de la cobertura (adaptado de Corine Land Cover, 2018).....	56
Figura 46. Modelo en cascada (adaptado de Potschin-Young et al., 2018)	63
Figura 47. Estructura jerárquica de CICES V5.1 (adaptado de Potschin-Young et al., 2018).....	65
Figura 48. Fortaleza de los vínculos entre las categorías de servicios de ecosistemas y los componentes del bienestar humano (adaptado de Millennium Ecosystem Assessment, 2005)	65
Figura 49. Ubicación de sondeos y calicatas sobre la cartografía (HUNOSA, 2015)....	72
Figura 50. Topografía con la situación y profundidad de los sondeos del Sector 4.....	74
Figura 51. Registro del Sondeo 1 en el Sector 4	75
Figura 52. Muestras del Sondeo 1 en el Sector 4	75
Figura 53. Registro del Sondeo 2 en el Sector 4	76
Figura 54. Registro del Sondeo 3 en el Sector 4	76
Figura 55. Registro del Sondeo 3 en el Sector 4	77
Figura 56. Muestras del Sondeo 3 en el Sector 4	77
Figura 57. Registro del Sondeo 4 en el Sector 4	78
Figura 58. Muestras del Sondeo 4 en el Sector 4	78
Figura 59. Registro del Sondeo 5 en el Sector 4	79
Figura 60. Muestras del Sondeo 5 en el Sector 4	80
Figura 61. Registro del Sondeo 6 en el Sector 4	81
Figura 62. Muestras del Sondeo 6 en el Sector 4	81
Figura 63. Registro del Sondeo 7 en el Sector 4	82
Figura 64. Muestras del Sondeo 7 en el Sector 4	82
Figura 65. Registro del Sondeo 8 en el Sector 4	83
Figura 66. Muestras del Sondeo 8 en el Sector 4	84
Figura 67. Sectores de la escombrera de Figaredo-Sarabia.....	85
Figura 68. Vista de los cuatro sectores de la escombrera de Figaredo	86
Figura 69. Vista del sector 1 desde la plaza del pozo Figaredo, que se encuentra ya rehabilitado (foto tomada en noviembre de 2019).....	86

Figura 70. Vista del sector 2, que se encuentra ya rehabilitado (foto tomada en noviembre de 2019)	86
Figura 71. Sector 4 de la escombrera de Figaredo, que se está removiendo para recuperar carbon (foto tomada en noviembre de 2019).....	87
Figura 72. Sector 3 de la escombrera de Figaredo, que se encuentra en rehabilitación (foto tomada en noviembre de 2019).....	87
Figura 73. Límites del área de estudio.....	88
Figura 74. CORINE Land Cover 2018 - cobertura del suelo (Centro de Información Geográfica Nacional, 2018).....	89
Figura 75. CORINE Land Cover 2018 - usos del suelo (Instituto Geográfico Nacional de España, 2020).....	90
Figura 76. COPERNICUS – Impermeabilidad 2015 (Instituto Geográfico Nacional de España, 2020)	91
Figura 77. COPERNICUS 2015 – Densidad de cobertura arbórea (Servicio de Monitorización Terrestre de COPERNICUS, 2020)	91
Figura 78. COPERNICUS 2015 – Capa de cobertura arbórea (Servicio de Monitorización Terrestre de COPERNICUS, 2020)	92
Figura 79. COPERNICUS 2015 – Pastizales (Servicio de Monitorización Terrestre de COPERNICUS, 2020)	92
Figura 80. COPERNICUS 2015 – Agua y humedal. (Servicio de Monitorización Terrestre de COPERNICUS, 2020).....	93
Figura 81. COPERNICUS NATURA 2000, 2018 (Servicio de Monitorización Terrestre de COPERNICUS, 2020)	93
Figura 82. COPERNICUS CORINE Land Cover, 2018 (Servicio de Monitorización Terrestre de COPERNICUS, 2020).....	94
Figura 83. Modelo Europeo de Elevación Digital (EU-DEM), versión 1.1. EPSG: 4326 (ETRS89, LAEA) ancho de cuadrícula: 25 m (Servicio de Monitorización Terrestre de COPERNICUS, 2020).....	94
Figura 84. EU-Hydro EPSG: 4326 (ETRS89, LAEA) ancho de cuadrícula: 25 m (Servicio de Monitorización Terrestre de COPERNICUS, 2020).....	95
Figura 85. Imágenes de alta resolución en falso color 2015. EPSG: 4326. GSD: 20 m (Servicio de Monitorización Terrestre de COPERNICUS, 2020).....	95
Figura 86. Presentación GIS de las clases CLC en Figaredo	97

Figura 87. Paleta de colores usados para cada tipo de CORINE Land Cover.....	97
Figura 88. Dibujo en GIS sobre ortoimagen de las clases CLC en Figaredo	98
Figura 89. Descripción del polígono en el SIG	98
Figura 90. Imagen en 3D de las clases CLC	100
Figura 91. Gráfico de araña de las clases de CLC para el área de estudio (ha).....	101
Figura 92. Servicios de aprovisionamiento: Suministro de alimentos en Figaredo	104
Figura 93. Servicios de regulación: Regulación climática en Figaredo	105
Figura 94. Servicios de regulación: Regulación del ciclo hidrológico y del corriente de agua en la escombrera de Figaredo.....	108
Figura 95. Servicios de regulación: Captura de Carbono en Figaredo.....	112
Figura 96. Histograma de escenarios y su probabilidad según todos los expertos.....	125
Figura 97. Mapa de cercanía entre expertos y escenarios	126
Figura 98. Histograma de sensibilidad a la influencia de todos los expertos.....	127
Figura 99. Vista de la escombrera de Sarabia o sector 1 de Figaredo (2010).....	128
Figura 100. Perfil de estudio de la estabilidad de taludes en la restauración de la escombrera de Sarabia (HUNOSA, 2008).....	129
Figura 101. Resultados del cálculo hidráulico de las cunetas con sección tipo “tolva” (HUNOSA, 2008).....	130
Figura 102. Vista aérea actual del sector 1 de Figaredo o escombrera de Sarabia (HUNOSA).....	131
Figura 103. Área no restaurada cerca del sector 1 que fue explotada antes de 2009 (foto tomada en noviembre de 2020).....	132
Figura 104. Situación de las muestras de agua (en azul) y de suelo (en verde) en Figaredo	134
Figura 105. Lugar donde se tomó la muestra de suelo en el Sector 1 (foto tomada en noviembre de 2020)	135
Figura 106. Fuente de Sarabia, lugar donde se tomó la muestra de agua en el Sector 1 (dentro de la escombrera) (foto tomada en noviembre de 2020).....	135
Figura 107. Río Turón aguas abajo de la escombrera, lugar donde se tomó la muestra de agua (foto tomada en noviembre de 2020)	135
Figura 108. Berma en el sector 1 de Figaredo (foto tomada en noviembre de 2020) ..	139
Figura 109. Detalle de la vegetación existente en la berma en el sector 1 de la escombrera (foto tomada en noviembre de 2020)	139

Figura 110. Resultados de la hidrosiembra después de seis meses en el Sector 2 (desde noviembre de 2016 hasta mayo de 2017)	140
Figura 111. Sector 2 en febrero de 2020 (3 años y 3 meses después de la siembra)....	141
Figura 112. Sector 2 en noviembre de 2020 (cuatro años después de la siembra).....	141
Figura 113. Guía y red protectora del árbol en febrero 2020	142
Figura 114. Sector 2 en febrero 2020	143
Figura 115. Sector 2 en noviembre de 2020.....	143
Figura 116. Sector 3 en noviembre de 2016 y en abril de 2018.....	144
Figura 117. Otra vista del Sector 3 de la escombrera en febrero de 2020.....	144
Figura 118. Área plana superior del Sector 3 de la escombrera en febrero de 2020 (izquierda) y en noviembre de 2020 (derecha)	144
Figura 119. Proyección de la hidrosiembra (foto tomada en octubre de 2019).....	145
Figura 120. Ilex aquifolium en noviembre de 2020, Sector 3 de la escombrera.....	145
Figura 121. Acer pseudoplatanus en noviembre de 2020, Sector 3 de la escombrera .	146
Figura 122. Betula alba en noviembre de 2020, Sector 3 de la escombrera.....	146
Figura 123. Fraxinus excelsior en noviembre de 2020, Sector 3 de la escombrera	147
Figura 124. Explotación del Sector 4 en noviembre 2020	147
Figura 125. Sector 4 en octubre de 2016 y en abril de 2018	148
Figura 126. Orografía inicial del Sector 4 en 2015	148
Figura 127. Orografía actual del Sector 4 en 2021.....	148
Figura 128. Ponderación de los servicios de ecosistemas de no aprovisionamiento con la biodiversidad como punto de referencia (WINPRE).....	151
Figura 129. Valor del servicio de ecosistemas de temperatura (WINPRE)	152
Figura 130. Valor del servicio de ecosistemas de humedad (WINPRE).....	152
Figura 131. Valor del servicio de ecosistemas de flujo de agua (WINPRE)	153
Figura 132. Valor del servicio de ecosistemas de erosión (WINPRE).....	153
Figura 133. Valor del servicio de ecosistemas de purificación de aire (WINPRE)	153
Figura 134. Valor del servicio de ecosistemas de captura de carbono (WINPRE).....	154
Figura 135. Valor del servicio de ecosistema de Biodiversidad (WINPRE)	156
Figura 136. Precios de los permisos de emisión de carbono de la Unión Europea desde julio de 2012 (adaptado de EMBER, 2022 y Trading Economics, 2022). Las líneas de puntos representan distintos periodos de precios estables.....	158

**RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN.
UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.**

Figura 137. Ponderación de los servicios de ecosistemas de no aprovisionamiento con la biodiversidad como referencia, incluida la riqueza el nuevo servicio de ecosistemas. 160

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Situación de la Estación Meteorológica de Oviedo (datosclima.es)	9
Tabla 2. Valores de Resistencia a la compresión de las rocas de la zona de estudio	34
Tabla 3. Concesiones mineras de la zona de estudio.....	35
Tabla 4. Coordenadas aproximadas de los pozos Figaredo: San Inocencio y San Vicente (IBERPIX)	36
Tabla 5. Características de la escombrera de Figaredo (Elaboración propia)	44
Tabla 6. Composición teórica de los estériles del carbón (González Moradas, 1991)...	46
Tabla 7. Composición química media de los estériles de carbón españoles (CEDEX, 2011).....	47
Tabla 8. Características del todo-uno menor de 50 mm de los estériles de carbón (CEDEX, 2011)	48
Tabla 9. Características técnicas de la caldera (HUNOSA)	49
Tabla 10. Inventario de mapas: relación entre escala y necesidades satisfechas (HUNOSA).....	51
Tabla 11. Coste de la adquisición de datos (CCT) de los satélites de observación de la Tierra.....	52
Tabla 12. Nomenclatura de CORINE Land Cover (adaptado de Corine Land Cover, 2018).....	58
Tabla 13. Servicios de ecosistemas, indicadores y método de evaluación de zonas de explotación de las Minas Mibrag (adaptado de Larondelle y Haase, 2012).....	66
Tabla 14. Servicios de ecosistemas, indicadores y unidades importantes en los ecosistemas urbanos (adaptado de Kain et al., 2016)	67
Tabla 15. Descripción general de los indicadores, unidades de cuantificación, principales fuentes de datos y referencias clave utilizadas en el estudio de la región metropolitana de Barcelona (adaptado de Baró et al., 2017).....	68
Tabla 16. Clasificación de servicios de ecosistemas adaptada de acuerdo con el marco CICES 4.3 (adaptada de Pueffel et al., 2018)	69
Tabla 17. Ubicación de sondeos y calicatas (HUNOSA, 2015).....	72
Tabla 18. Relación de los valores acumulados de la fracción granulométrica (HUNOSA, 2015).....	73
Tabla 19. Resumen de las muestras tomadas en los sondeos del Sector 4	74

Tabla 20. Correspondencia entre clases Corine Land Cover (CLC) y tipos de ecosistemas (adaptado de Maes et al., 2013).....	96
Tabla 21. Emisividad térmica para las diferentes clases de CLC.....	106
Tabla 22. Potencial de evapotranspiración para las diferentes clases de CLC.....	107
Tabla 23. Escorrentía para las diferentes clases de CLC.....	109
Tabla 24. Erosión del suelo para las diferentes clases de CLC	110
Tabla 25. Deposición seca de contaminantes para las diferentes clases de CLC	111
Tabla 26. Almacenamiento de carbono sobre la superficie para las diferentes clases de CLC.....	112
Tabla 27. Impacto en la biodiversidad e índice de impacto normalizado respectivo (adaptado de Haase et al., 2014).....	114
Tabla 28. Descripción general de los indicadores de servicios de ecosistemas, métodos de cuantificación y referencias primarias utilizados en el estudio de caso de la escombrera de Figaredo	114
Tabla 29. Resultados de escenarios para servicios de ecosistemas en 2050 (adaptado del Millenium Ecosystem Assessment, 2005).....	118
Tabla 30. Políticas de planificación espacial seleccionadas para el estudio (adaptado de Schwarz et al., 2011)	120
Tabla 31. Reglas de transición para traducir las políticas de planificación en cambios en el uso de la tierra (adaptado de Schwarz et al., 2011)	120
Tabla 32. Procedimientos de transformación para los tres escenarios desarrollados a partir de documentos de planificación actuales (adaptado de Larondelle & Haase, 2012)	121
Tabla 33. Lista de hipótesis en la evaluación de los escenarios	124
Tabla 34. Componentes y proporciones de la siembra (HUNOSA, 2008)	131
Tabla 35. Costes de plantación y mantenimiento (HUNOSA).....	133
Tabla 36. Análisis de suelo semestrales en la escombrera de Figaredo	136
Tabla 37. Análisis de muestras de agua en Cabojal (HUNOSA)	136
Tabla 38. Análisis de muestras de agua-manantial de Sarabia (HUNOSA)	137
Tabla 39. Análisis de muestras de agua en el río Turón, aguas abajo de la escombrera (HUNOSA).....	137
Tabla 40. Composición de las semillas en el sector 1 de la escombrera (HUNOSA)..	138

Tabla 41. Componentes y dosificación de la hidrosiembra en el Sector 2 de la escombrera (HUNOSA).....	140
Tabla 42. Composición de las semillas herbáceas en el Sector 2 de la escombrera (HUNOSA).....	140
Tabla 43. Composición de las semillas de arbustos en el Sector 2 de la escombrera (HUNOSA).....	140
Tabla 44. Plantas usadas en el Sector 2 de la escombrera (HUNOSA).....	142
Tabla 45. Plantas utilizadas en el Sector 3 de la escombrera (HUNOSA).....	145
Tabla 46. Contribución máxima de servicios de ecosistemas por hectárea.....	155
Tabla 47. Valor total por hectárea de los escenarios considerados	155
Tabla 48. Valor total actualizado por ha de los distintos escenarios.....	156
Tabla 49. Nueva contribución máxima de servicios de ecosistemas por ha de acuerdo con la fase 4 de EU Emissions Trading System (2015).....	158
Tabla 50. Nuevo valor total por ha de los escenarios considerados de acuerdo con la fase 4 de EU Emissions Trading System (2015)	159
Tabla 51. Nueva contribución máxima de los servicios ecosistémicos por hectárea según la fase 4 del EU Emissions Trading System (2015), incluida la riqueza.....	161
Tabla 52. Nuevo valor total por hectárea de los escenarios considerados según la fase 4 EU Emissions Trading System (2015), incluida la riqueza como nuevo servicio de ecosistemas	161

1.- INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

1.1. Introducción

El estudio de los ecosistemas proporciona un marco valioso para analizar y actuar sobre los vínculos existentes entre las personas y el medio ambiente. Los ecosistemas pueden definirse como complejos dinámicos de comunidades de plantas, animales, microorganismos y el medio no vivo, que interactúan como una unidad funcional y coherente.

Los ecosistemas afectados por la minería en general, y la minería del carbón en particular, son difíciles de restaurar (Zástěrová et al., 2015). Esto es posible a un cierto nivel estructural y funcional, pero en comparación con su estado original o natural, en última instancia, suele suceder una pérdida de capacidad para brindar beneficios a la sociedad tales como suministro, regulación y purificación de agua, aire fresco, biodiversidad, etc. (Morrel et al., 2015; Larondelle y Haase, 2012 y Goldan et al., 2012).

Las Best Available Techniques - BAT (MWEI BREF, 2016), son el documento de referencia para la gestión de los residuos procedentes de las industrias extractivas, de conformidad con la Directiva 2006/21/CE, que establece los criterios fundamentales para los procesos de cierre siendo una revisión del MTWR BREF (2009); y que exige tener en cuenta a la hora de acometer la restauración de dichas áreas los siguientes aspectos:

- La estabilidad física y química de las estructuras antrópicas.
- La restauración del ambiente biológico a un ecosistema natural equilibrado típico de la zona, o en tal estado que estimula y permite la rehabilitación natural y/o la reintroducción de un ambiente diverso y biológicamente estable.
- Evitar la entrada de los contaminantes físicos o químicos que puedan degradar el medio ambiente.
- Adecuarse a las exigencias y especificaciones de la ubicación del área en términos de factores climáticos y geográficos.
- Optimizar las oportunidades para restaurar el terreno y la mejora de su uso siempre que sea apropiado y/o económicamente factible.
- Rehabilitar dando a la tierra un uso óptimo y compatible con el área circundante y con los requisitos de la comunidad local.
- Disponer de fondos adecuados y apropiados para asegurar la implementación del plan de cierre.
- Tener en cuenta las oportunidades para las comunidades locales cuyos medios de subsistencia pueden depender de las consecuencias económicas de las actividades mineras.

Por otra parte, el 3 de mayo de 2011 la Comisión Europea adoptó la Estrategia de Biodiversidad de la UE (2011) para detener la pérdida de biodiversidad y mejorar el estado de las especies, hábitats, ecosistemas y los servicios que brindarán en la próxima década, mientras se intensifica la contribución del conjunto de la Unión Europea para evitar la

pérdida de biodiversidad global. Esta estrategia se centra en seis objetivos para abordar las principales presiones sobre la naturaleza y los servicios de los ecosistemas, estableciendo las bases políticas para su acción.

Además de detener la pérdida de biodiversidad, la nueva estrategia también destaca en su segundo objetivo, por primera vez, el inmenso valor de los servicios de los ecosistemas y la necesidad urgente de mantenerlos y restaurarlos en beneficio de la naturaleza y la sociedad.

Bajo este objetivo las acciones buscarán mejorar el conocimiento de los ecosistemas y sus servicios en la Unión Europea (Acción 5), establecer prioridades para restaurar (Acción 6), y evitar una pérdida neta de la biodiversidad y los servicios de ecosistemas (Acción 7). Esto se logrará mediante proyectos, planes y programas de biodiversidad financiados de la Unión Europea, garantizando que cualquier impacto residual inevitable sea compensado.

Finalmente, el 20 de julio de 2016 la Comisión Europea presentó una propuesta legislativa para integrar las emisiones de gases de efecto invernadero y los que provienen del uso del suelo, el cambio de uso del suelo y la silvicultura en el marco climático y energético 2030 (Land use, land use-change and forestry, 2000).

La propuesta establece un compromiso vinculante para cada Estado miembro de garantizar que las emisiones contabilizadas del uso del suelo se compensen enteramente por una captura equivalente de CO₂ de la atmósfera, lo que se conoce como la "no debit rule", y de legislar este compromiso de la Unión Europea para el período 2021-2030.

A partir de este punto, las empresas mineras deben tener en cuenta los impactos ambientales y los riesgos derivados de los residuos generados durante las operaciones (rocas, residuos gruesos y finos y lodos de flotación), generalmente acumulados en escombreras. Estos residuos se producen principalmente por la minería subterránea, ya que los estériles de la minería a cielo abierto se utilizan generalmente para restaurar el sitio tras la extracción, y además, el lignito normalmente no se procesa.

Una evaluación del riesgo ambiental determinará los impactos y riesgos ambientales de los residuos acumulados, sus causas, consecuencias y probabilidades, proporcionando una base para las decisiones acerca de los enfoques más apropiados para su tratamiento. Al mismo tiempo, la gran huella paisajística requiere que los lugares sean restaurados y preparados para su uso posterior. Por lo tanto, es necesaria una estrategia de gestión que integre todos estos riesgos.

Otro concepto que sustenta esta tesis es que prácticamente no hay información disponible sobre el coste-efectividad medioambiental de la restauración minera (Wang et al., 2017; Aronson y Alexander, 2013; Rey Benayas et al., 2009). Dentro del sector privado, algunas empresas mineras con visión de futuro están haciendo algunos movimientos preliminares,

pero aún queda mucho por hacer para conseguir que la restauración se convierta en un esfuerzo empresarial importante.

Los defensores y los profesionales de la restauración eran reticentes en el pasado a explorar los análisis ambientales coste-beneficio, bien por falta de datos y conocimientos técnicos, bien por temor a que una relación coste-beneficio elevada desalentara las políticas de inversión y pro-restauración. Con esta tesis se pretende demostrar que los análisis medioambientales coste-beneficio pueden, de hecho, ayudar a defender la restauración en lugar de dañarla.

Pero ¿cómo abordar los costes y beneficios ambientales de la restauración? Un marco valioso para analizar y actuar sobre los vínculos entre las personas y el medio ambiente son los "ecosistemas". Su importancia para la sociedad humana incluye todas las dimensiones existentes dentro de los criterios fundamentales antes mencionados para los procesos de cierre: ecológicos, socioculturales y económicos.

En la literatura reciente, los vínculos entre los ecosistemas y la economía a menudo se describen utilizando el concepto innovador de "servicios de ecosistemas", o flujos de valor a las sociedades humanas como resultado del estado y cantidad de capital natural (Jayachandran et al., 2017; Pascual et al., 2017, Wegner, 2016). También pueden definirse como los beneficios que la gente obtiene de los ecosistemas, y pueden clasificarse en tres grupos: servicios de aprovisionamiento, servicios de regulación y mantenimiento y servicios culturales (Haines-Young, R. y Potschin, M. B., 2018).

Los servicios de aprovisionamiento son aquellos que cubren todos los productos nutricionales, no nutricionales, los productos energéticos de los sistemas vivos, los productos abióticos (incluido el agua) y el ecosistema abiótico acuoso y no acuoso.

Los servicios de regulación y mantenimiento hacen referencia a los procesos ecológicos beneficiosos para el bienestar humano, es decir, todas las formas en que los organismos vivos pueden mediar o moderar el ambiente ambiental que afecta la salud humana, la seguridad o la comodidad, junto con equivalentes abióticos.

Los servicios culturales son aquellos que contribuyen a la formación y al mantenimiento de valores y prácticas culturales, es decir, aquellos entornos, ubicaciones o situaciones ambientales que dan lugar a cambios en los estados físicos o mentales de las personas.

En esta tesis se utilizará este concepto para rellenar la brecha entre la ciencia de los ecosistemas y la aplicación práctica de este conocimiento en la toma de decisiones de restauración, vinculando los sistemas socioeconómicos con los ecosistemas a través del flujo de servicios, como parte de una evaluación integrada de riesgos ambientales en la que todos los impactos y riesgos serán considerados simultáneamente.

Para lograr este objetivo, debe realizarse una valoración de los servicios de ecosistemas proporcionados por estrategias/técnicas alternativas de restauración que sean factibles,

para así poder evaluar su contribución al bienestar humano, comprender los incentivos que tienen los que toman las decisiones en la gestión de ecosistemas y evaluar las consecuencias de los cursos de acción alternativos.

Una evaluación integrada del riesgo ambiental, junto con la consideración de múltiples servicios de ecosistemas basados en distintos escenarios permitirán a los responsables de la toma de decisiones identificar alternativas óptimas e idear estrategias de restauración adecuadas, al tiempo que se fomentará un uso más sostenible de los recursos de carbón.

Esta tesis representa un intento de integrar y de vincular los campos de la restauración de los residuos de la minería, sus impactos y riesgos ambientales y el concepto de servicios de ecosistemas, aportando el siguiente valor añadido:

- Actualizará los procedimientos existentes de rehabilitación de residuos mineros a nuevos objetivos de restauración dentro del marco de una nueva estrategia de gestión de riesgos, abordando todos los impactos y riesgos ambientales, al tiempo que se garantiza una correcta planificación del área afectada.
- Contribuirá a que la restauración de las escombreras sea un esfuerzo general dentro de la industria de la minería, ayudando a crear nuevas estrategias empresariales que aborden los riesgos y oportunidades identificados, catalizando el desarrollo de nuevos empleos y mejorando los resultados socioeconómicos.
- Aumentará la aplicación de las políticas de la Unión Europea por las empresas mineras: gestión de residuos (Directiva 2006/21/CE sobre gestión de residuos de las industrias extractivas), clima (Uso del suelo, cambio de uso del suelo y silvicultura, 2016) y la biodiversidad (Estrategia de la UE sobre la diversidad biológica, 2011).
- Conducir la industria minera dentro de la era de la ecología, ayudando a colocarla en la vanguardia ambiental de todas las industrias.
- Por último, contribuir a lograr un acceso fiable y no distorsionado al carbón a nivel de la Unión Europea y a nivel mundial, ayudando a recuperar el apoyo comunitario y gubernamental a la industria del carbón, respondiendo a las preocupaciones y la percepción de lo público para mantener sus actividades actuales y lo más importante, para poder desarrollar proyectos futuros bajo aceptación social.

1.2. Objetivos

Esta tesis está enfocada en minimizar el impacto ambiental de las operaciones mineras en la atmósfera, el agua y la superficie y tiene como objetivo desarrollar una estrategia integrada de gestión con respecto a los impactos ambientales y los riesgos causados por las escombreras mineras.

Utilizará un enfoque innovador de "servicios de ecosistemas", cambiando los procedimientos de rehabilitación de los residuos mineros a nuevos objetivos de restauración,

permitiendo una planificación y priorización óptimas de la recuperación de las escombreras en cualquier área afectada por la minería.

Los objetivos son:

1. Proporcionar una valoración de las zonas afectadas por los diferentes yacimientos de carbón, sus ecosistemas y servicios de ecosistemas en Europa.
2. Monitorizar, evaluar e informar de estrategias y técnicas alternativas de restauración de las escombreras para cuantificar los costes de estas acciones, abordar los impactos y riesgos detectados y apoyar la evaluación de escenarios alternativos.
3. Desarrollar un marco de estrategia integrada de gestión de riesgos para la recuperación de áreas mineras que permita a los responsables de la toma de decisiones identificar alternativas óptimas e idear estrategias adecuadas de restauración basadas en la prestación de múltiples servicios de ecosistemas, y catalizar el desarrollo de nuevos empleos.
4. Proporcionar "Directrices sobre mejores prácticas" dirigidas tanto a los profesionales como a los responsables de la formulación de políticas, orientando sobre las cuestiones que deben tenerse en cuenta para la aplicación de las políticas de la Unión Europea por las empresas mineras de carbón.

1.4. Metodología

El enfoque de esta tesis se basa en la idea de que las decisiones de gestión adoptadas como resultado de una evaluación del riesgo ambiental implican en general compensaciones entre los servicios de los ecosistemas y que la evaluación cuantitativa y científicamente fundada de estas compensaciones es el ingrediente necesario para una toma de decisiones sólida.

Con el fin de proporcionar una primera evaluación de las diferentes zonas afectadas, sus ecosistemas y servicios de ecosistemas, esta tesis utilizará un caso práctico para cartografiar, cuantificar y valorar el suministro de servicios de ecosistemas.

Se han seleccionado las escombreras de los pozos San Vicente y San Inocencio, también conocidos por los pozos Figaredo (Asturias, España), que son propiedad de Hulleras del Norte S.A. (HUNOSA) que está llevando a cabo la reutilización de los residuos de esta mina de carbón subterránea actualmente cerrada. Esta escombrera está dividida en 4 sectores: el Sector 1 que ya ha sido restaurado; el Sector 2 que está en proceso de restauración; el sector 4 que está siendo explotado para la recuperación del carbón; y el Sector 3 que se utiliza para almacenar los residuos que provienen del Sector 4.

La metodología científica empleada en la investigación se muestra en la Figura 1.

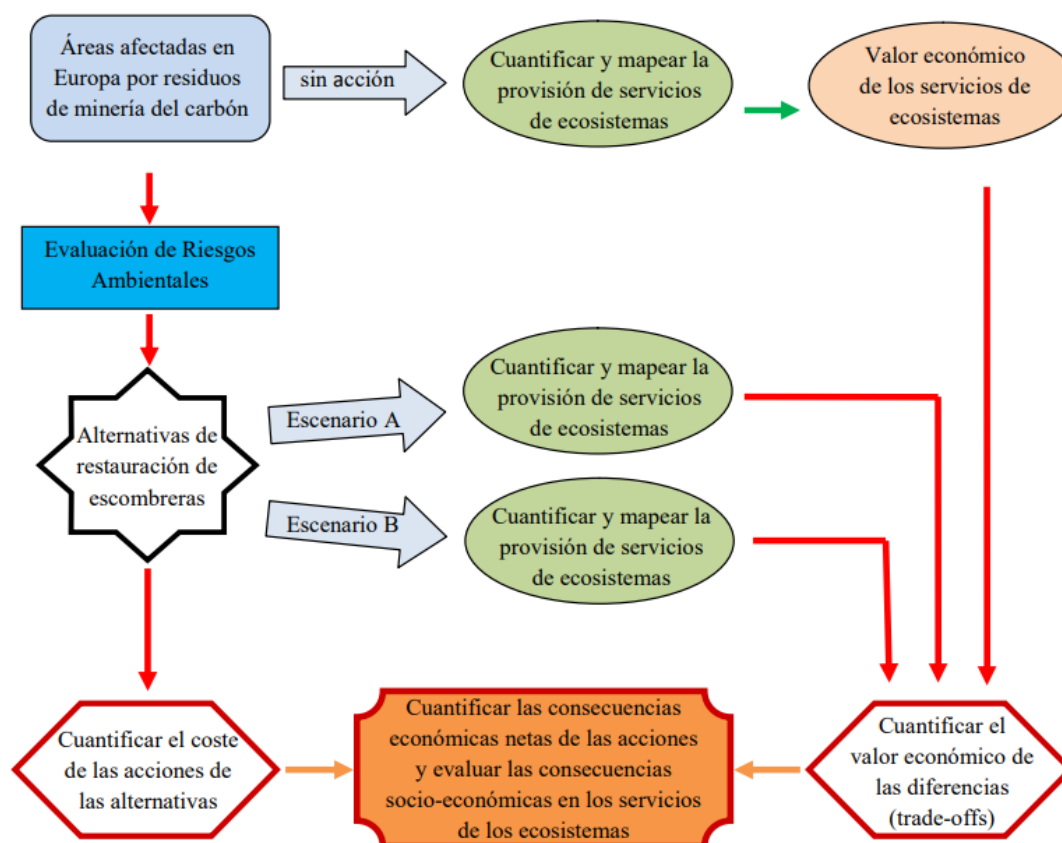


Figura 1. Metodología empleada

2.- CARACTERIZACIÓN GENERAL DE LA ZONA

2.1. Caracterización fisiográfica de la zona de estudio

2.1.1. Situación geográfica

El área de estudio se encuentra en el término municipal de Mieres del Camino en las proximidades de la localidad de Peñule y en la ladera sur del río Turón, tal y como se puede observar en la Figura 2.

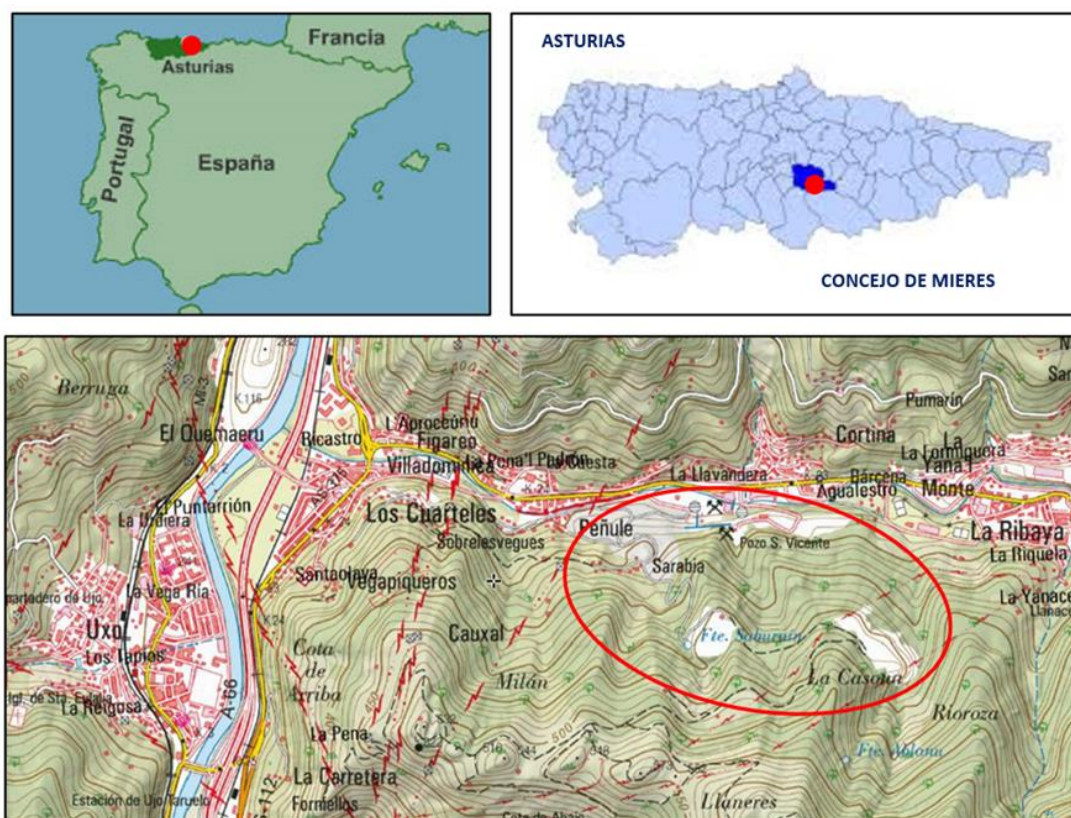


Figura 2. Situación geográfica de la escombrera de Figaredo (Iberpix, 2020)

En la actualidad ya no existe ninguna explotación minera de interior que esté activa en la zona, ya que el área Figaredo, dividida en los pozos San Inocencio y San Vicente (Figura 3), cesó su actividad en el año 2007 tras 69 años de intenso laboreo y cuyos estériles se acumularon en las escombreras de Sarabia y de San Vicente, que juntas forman lo que se denomina en esta tesis, Figaredo.



Figura 3. Castilletes de los pozos San Vicente, izquierda, y San Inocencio, derecha (2020)

2.1.2. Topografía

La Cartografía del Principado a escala 1:5.000 se utilizó como base para la obtención del mapa de superficie actual, estableciendo la situación de los materiales objeto de este estudio entre las cotas +287 y +415 metros sobre el nivel del mar.

Se ha realizado una estimación utilizando la tendencia natural de los terrenos colindantes como base topográfica anterior al depósito, además de información recogida de sondeos y calicatas realizados a lo largo de diferentes campañas.

Todos estos datos se han utilizado para la construcción de los modelos del terreno para la planificación del trabajo minero. El modelo de la escombrera de Sarabia, ya restaurada, ha sido incorporado igualmente al modelo general utilizado.

2.1.3. Climatología

El clima del Principado de Asturias es oceánico y en él predominan los vientos, templados y húmedos, del Atlántico Norte, con pluviosidades y temperaturas que varían en función de la altitud, tal y como muestran los 160 pluviómetros repartidos por la Comunidad Autónoma, entre 900 y 2.000 mm/año.

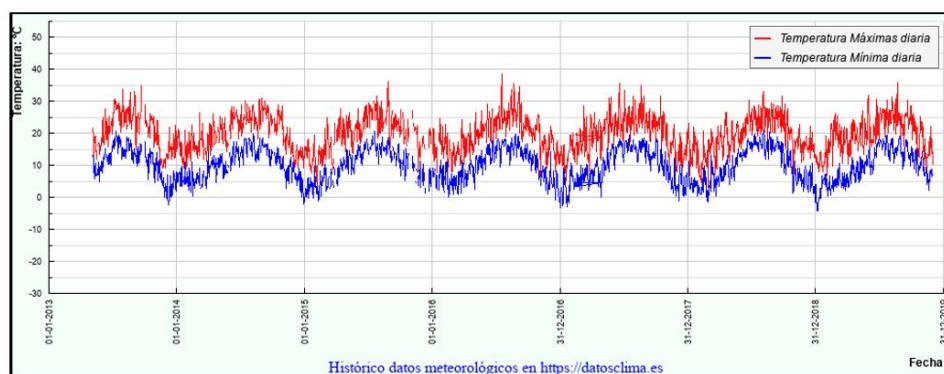
En la Tabla 1, se presentan datos climáticos obtenidos a partir de los datos de las estaciones meteorológicas de Oviedo y de Aller que son las más próximas al área de estudio. Los datos de estas estaciones tienen una extrapolación limitada hacia la escombrera de Figaredo, ya que se encuentra a más de 2.500 m de distancia y las cotas de la escombrera (entre 300 y 450 m.s.n.m.) son diferentes a las cotas a las que se encuentran las citadas estaciones, aunque son bastante representativos.

**RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN.
UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.**

Tabla 1. Situación de la Estación Meteorológica de Oviedo (datosclima.es)

ID. ESTACIÓN	NOMBRE	LATITUD	LONGITUD	ALTITUD
SPE00119828	OVIEDO	43°21'12.0"N	5°52'27.0"W	336 m.
1226X	ALLER	43°05'43.0"N	5°28'37.0"W	750 m.

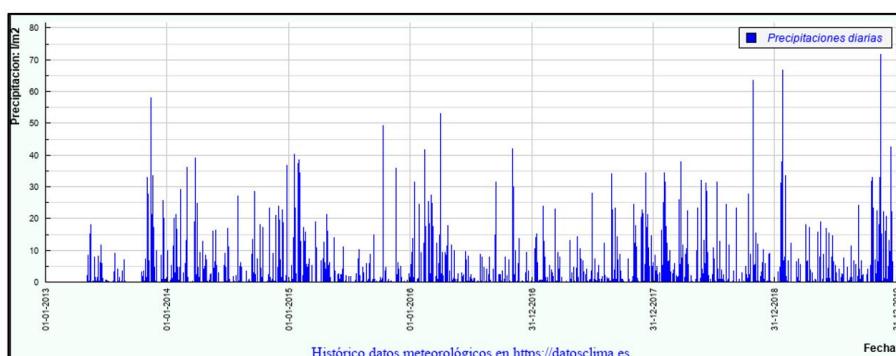
Los valores, para el periodo 2013-2019 medios anuales de temperatura superan los 14°C con una precipitación máxima de 71,6 l/m², como se puede observar en la Figura 4.



CARACTERÍSTICA / VALOR	(Temperatura °C)	FECHA
Temperatura Máxima más alta Registrada:	38.5	18-07-2016
Temperatura Máxima más baja Registrada:	3.0	28-02-2018
Temperatura Mínima más alta Registrada:	21.1	04-08-2018
Temperatura Mínima más baja Registrada:	-4.3	06-01-2019
Mayor diferencia de temperaturas en un mismo día (Tmax-Tmin):	23.5	10-03-2017
Mayor ascenso de temperaturas Máximas en 24 h:	15.1	entre 28-02-2018 y 01-03-2018
Mayor ascenso de temperaturas Mínimas en 24 h:	11.9	entre 03-12-2016 y 04-12-2016
Mayor descenso de Temperaturas máximas en 24h:	15.4	entre 21-06-2017 y 22-06-2017
Mayor descenso de Temperaturas mínimas en 24 h:	7.5	entre 13-10-2018 y 14-10-2018

Figura 4. Gráfico temperatura (°C)-tiempo (años). Valores de temperatura máxima y mínima para el periodo 2013-2019 desde la Estación Meteorológica de Aller (datosclima.es)

La precipitación oscila entre 20 y 40 l/m² en un año seco y entre 70 y 120 l/m² si el año es húmedo, como se puede observar en la Figura 5.



CARACTERÍSTICA	VALOR	FECHA
Máxima precipitación diaria registrada:	71.6 l/m ²	15-11-2019
Precipitación total acumulada en el periodo:	6683.6 l/m ²	

Figura 5. Gráfico precipitación (l/m²)-tiempo (años) y valores de máxima precipitación diaria registrada y total acumulada para el periodo 2013-2019 desde la Estación Meteorológica de Aller (datosclima.es)

Una gran insolación da lugar a una evapotranspiración importante en la época de estiaje. La evapotranspiración potencial es mayor de 700 mm y la real se encuentra entre 600 y 650 mm. La lluvia útil varía entre los 450 y 650 mm.

En el gráfico de la Figura 6 se representa la "máxima diaria media" (línea roja continua) y muestra la media de la temperatura máxima por mes de Figaredo. Del mismo modo, la "mínima diaria media" (línea azul continua) muestra la media de la temperatura mínima. Los días calurosos y noches frías (líneas azules y rojas discontinuas) muestran la media del día más caliente y noche más fría de cada mes en los últimos 30 años.

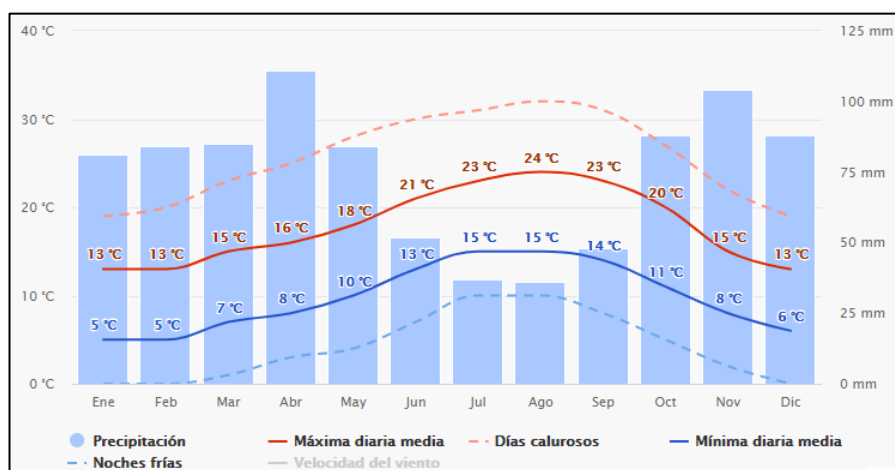
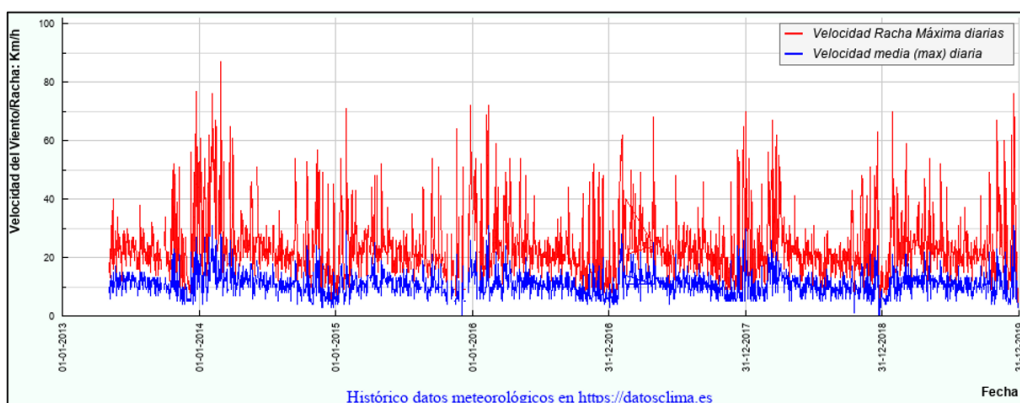


Figura 6. Gráfico de temperaturas medias (°C)-tiempo (meses) y precipitaciones (mm)-tiempo (meses) para el año 2019 (datosclima.es)

En la Figura 7, se puede observar los valores de la velocidad del viento con un máximo de 87 km/h, siendo la media de 8 km/h.

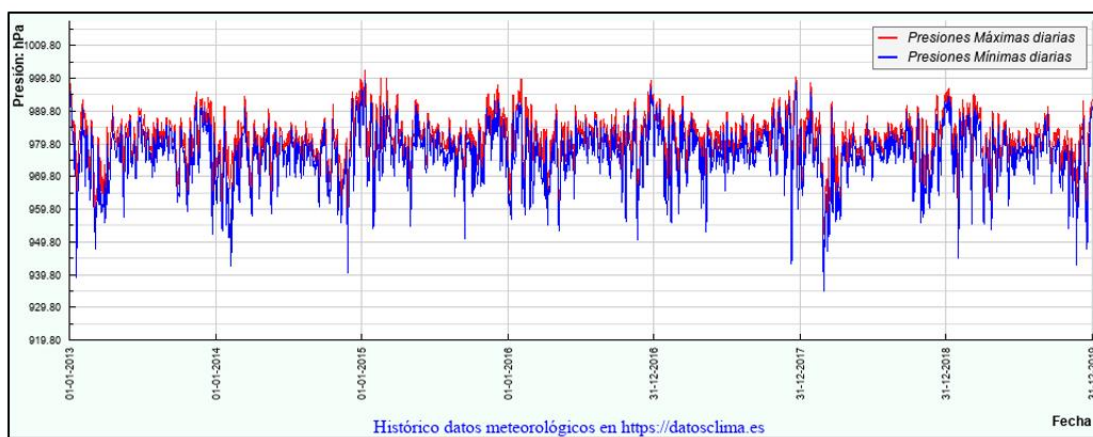


CARACTERÍSTICA / VALOR	(Velocidad m/s)	(Velocidad Km/h)	FECHA	HORA
Racha de Viento más alta Registrada:	24.2	87	28-02-2014	06:20
Velocidad Media más alta Registrada:	2.2	8	07-05-2013	

Figura 7. Gráfico velocidad del viento (km/h)-tiempo (años) para el periodo 2013-2019 desde la Estación Meteorológica de Aller (datosclima.es)

En la Figura 8, se puede observar los valores de la presión frente al tiempo con un máximo de 1.002,2 hPa y un mínimo de 952,1 hPa.

RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN. UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.



CARACTERÍSTICA / VALOR	(Presion hPa)	FECHA
Presión Máxima más alta Registrada:	1002.2	09-01-2015
Presión Máxima más baja Registrada:	952.1	01-03-2018
Presión Mínima más alta Registrada:	999.1	09-01-2015
Presión Mínima más baja Registrada:	934.8	01-03-2018
Mayor diferencia de Presión en un mismo día (Tmax-Tmin):	32.5	10-12-2017
Mayor ascenso de Presión Máxima en 24 h:	22.9	entre 01-02-2019 y 02-02-2019
Mayor ascenso de Presión Mínima en 24 h:	25.9	entre 11-12-2017 y 12-12-2017
Mayor descenso de Presión máxima en 24 h:	22.1	entre 23-12-2013 y 24-12-2013
Mayor descenso de Presión mínima en 24 h:	32.5	entre 09-12-2017 y 10-12-2017

Figura 8. Gráfico de presión (hPa)-tiempo (años) y valores de presión máxima y mínima para el periodo 2013-2019 desde la Estación Meteorológica de Oviedo (datosclima.es)

2.1.4. Hidrología

La escombrera de Figaredo se encuentra en la cuenca hidrográfica del río Turón, que pertenece al tramo medio de la cuenca del río Nalón y se localiza en la vertiente norte de la Cordillera Cantábrica (Figura 9).

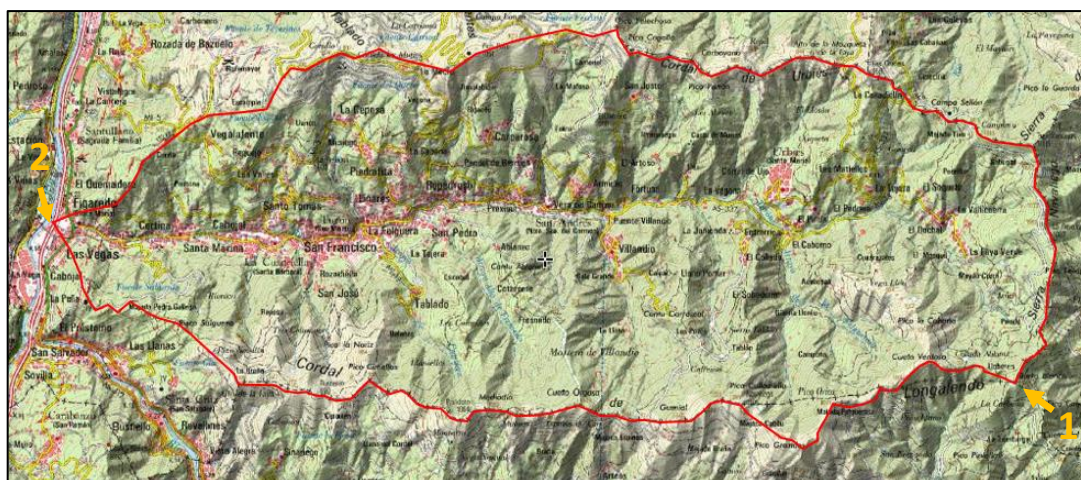


Figura 9. Representación de la forma del valle de Turón con los puntos de cota máxima (Punto 1) y mínimo (Punto 2) señalizados

El valle presenta una morfología elongada de este a oeste, cuyo punto de mayor cota se sitúa al sureste en la divisoria del río Turón, en el pico Burra Blanca (Punto 1), de 1.152 m.s.n.m., situándose su nacimiento próximo a la localidad de Urbiés; su punto más bajo

(Punto 2) se ubica en su desembocadura en el río Caudal (239 m.s.n.m.) a la altura de la localidad de Figaredo.

El río Turón presenta un régimen torrencial y con abundantes aportes procedentes de arroyos afluentes. Se ha estimado un caudal mínimo de 42 l/s, medio de 1.024 l/s y máximo de 30.225 l/s, por lo que existe una gran diferencia entre los caudales máximos (periodos intensos de lluvia) y mínimos (épocas de estiaje).

Se puede observar una pérdida de caudal a causa de la infiltración a través del cauce fluvial debido a la fracturación e incremento de la permeabilidad inducidas por la actividad minera subterránea del pozo Figaredo que posteriormente es bombeada al río. Este caudal se estima en 61 l/s (Jardón, 2010) y comparando el régimen de precipitaciones con el régimen de caudales se puede observar una relación directa entre precipitación y caudal de manera que decrece en los meses de estiaje, de junio a septiembre y las puntas de caudal coinciden con los periodos de precipitación intensa, que se hacen más acusados en los meses de lluvia más continua y menos en los meses de estiaje.

En la Figura 10 se puede observar la forma elongada de la cuenca hidrográfica del río Turón.

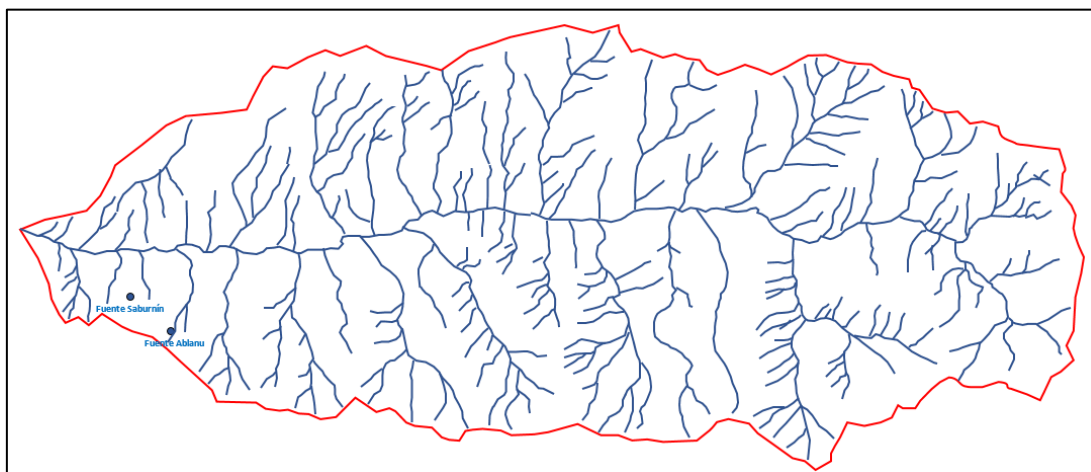


Figura 10. Cuenca hidrográfica del valle de Turón

- HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

En el área de la escombrera de Figaredo se encuentra el arroyo San Vicente, afluente del río Turón, que presenta una actividad estacional, encontrándose seco en las épocas de estiaje. El punto más alto de la zona es el Pico Novalín con 796 m.s.n.m. y el más bajo en el río Turón en la zona de Peñule a 238 m.s.n.m. (Figura 11). En el arroyo San Vicente, cuyo punto base se sitúa en la plaza del pozo San Vicente, existe un muro de contención hecho posiblemente en época de explotaciones mineras a modo de dique, para utilizar el agua para lavar el carbón.

RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN. UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.

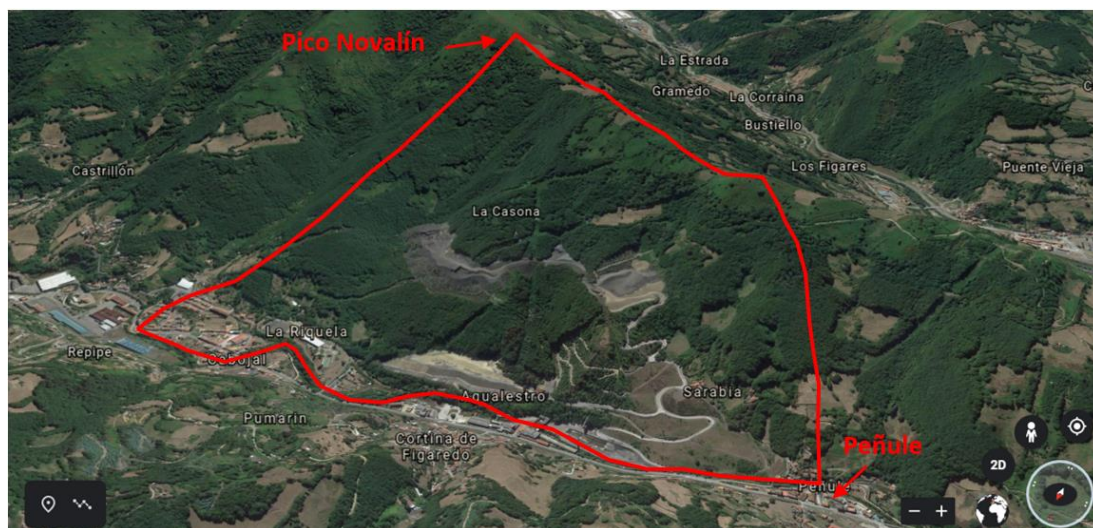


Figura 11. Subcuenca hidrográfica en la zona de estudio

En la zona oeste de la escombrera existe un manantial o fuente, denominada Sarabia o Saburnín, desde la cual hay una captación por tubería de hormigón que llega hasta el arroyo San Vicente (Figura 12).



Figura 12. Subcuenca hidrográfica de drenaje en la zona de estudio

El agua de escorrentía se conduce en la escombrera a través de una serie de cunetas que lo dirigen en determinados puntos hacia el río Turón.

- HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

El área de estudio pertenece a la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico (R.D. 266/2008), dentro de la denominada “Masa de Agua 012.012 Cuenca Carbonífera Asturiana”.

Respecto a los manantiales o fuentes, se ha localizado la fuente de Sarabia o Saburnín en la zona oeste de la escombrera, que en la actualidad se utiliza como abrevadero. Inicialmente, según fuentes del lugar, su punto de surgencia provenía de la ladera y

posteriormente fue tapado por escombrera. Desde esta zona existe una captación por tubería de hormigón que llega hasta el arroyo San Vicente, creada en época de explotación minera para usar el agua para lavar el carbón.

2.2. Caracterización geológica de la zona de estudio

2.2.1. Generalidades

Desde el punto de vista estructural general, el yacimiento objeto del estudio, se enmarca a gran escala en la Zona Cantábrica del macizo hercínico español, también denominado Macizo Ibérico o Hespérico (Figura 13).

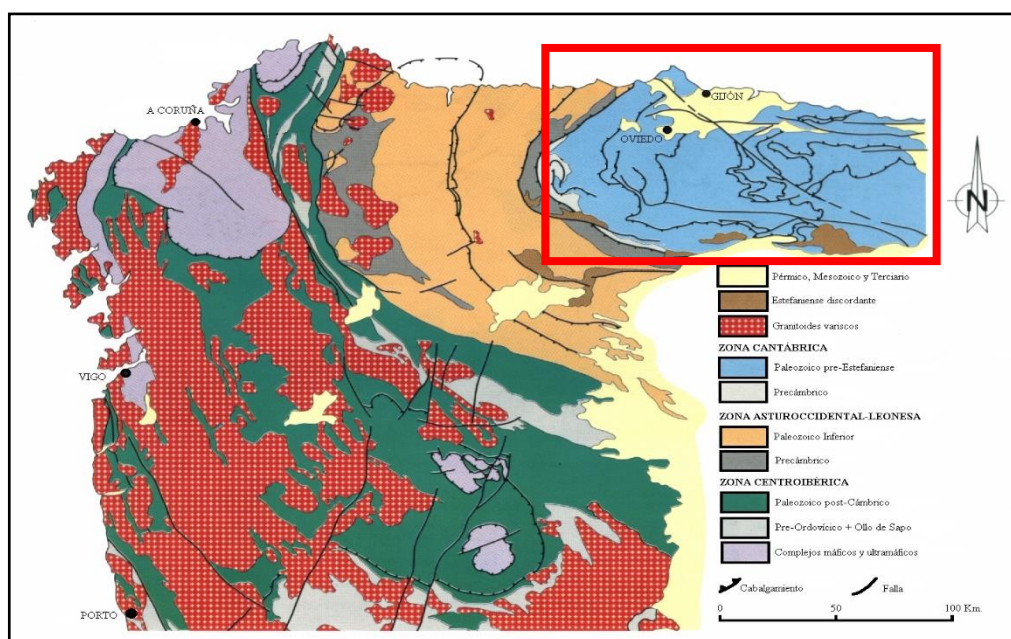


Figura 13. Zonas del Macizo Hespérico de Lotze (Aramburu y Bastida, 1995)

Este macizo ibérico fue dividido por Lotze (1945) en varias zonas, que se diferencian por sus características paleogeográficas y estructurales. Esta división fue modificada posteriormente por Julivert (1983) en las siguientes zonas: Cantábrica, Asturoccidental-leonesa, Centroibérica, Ossa-Morena y Surportuguesa (Figura 14)

A su vez, la Zona Cantábrica se subdivide, según Julivert (1983), en las regiones que se enumeran a continuación:

- Región de Pliegues y Mantos
- Cuenca Carbonífera Central
- Región de Mantos (o región del Manto de Ponga)
- Picos de Europa
- Región del Pisuerga–Carrión, esta última fuera del territorio asturiano.

Se ha escogido esta zonificación tradicional debido a que se trata de una situación general, aunque existen trabajos, más modernos, que realizan una distribución mucho más detallada.

El macizo Hespérico está constituido, en general, por rocas precámbricas y paleozoicas que sufrieron el intenso plegamiento y fracturación de la orogenia Hercínica o Varisca.

Dentro de dicha Zona Cantábrica, la cuenca carbonífera central asturiana ocupa la concavidad más interna del llamado Arco o Rodilla Astúrica. La orogenia Hercínica tuvo lugar precisamente a finales del periodo Carbonífero y, por tanto, lo más probable es que tuviera lugar con los sedimentos hulleros aún en fase de consolidación. Esto se traducirá en multitud de fenómenos mineros en los que es difícil discernir la componente sedimentaria de la tectónica. Aun así, la cuenca se vio libre, en general de los procesos de metamorfismo y magmatismo que sufrieron otras zonas de la vieja cordillera Hercínica, excepto casos puntuales en los que se puede observar cierta esquistosidad grosera e incluso algún episodio volcánico como atestiguan los dos tonsteins que se han podido localizar en las capas Lozanita y 2º Refugio.

El área de estudio se encuentra localizada dentro de la Zona Cantábrica y en la cuenca carbonífera central. Está situada en un medio geológico muy tectonizado que ha dado lugar a numerosos problemas desde el punto de vista del laboreo. Esa tectonización se ha virtualizado en un modelo de “caja de huevos” formado por una sucesión de domos y cubetas (anticlinales y sinclinales cerrados en sí mismos) que, básicamente, responden a la alineación de tres grandes sinclinales:

- Sinclinal de San Fernando-cubeta de San Mamés.
- Sinclinal de Moreda-El Entrego.
- Sinclinal de Barredo-Sama.

Durante el emplazamiento de los mantos se desarrolló un sistema de pliegues longitudinales cuyos ejes se disponen, en general, en dirección Nordeste-Suroeste, respondiendo a esfuerzos en dirección complementaria y sentido principal hacia el Sureste.

Pese a que los esfuerzos principales parecen obedecer a un sentido principal desde el Noroeste al Sureste, la experiencia demuestra que eso sólo es claro al Sur de la franja central ocupada por el anticlinal del Polio, es decir, en la cuenca del Caudal-Aller. En la cuenca del Nalón-Siero más bien parece lo contrario con lo cual se podría definir una zona de cizalla intermedia que explicaría la gran tectonización de dicha franja central (Falla de Polio, Falla del Casar, Anticlinal Complejo de Santa Rosa, etc.).

Con posterioridad al desarrollo de esas estructuras se produce un plegamiento transversal que dota a los pliegues longitudinales de cabeceos, respondiendo a un acortamiento más o menos perpendicular al anterior sentido Noroeste-Sureste de los esfuerzos (Figura 14).

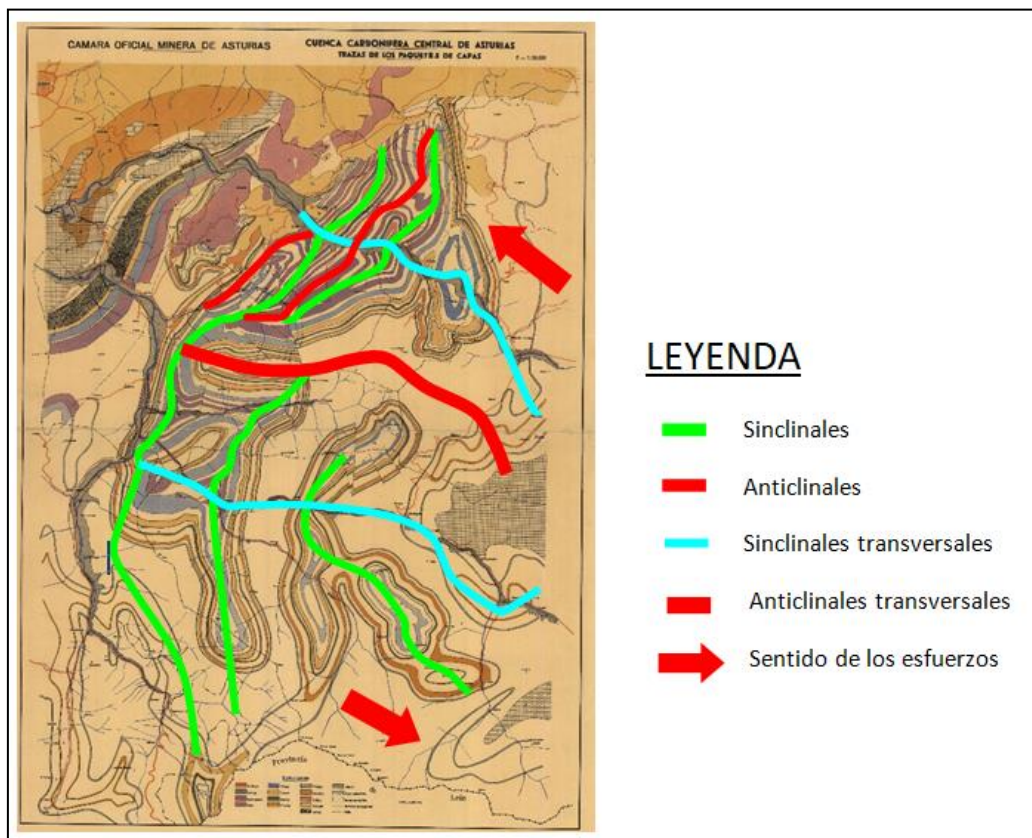


Figura 14. Plegamientos de la cuenca carbonífera central asturiana (elaborado a partir del plano de la Cámara oficial minera de Asturias, 1970)

El yacimiento está además afectado por una serie de fracturas asociadas, en primer lugar, a los sistemas de plegamientos que lo han originado. Así mismo, existen fallas posteriores que modifican la estructura general y restringen, en gran medida, la existencia de campos de explotación amplios y tectónicamente estables, lo que da lugar a un yacimiento muy compartimentado.

2.2.2. Estratigrafía

2.2.2.1. Descripción General

Desde el punto de vista estratigráfico y sedimentológico, los materiales presentes en el área de estudio pertenecen al periodo Carbonífero, que es el penúltimo de la Era Primaria o Paleozoica. El Carbonífero tuvo una duración aproximada de unos 60 millones de años (desde hace unos 360 hasta hace unos 300 millones de años) a lo largo de los cuales se formaron y plegaron unos seis mil metros de sedimentos. La mitad superior de esta columna es la que contiene los principales pasos hulleros. El tramo hullero de la cuenca carbonífera central se desarrolló durante unos 10 millones de años (desde hace 315 hasta hace 305 millones de años) y su eje cronográfico se sitúa en torno a los 310 millones de años de antigüedad. En una escala relativa la columna hullera tiene una edad entre Namuriense B y Westfaliense C-D que es donde se instalan la mayoría de las capas de carbón (Figura 15).

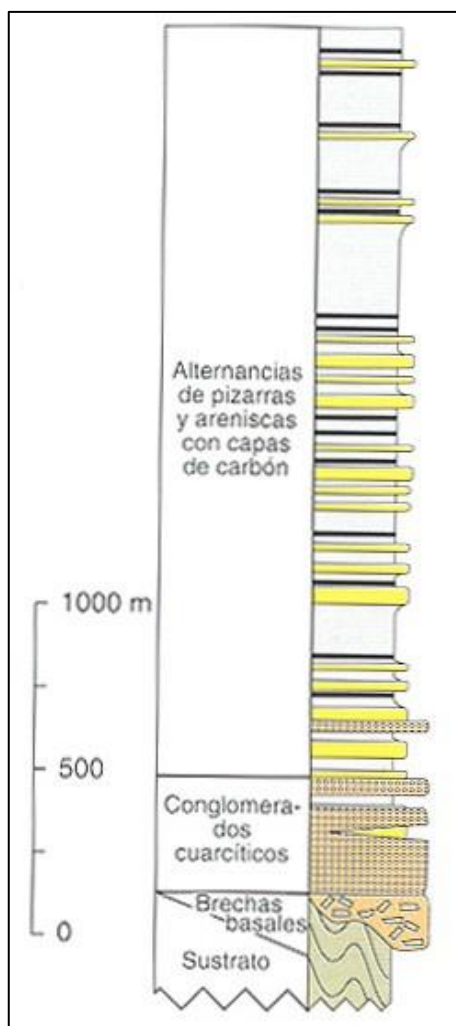


Figura 15. Columna estratigráfica general de la cuenca carbonífera central asturiana (Aramburu, C. y Bastida, F., 1995)

Como resultado de la evolución tecto-sedimentaria durante el Carbonífero Superior se depositaron cerca de un centenar de niveles carbonosos. Algo menos de la mitad poseen espesores medios explotables (0,80 a 2,00 m). Junto con el carbón se sedimentaron otros materiales, principalmente areniscas y lutitas, acompañados con menor frecuencia por delgados niveles de calizas, margas y conglomerados.

Los 6.000 m de columna estratigráfica (Figura 16) descansan encima de la caliza Griotte (Formación Alba) sobre la que se sitúa la caliza de Montaña. A partir de ahí, la serie fue dividida por el francés Barrois en el siglo XIX en dos grandes paquetes, ya en desuso, que conviene recordar que fueron denominados “Grupo Lena” el inferior improductivo y “Grupo Sama” el superior o productivo.

El Grupo Lena incluye, de muro a techo, los paquetes Fresnedo, Levinco, Llanón y Tenedyón; mientras que el Grupo Sama incluye el resto de los paquetes conocidos (Figura 16), es decir: Caleras, Generalas, San Antonio, María Luisa, Sotón, Enterrerregueras, Sorriego y Modesta-Oscura.

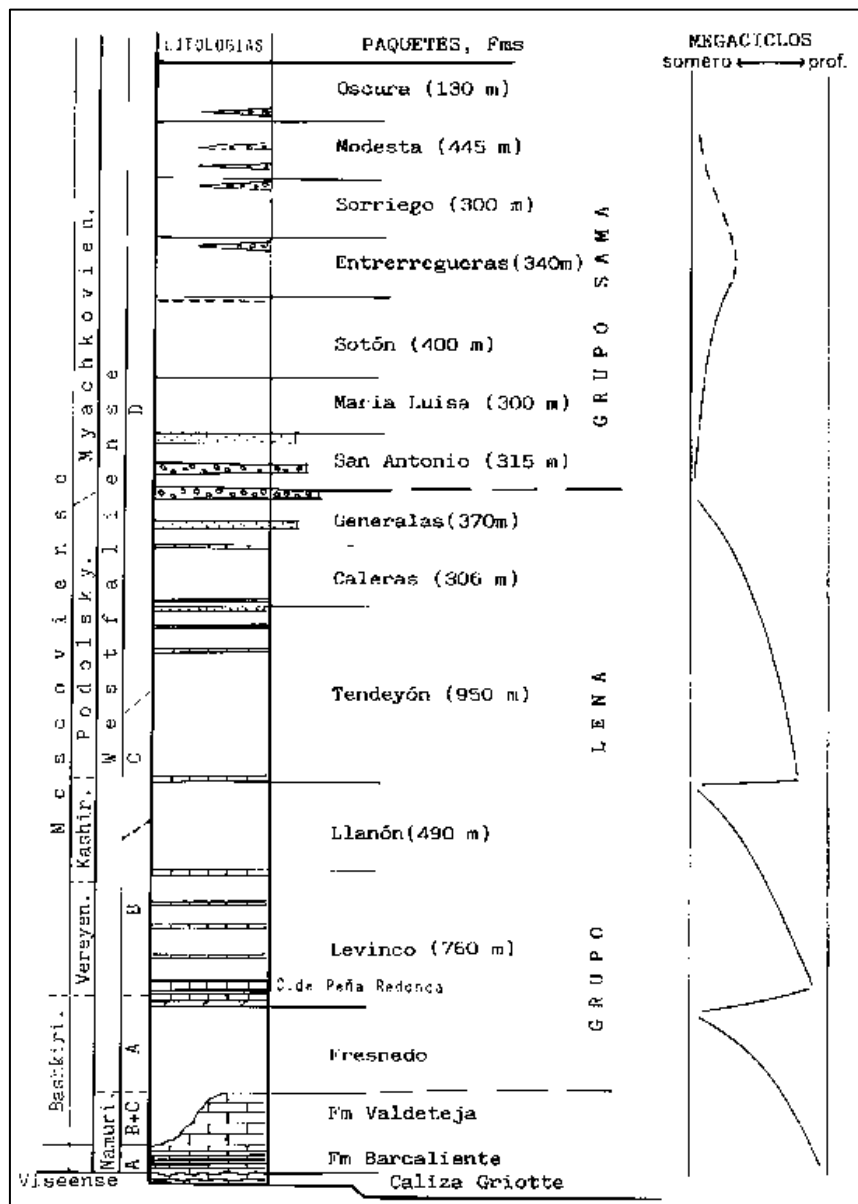


Figura 16. Serie estratigráfica general de la cuenca carbonífera central asturiana (Salvador, 1991)

El “Grupo Lena” tiene predominio de facies marinas, caracterizadas por frecuentes intercalaciones de calizas y con escasas y delgadas capas de carbón. Por el contrario, el “Grupo Sama”, se caracteriza por un gran incremento de los materiales terrígenos (areniscas y lutitas más o menos arenosas) entre las cuales se desarrollaron numerosos episodios de carbón con frecuentes capas explotables.

En esta mitad superior del carbonífero asturiano las calizas son muy raras excepto en los niveles más altos donde aparecen episodios gonfolíticos a partir del paquete Entrerregueras.

A partir de los estudios de Don Luis Adaro Magro desde finales del siglo XIX y en especial a partir de los años 1960 con la Empresa Nacional Adaro de Investigaciones Mineras

RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN. UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.

(ENADIMSA), los dos grupos Lena y Sama se subdividieron en “paquetes” más delgados para una mejor operatividad minera.

Un simple vistazo a cualquier plano de labores antiguo permite comprender la ajustada definición de “paquetes”. Se hizo evidente que la inmensa mayoría de los trazados de las capas se concentraban en bandas muy determinadas que pasaron a conocerse con el nombre de la capa más famosa o con el nombre de la mina donde mejor se pudo estudiar el paquete en cuestión.

La columna estratigráfica característica de la zona de estudio, comparada con la cuenca carbonífera central asturiana se presenta en la Figura 17.

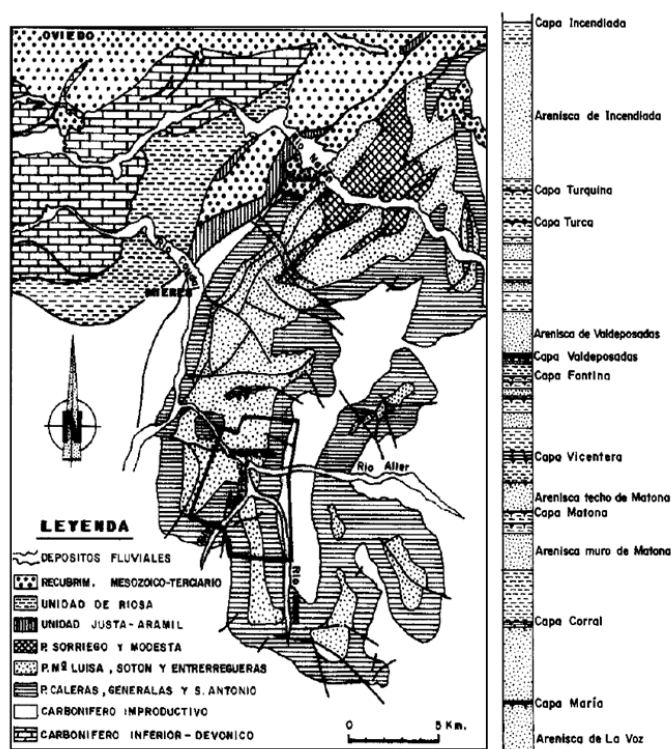


Figura 17. Mapa de la cuenca carbonífera central asturiana y columna estratigráfica general del área de estudio en Aller (Fernández Valcarce, 1996)

En general, se podría definir el litotipo más característico de las capas de la zona, como una capa de más de un metro de potencia media, compuesta de dos o tres venas de carbón (generalmente más limpio y vitrinitico hacia muro) y separadas por intercalaciones terrosas de menor potencia. Al techo suele llevar entre 2 y 10 m de lutita que gana en competencia hacia el techo. Es mucho más frecuente la presencia de fósiles vegetales que marinos y por supuesto que los lacustres por lo cual la presencia de fósiles de agua dulce tiene importancia a efectos de correlación local. Por encima de esta lutita suele aparecer un paquete de arenisca de espesor entre 5 y 10 m. Esta arenisca es con frecuencia erosiva y, por tanto, se presenta con un contacto neto. La potencia de la lutita hace que en raras ocasiones se acerque a la capa, pero cuando lo hace suele crear fenómenos de canales sedimentarios que se han definido en la minería tradicional como “esterilidades”. El

riesgo de sufrir este fenómeno es tanto mayor cuanto más cuarcítica sea la arenisca. En los casos en los que se confía el relleno al hundimiento del techo, el contraste de competencias con esta arenisca puede presentar fenómenos de golpes de techo que han sido citados con cierta frecuencia en la literatura mundial.

El muro de este litotipo característico que se está definiendo, es una lutita de competencia media-baja, con raíces de 0,50 a 1 m de espesor y con un contacto algo irregular. Le siguen de 2 a 5 m de lutita de competencia gradualmente más alta y, al igual que en el techo, un paquete de arenisca al cual se pasa de un modo progresivo. Lógicamente, en los casos en que se explotaron capas con la polaridad invertida, las características del techo minero (en realidad muro geológico) fueron bastante perores que las aquí definidas como techo.

2.2.2.2. Descripción específica

SUSTRATO ROCOSO: El sustrato donde se sitúa la escombrera de Figaredo se deposita sobre materiales carboníferos formados por materiales esencialmente lutíticos y limolíticos, en los que se intercalan niveles de calizas, de tonos grises por lo general, niveles de areniscas, y carbón, con raíces en su base, que van aumentando su frecuencia según se sube en la serie, acompañado esto por una disminución de las capas calcáreas y un aumento de las intercalaciones de areniscas y pudingas en escasas ocasiones, haciendo la serie más continental (Aller, 1986). La sucesión aflorante en la zona de trabajo pertenece a la serie más continental (Grupo Sama de Barrios, 1885) y engloba los paquetes María Luisa, Sotón y Entrerregueras:

- El paquete María Luisa es conocido también como “tercer tramo productivo”, junto con el paquete Sotón (García-Loygorri et al., 1971). Con poco más de 40% de rocas marinas, en este paquete las capas explotables oscilan entre 8 y 12. Su espesor medio es de 330 metros. Está formado por una sucesión de tres tramos continentales y cuatro tramos marinos (García Loygorri et al., 1971).
- El paquete Sotón, junto con el María Luisa, es el paquete que mayor densidad de capas explotables, superando en 13 el número de ellas en el Turón. Su potencia media es de 415 m, de los cuales un 60% son de origen marino. Está formado por una estrecha alternancia de 6 tramos marinos y 6 tramos continentales. En el último de los tramos, continental, una de las capas de carbón contiene intercalado un nivel de unos 2 cm de tonstein, llamado Tonstein de Lozanita, usado como nivel guía (García-Loygorri et al., 1971).
- El paquete Entrerregueras es también conocido como último tramo productivo (García-Loygorri et al., 1971). Consta generalmente de unos 130 metros de rocas de origen marino, con un nivel de caliza en su base, Caliza de Entrerregueras, seguida de un tramo continental y otro marino (ENADIMSA, 1973). Tectónicamente está limitado al norte por el Sinclinal de Turón, de dirección Este-Oeste, a

lo largo de la cual se abre paso el río Turón; al sur por la Falla de desplazamiento directo de Cabojal, al este por la Falla de Gamedo y al oeste por la Falla de Barredo, ambas inversas (ENADIMSA, 1973).

RELLENO ANTRÓPICO: Las escombreras de Sarabia y San Vicente (Figaredo) son depósitos de ladera compuestos principalmente por estériles de mina y de lavadero que se han acumulado sobre la ladera sur del valle del río Turón. La escombrera se localiza al sur de los pozos San Inocencio y San Vicente, en las proximidades de la localidad de Peñule (Mieres). El origen de los depósitos tiene lugar a mediados del siglo XX, como consecuencia de la explotación del yacimiento por parte de la empresa Minas de Figaredo. Tras la integración de Minas de Figaredo en Hunosa (año 1998), todos los derechos mineros de aquella empresa pasan a pertenecer a Hunosa, teniendo relevancia para establecer la prioridad, según la Ley de Minas, a la hora del aprovechamiento de los estériles. El origen de su denominación (escombrera CT-03 de Figaredo) corresponde a la codificación perteneciente a la Base de Datos de Escombreras (B.D.E.), realizada por el Departamento de Geología de HUNOSA.

2.2.3. Tectónica general

La cuenca carbonífera central tiene una disposición arqueada con dirección general NE-SW en la mitad Norte, que va orientándose en dirección N-S o ligeramente NW-SE en las áreas más meridionales. En su zona septentrional queda recubierta por sedimentos pérmicos, mesozoicos y terciarios mientras que, por el Sur, limita con un importante accidente tectónico, la falla de León. Por el Oeste el límite lo constituye el cabalgamiento basal de la unidad del Aramo y, por el Este, los materiales carboníferos, junto con otros infrayacentes.

La disposición estructural es fruto del emplazamiento de mantos de despegue con pliegues asociados que vergen hacia el núcleo del "Arco Astúrico", modificados por un plegamiento posterior en el que se han distinguido dos sistemas de pliegues, uno longitudinal a las trazas cartográficas de los Mantos y otro aproximadamente ortogonal al anterior, denominado radial. Durante la orogenia Hercínica se produjeron, en esta zona, varias fases de deformación cuyas principales estructuras se describen a continuación.

Toda esta disposición de la cuenca asturiana se puede simplificar, a efectos prácticos (Figura 18) definiéndola como una inmensa cubeta acunada sobre la Caliza de Montaña. El plegamiento de esta macrocubeta se acomodó con el desarrollo de pliegues de arrastre laterales los cuales, lógicamente, irán desapareciendo en profundidad hasta dejar “colgadas” las últimas capas productivas, las Generalas, a una profundidad que puede alcanzar los 2 km de profundidad hacia la vertical del pozo María Luisa que es la zona donde la inclinación de los ejes debe permitir la mayor profundidad de la cuenca carbonífera asturiana.

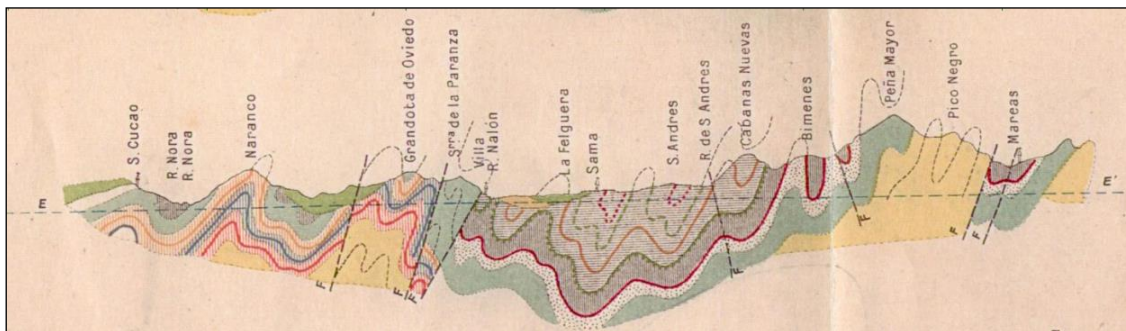


Figura 18. Corte geológico de Don Luis Adaro y Magro (ENADIMSA, 1973)

Las etapas de formación de la cuenca carbonífera central asturiana (Figura 19) son las que se detallan a continuación:

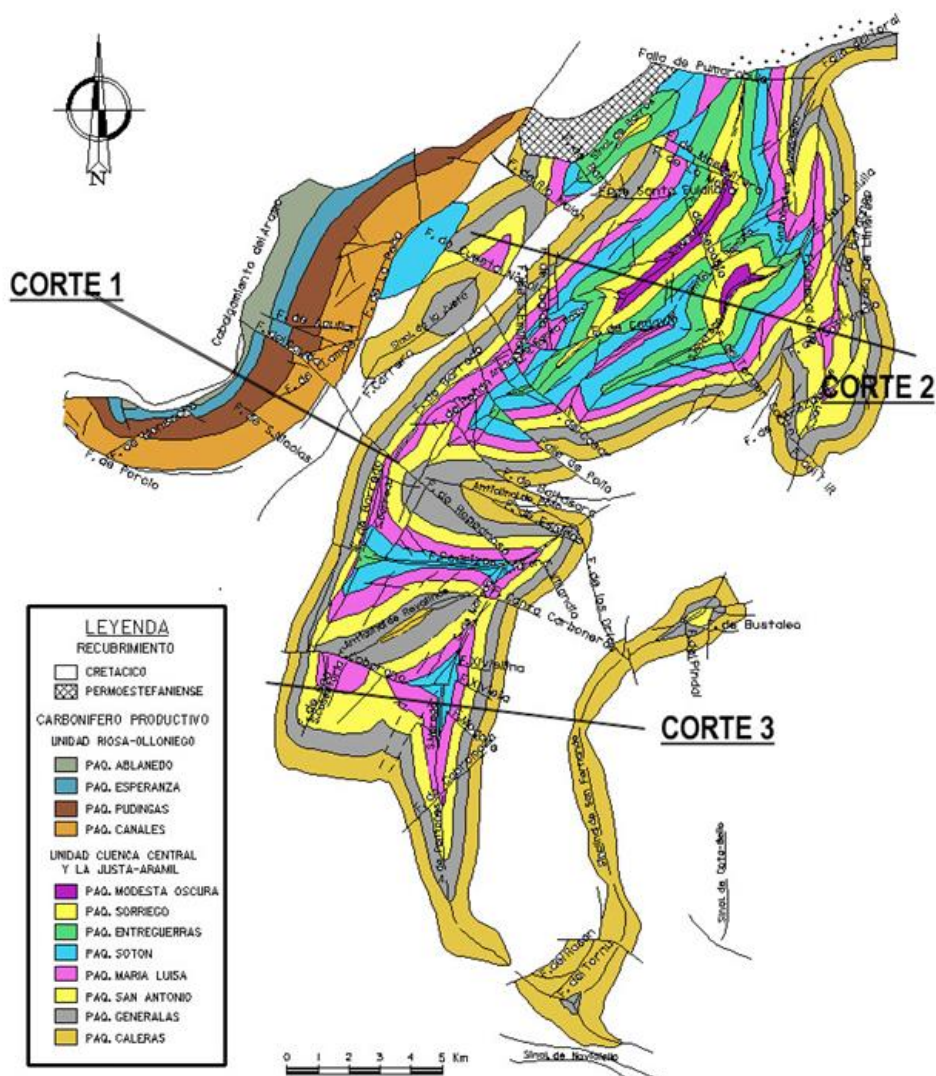


Figura 19. Cuenca carbonífera central asturiana. Corte horizontal a -120 m. (Departamento de Geología de HUNOSA)

- Formación de cabalgamientos y pliegues longitudinales.

Como respuesta a empujes tangenciales de dirección principal Oeste-Este se forman los cabalgamientos. En la cuenca carbonífera central se reconocen, además de los cabalgamientos que la limitan (escama de Laviana, al Este, y unidad del Aramo, al Oeste), al menos dos fracturas inversas muy importantes, denominadas de Falla de La Carrera y Falla de La Peña respectivamente, que independizan las principales sub-unidades estructurales de la cuenca carbonífera central que, de Este a Oeste, reciben el nombre de Caudal – Nalón, La Justa – Aramil y Riosa – Olloniego.

Durante el emplazamiento de los mantos, en la cuenca carbonífera central se desarrolla un sistema de pliegues longitudinales, de escala kilométrica, cuyos ejes se disponen, en general, en dirección Norte – Sur. Como ejemplo de este tipo de pliegues son el sinclinal de Barredo, muy cerrado y con bajo ángulo entre los flancos, y el anticlinal de Revallinas.

- Formación de pliegues transversales.

Con posterioridad al desarrollo de las estructuras longitudinales se produce un nuevo plegamiento, cuyo mecanismo es similar al anterior y que responde a un acortamiento máximo Norte-Sur, coincidente con los ejes de los pliegues anteriores.

Las trazas axiales de estos pliegues transversales tienen una disposición radial respecto al arco astúrico.

En la cuenca carbonífera central es donde estos pliegues tienen su máximo desarrollo y, así, el sinclinal de Turón y el anticlinal de Polio son buenos ejemplos de estas estructuras transversales.

- Superposición o interferencia de pliegues.

La presencia de los dos sistemas de pliegues da lugar al desarrollo en toda la cuenca carbonífera central de un modelo de interferencia de estos de gran interés. Los pliegues longitudinales son afectados por los pliegues transversales generándoles cabeceos cuyo efecto principal es que los subdivide en la conocida serie "domos y cubetas". Así, el anticlinal de Samuño o el de Revallinas son ejemplos de "domos" mientras que los sinclinales de Bello, El Entrego, Sama y San Mamés son ejemplos de "cubetas". En las propias zonas de interferencia entre unos y otros se generaron estructuras en forma de "sillas de montar" que, en ocasiones y cuando los buzamientos se presentaron muy tumbados, dieron lugar a grandes dificultades de comprensión que se saldaron con la interpretación de fallas de gran magnitud.

- Fracturación del yacimiento.

El yacimiento está afectado por una serie de fracturas asociadas, en principio, a los sistemas de plegamiento que lo han originado. Así mismo, existen fallas posteriores tardihercínicas que modifican la estructura general y restringen, en gran medida, la existencia de

campos de explotación amplios y tectónicamente estables. Todas estas grandes estructuras tendrán como principal repercusión, a efectos de laboreo, la definición de ramas y campos de explotación y afectan, por tanto, a las grandes planificaciones, pero en raras ocasiones inciden sobre las explotaciones y talleres.

- Tectónica a pequeña escala.

Con este término se habla de la mesotectónica (fallas que en algunos casos generan saltos estratigráficos menores de 50 m y en la gran mayoría son inferiores a 10 m) y de la microtectónica; conocida en minería por los términos repuelgos y diaclasas; donde las dificultades geológicas del yacimiento van a ocupar el mayor porcentaje de incidencias sobre el laboreo, de forma que por cada diez problemas geológicos, uno se debe a fenómenos sedimentarios, otro a grandes fallas y el resto a fallas de pequeña magnitud.

El término “repuelgo” se trata en minería de un cajón de sastre con el que se definen anomalías en los hastiales, tanto de tipo sedimentario como tectónico, que supongan algún pequeño resalte de la capa, pero de orden inferior a la potencia de esta. En numerosas ocasiones van asociados a los flancos de canales sedimentarios, confundiendo la génesis y evolución del fenómeno.

Las “diaclasas” son discontinuidades, en general lisas, sin salto y de escasa continuidad lateral, aunque de elevada concentración puntual. Se presentan en los estratos como efecto de la descompresión a que se ve sometido el macizo rocoso con la pérdida de carga litostática. En ocasiones llegan a camuflar la estratificación. Son responsables en alto grado del desprendimiento de bloques (desde los famosos “costeros”, o grandes bloques de piedra que se desprenden, hasta grandes losas) y canalizan fluidos, sean líquidos o gaseosos.

2.2.4. Hidrología

Los pozos San Inocencio y San Vicente (Figaredo) presentan las principales labores de interior del área de estudio y se localizan en la vega aluvial del río Turón.

La situación de los pozos del Valle de Turón ocasiona un problema de desagüe, ya que se han construido bajo el nivel piezométrico, que entonces inicialmente coincidía aproximadamente con el nivel del agua en el río, es decir, se han excavado en una zona del terreno saturada de humedad. El río Turón actúa como un desagüe de una cuenca de montaña de gran extensión, con un carácter torrencial, con pluviosidades y nivosisidades abundantes y con influencia de las características geológicas de la zona (litología y tectónica) y baja permeabilidad. Existe una gran diferencia entre los caudales máximos y mínimos como cabría esperar en este tipo de cuenca.

Además, la historia minera de la zona ha sido muy dilatada a lo largo del presente siglo. Salvo excepciones, la explotación ha sido completa en pisos de montaña, razón de la gran fisuración y hundimiento del área. Se puede considerar que la totalidad del agua de

infiltración dreña por los pozos San Inocencio y San Vicente, lo que genera un elevado coste de bombeo.

Debido a la intensiva actividad extractiva de carbón desarrollada desde el siglo XVIII en la cuenca carbonífera central asturiana (CCCA) y en concreto en la zona de tesis (cuenca del valle del río Turón) se han generado numerosas modificaciones tanto topográficas como hidrogeológicas.

Tanto durante el periodo de explotación como posteriormente, el drenaje al exterior del agua de mina puede generar problemas en la calidad de las aguas receptoras y ecosistemas circundantes, además de otros problemas de inestabilidad y subsidencia o las inundaciones de labores mineras aún activas conectadas con aquellas desaguadas.

Las labores mineras generan numerosos huecos subterráneos que conectan los diferentes grupos de explotación entre sí. Así, en el conjunto de labores, tanto de montaña como de pozo de interior, hay una continuidad hídrica que modifica la previa circulación natural del agua.

Actualmente el drenaje subterráneo se realiza de forma natural a través de manantiales y bocaminas y de forma inducida por pozos mineros, llegándose a bombear desde los de la zona de estudio una media de 8 Mm³/año. A pesar de ser una zona con tanta influencia minera, son contadas las ocasiones donde se puede ver drenaje ácido de mina. Esto es debido a los abundantes carbonatos presentes en el subsuelo que ejercen de inhibidor. No obstante, sí que se observan normalmente valores elevados en algunos parámetros físicos y químicos (conductividad eléctrica, sulfatos, bicarbonatos, hierro y manganeso, entre otros) en el vertido de agua de mina y aumento de estos parámetros en el agua del río, aguas abajo de los vertidos mineros.

2.2.5. Sismicidad

Los terremotos son uno de los riesgos geológicos más espectaculares y de mayores consecuencias. La actividad sísmica es imposible de controlar y al ser humano solamente le queda paliar sus efectos mediante una adecuada ordenación del territorio.

El noroeste de la Península Ibérica presenta una sismicidad baja a moderada en el contexto sismotectónico de la región euromediterránea, aunque se ha producido un incremento de esta, desde 1995. Se han generado varias crisis sísmicas en la provincia de Lugo que culminaron con un terremoto principal de magnitud 5,3 en 1997 (Figura 20 y Figura 21).

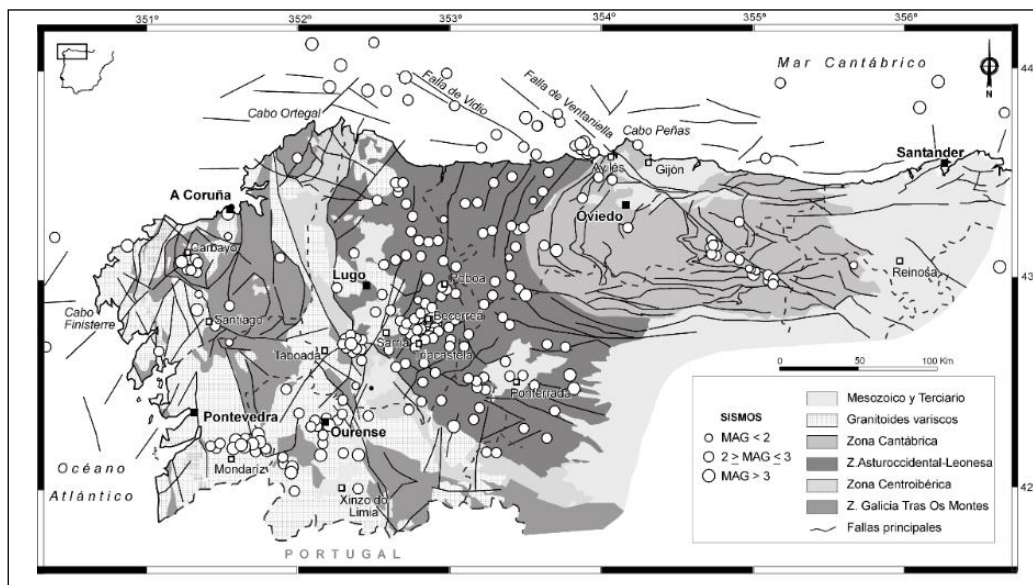


Figura 20. Distribución de los movimientos sísmicos en el NO de la Península Ibérica (López-Fernández et al., 2003)

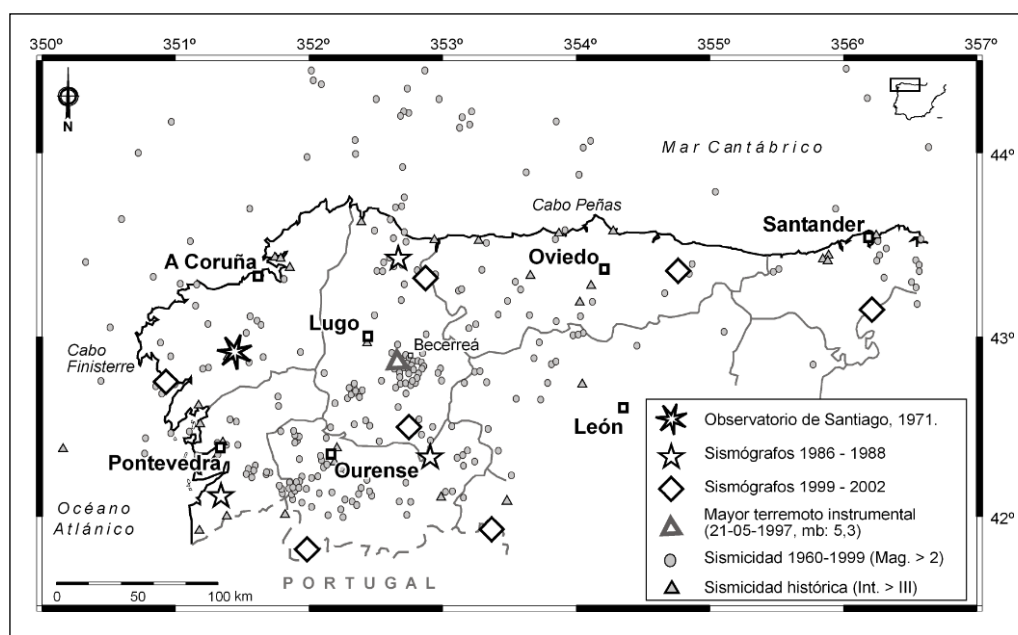


Figura 21. Distribución de los sismógrafos, de otros puntos de observación sísmica y en lugares que sufrieron actividad sísmica, en el NO de la Península Ibérica (López-Fernández et al., 2003)

El movimiento sísmico se produce cuando se libera energía acumulada en un foco, que genera ondas elásticas y se transmiten por el terreno. La causa de la liberalización de esa energía puede ser variada: explosiones, deslizamientos, explotaciones mineras, llenado de embalses, etc.

La Red Sísmica Nacional llevaba, aproximadamente, 1000 eventos sísmicos catalogados durante el periodo 1960-1998, en el Noroeste peninsular. Entre 1999 y 2002 se llevó a cabo un amplio estudio de la microsismicidad local, basado en la implantación de una red sísmica propia (Proyecto GASPI) que permitió registrar 510 sismos, cuyos epicentros se

distribuyen irregularmente a lo largo de todo el noroeste peninsular incluyendo la plataforma continental. La mayor parte de la actividad se localiza en la mitad meridional de Galicia, así como en su extremo oriental, decreciendo progresivamente hacia el occidente de Asturias. El foco más activo, desde el punto de vista sísmico, se sitúa al SO de Becerreá (Lugo) y en el resto del noroeste peninsular se ha detectado una microsismicidad dispersa poco conocida hasta la actualidad.

Los resultados obtenidos han permitido identificar dos grandes dominios sismotectónicos: el Atlántico (asociado a los sistemas de fallas NNE-SSO) y el Cantábrico (muestra menor actividad que se relaciona con las estructuras E-O y NNO-SSE). La zona con mayor actividad sísmica coincide con el límite entre estas dos zonas.

2.2.5.1. Falla de Ventaniella

Un accidente tectónico próximo al concejo de Mieres es la falla de Ventaniella, que presenta un trazado NO-SE y una longitud cartográfica mayor a 200 km, extendiéndose desde la plataforma continental (cañon submarino de Avilés) hasta la Cuenca del Duero. Está considerada como una de las estructuras alpinas más importantes a nivel cortical por diversos autores.

Entre 1960 y 1998 se catalogaron más de una decena de sismos, con epicentro sobre la traza de Ventaniella, el mayor de los cuales, producido en 1989, alcanzó una magnitud de 3,7 y una intensidad IV (Mercalli), con el epicentro en el Puerto de Ventaniella (Figura 22).

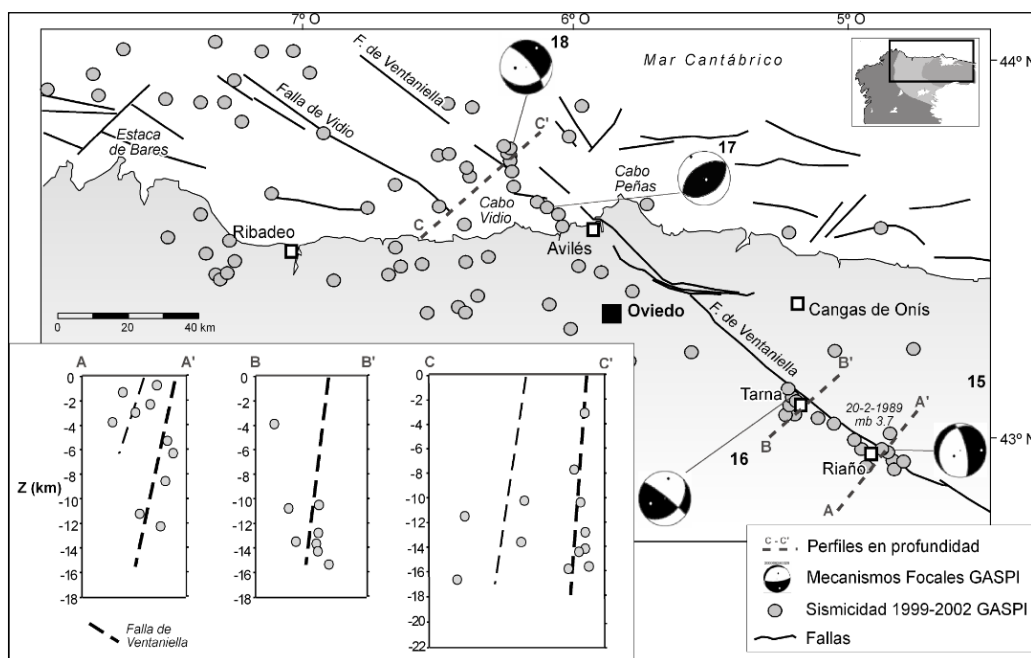


Figura 22. Distribución de los movimientos sísmicos en Asturias (López-Fernández et al., 2003)

Entre 1999 y 2002 se registraron 29 nuevos eventos, concentrados principalmente en tres focos: al Noroeste de Avilés (con magnitudes próximas a 2 y profundidades de entre 6 y

16 km), en el límite Asturias-León de Tarna (con magnitudes < 2 y 16 km de profundidad) y en la localidad leonesa de Riaño (con magnitudes similares a las anteriores y ligeramente más superficiales).

El resto de los sismos localizados en la plataforma continental, no están asociados a la Falla de Ventaniella y han alcanzado magnitudes entre 2,5 y 3,2 con profundidades hipocentrales estimadas entre 10 y 25 km. Los primeros sismos con epicentro al Norte y Noroeste de Estaca de Bares fueron catalogados por el IGN a comienzos de los años 80, habiéndose registrado hasta el año 1999 casi una veintena de eventos. En su mayor parte presentan magnitudes superiores a 3, habiendo alcanzado el mayor de ellos una magnitud de 4,2 (1995). Cabe suponer que el número de eventos de magnitud inferior a 3 con epicentro en la zona es notablemente superior al detectado.

Esta sismicidad tiene probablemente su origen en la falla de Vidio y en las fallas paralelas localizadas en la plataforma. Así mismo, la intersección con otras grandes fallas con orientación NE-SO, puede ser la responsable de la mayor actividad detectada al Norte de Estaca de Bares.

Dentro de los mapas de peligrosidad sísmica (Figura 23, Figura 24 y Figura 25), se puede observar que Asturias y en este caso Turón se encuentra en una zona de peligrosidad reducida, aunque debido a las sacudidas pueden producirse fallos en los edificios cimentados sobre materiales cuaternarios como coluviones, aluviones o depósitos de escombros ya que, en general, los terrenos blandos amplifican el fenómeno y afectan a edificios esbeltos.

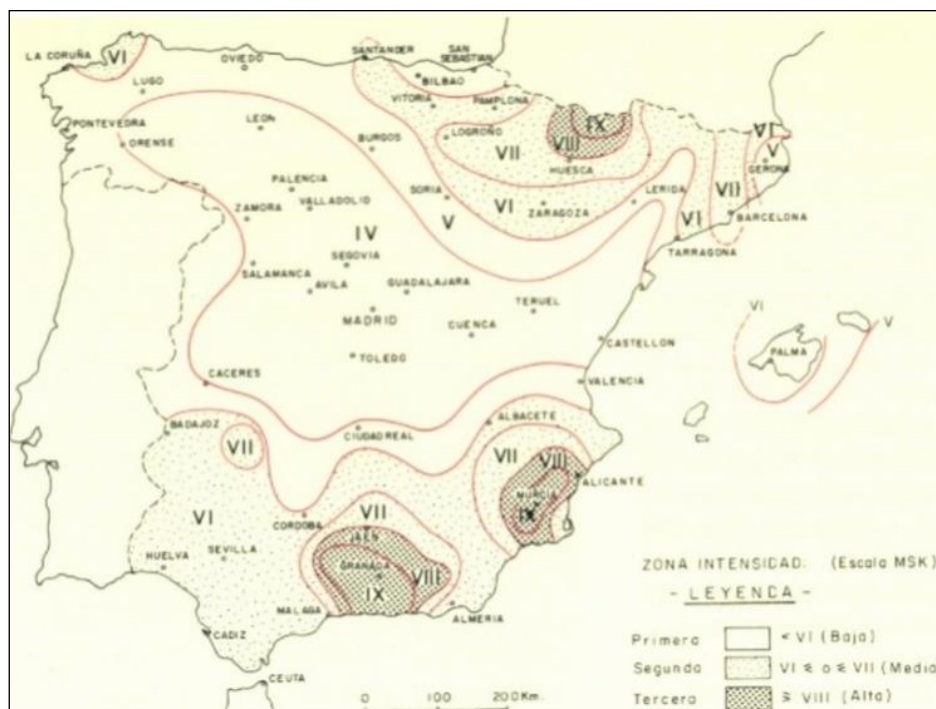


Figura 23. Norma sismorresistente de España (1974)

RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN.
UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.

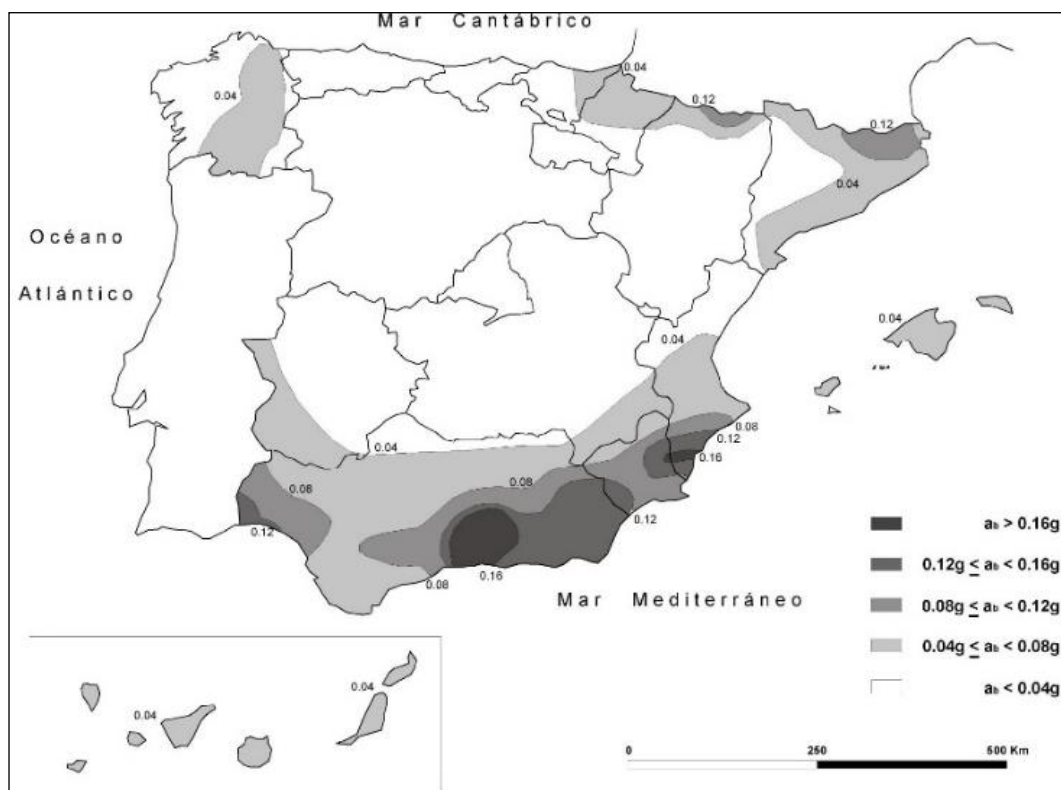


Figura 24. Mapa Nacional de peligrosidad sísmica (NCSE – 02, 2002)

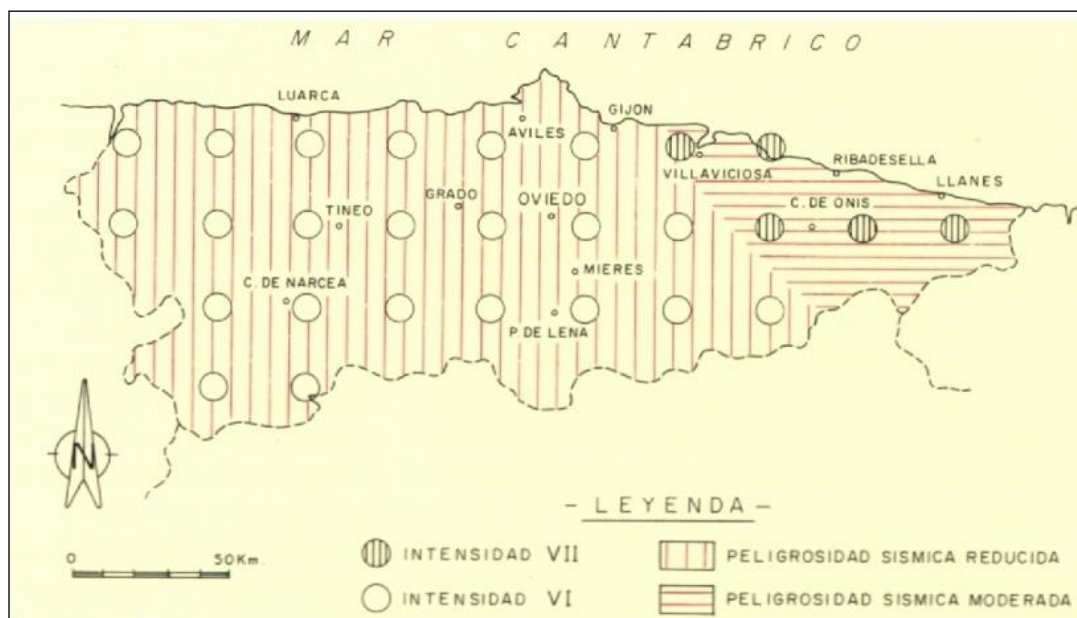


Figura 25. Mapa Nacional de peligrosidad sísmica de Asturias (1974)

2.2.6. Hidrogeología

En la definición de unidades realizada en el “Estudio de delimitación de las unidades hidrogeológicas del territorio peninsular e islas Baleares” (DGOH-ITGE, 1990), se identificaba como Acuíferos aislados (Unidad 01.99) y se excluía del ámbito hidrogeológico de los sistemas acuíferos que se definieron en el proyecto denominado “Investigación hidrogeológica en la Cuenca Norte. Asturias” (IGME, 1982). En función de la permeabilidad de los materiales, se diferencian cuatro tipos de materiales:

- De permeabilidad muy baja a nula, tales como lutitas y limolitas de tipo micáceo, calcáreo, arenoso y bituminoso, con capas de carbón intercaladas en ocasiones.
- De permeabilidad baja y variable debida a la fisuración, tales como areniscas y litarenitas, conglomerados y microconglomerados silíceos también denominados “pudingas”.
- De permeabilidad baja debido a la fisuración y a una karstificación ya que existen estratos de calizas y dolomías intercalados en una serie lutítico-limolítica.
- De permeabilidad variable debida a una porosidad de tipo intergranular correspondiente con los materiales cuaternarios.

Además, de la permeabilidad de la que se ha hablado, es necesario contemplar la existencia de fallas, fracturas y diaclasas que pueden conducir el agua y actuar como drenes naturales. Otro factor importante son los huecos de tipo antrópico que se generan mediante el laboreo minero y las escombreras.

Durante la explotación de la mina, las escombreras que se originan producen cambios significativos tanto topográficos como hidrogeológicos y sociales. La escombrera objeto de este estudio está ocasionada por la acumulación de areniscas y pizarras y materiales finos que provienen posiblemente del lavadero con permeabilidad es muy bajas.

2.2.6.1. Sistemas hidrogeológicos

En la zona de estudio se diferencian dos sistemas hidrogeológicos que se describen a continuación:

- Sistema cuaternario.

Está formado por materiales de recubrimiento con espesores variables que están relacionados, en algunas ocasiones, con sedimentos de pie de monte. La alimentación del sistema se produce por agua de lluvia y por los aportes fluviales, con una transmisividad y permeabilidad medias que se acercan a los 2.300 m²/día y 200 m/día respectivamente. Estos valores suponen un buen drenaje y un importante efecto de recarga.

- Sistema multicapa de areniscas.

El valle del río Turón constituye un acuífero multicapa complejo formado por una serie de alternancias de lutitas y areniscas. Los niveles con una permeabilidad más alta están

RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN. UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.

formados por bancos de areniscas compactas, porosas y fracturadas, que dan lugar a continuos acuíferos de tipo poroso, separados por estratos de materiales impermeables o semipermeables formados por arcillas, y capas de carbón (Figura 26).

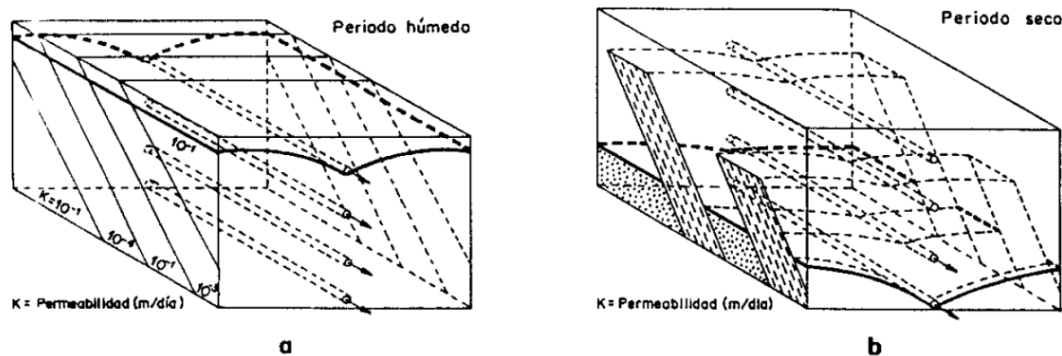


Figura 26. Sistema multicapa de areniscas (Pendás y García Fuente, 1988)

La permeabilidad del sistema es baja, principalmente por la arcilla intercalada entre los niveles de areniscas, y variando entre y 10^{-4} y 10^{-3} m/día.

Cuando los aportes al sistema son superiores a los drenajes, se produce un aumento del nivel piezométrico (Figura 26.a). Sin embargo, durante los periodos de sequía los aportes de agua no se comparan a los drenajes y el nivel freático desciende de manera no uniforme. En las areniscas lo hace más rápidamente que en los niveles lutíticos (Figura 26.b).

Existen dos fuentes de alimentación del sistema multicapa de areniscas:

- Por un lado, el agua de lluvia y nieve.
- Por otro lado, el aguade rio a través de los sedimentos del cuaternario que alimentan, a su vez, a los terrenos minados.

La circulación del agua se realiza preferentemente a través de las capas de areniscas, cuya permeabilidad aumenta notablemente por la fracturación originada por las explotaciones mineras. La circulación por los poros interconectados de la arenisca es despreciable frente a la circulación a través de las fracturas abiertas en el terreno minado y las zonas de descompresión asociadas a ellas, ligadas siempre a fracturas y diaclasas. Las filtraciones más importantes se producen en los puntos de intersección de dos galerías, que tienen que soportar mayores presiones provocadas por la apertura de varios huecos.

Por otro lado, hay que tener en cuenta la circulación del agua por las galerías antiguas semihundidas, que actúan como drenes horizontales del terreno. Esto se comprueba por el hecho de que las pocas fuentes que quedan en la zona están asociadas todas a antiguas bocaminas.

Existen diversas zonas de acumulación, en las que el agua se embalsa al tropezar con un impermeable, tal como un macizo de carbón sin explotar no afectado suficientemente por la fisuración o embalsamientos originados por hundimientos locales (derrabes). De esta

manera se pueden formar bolsas de agua colgadas en las zonas minadas, altamente peligrosas para la minería subterránea actual. Si el agua cuando circula arrastra polvo fino de carbón, puede cerrar las grietas y fisuras que atraviesa facilitando su embalsamiento.

La descarga del sistema se realiza casi exclusivamente a través de los Pozos San Inocencio y San Vicente.

2.2.6.2. Impacto minero en los sistemas hidrogeológicos

El funcionamiento del sistema multicapa de areniscas se ve profundamente alterado por la minería, tanto por las minas de montaña ya abandonadas, como por la minería subterránea actual. La minería tiene dos efectos sobre el funcionamiento del sistema hidrogeológico:

- Descenso del nivel freático
- Cambio en los parámetros hidrogeológicos.

Resulta evidente que el continuo bombeo de agua, durante más de 50 años, desde el interior de los pozos al exterior, va agotando el acuífero multicapa de areniscas.

Como la recarga del acuífero mediante los aportes debidos a la infiltración de agua fluvial, de lluvia y nieve, no equilibraba las salidas del sistema por bombeo, el nivel piezométrico descendía. El bombeo de los pozos San Vicente y San Inocencio abatió el nivel freático desde la cota del nivel del río, a 250 metros sobre el nivel del mar, hasta la cota de 10ª planta, a -395,8 metros sobre el nivel del mar, creando un cono de depresión de las aguas que separa la zona saturada de humedad de la zona desecada por el bombeo.

El avance de la explotación minera hizo que se desecase una amplia área con una gran superficie de recarga debida a la lluvia, con lo que se produjo un aumento importante en el agua que se bombea desde la planta inferior del pozo.

De esta manera la explotación minera, además de vaciar el acuífero, ha ocasionado una fisuración del terreno que ocasiona una importante alteración de los parámetros geotécnicos e hidrogeológicos del mismo y haciendo que el acuífero multicapa de las areniscas, pasa de tener una consideración inicial de porosa a tener unas características finales de tipo kárstico-poroso, con una permeabilidad primaria debida a la porosidad intergranular y otra secundaria debida a grietas, fisuras y huecos. Esta permeabilidad junto con la porosidad, la transmisividad y el coeficiente de almacenamiento sufren un incremento de sus valores iniciales, de tal manera, que la porosidad en areniscas cambia desde el 1% inicial hasta a más de 10% y la permeabilidad de las areniscas pasa de tener unos valores de 10-1 m/día a valores de 100 m/día.

2.2.6.3. Riesgos de inundación

Los riesgos de inundación de Asturias han sido estudiados con detalle por el INDUROT (2003), en su estudio sobre “Riesgos naturales de Asturias”. En este estudio se ha

RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN. UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.

realizado una zonificación de zonas inundables a escala 1:10:000, donde se clasificarán las áreas inundables en función de la peligrosidad. Superponiendo el “mapa de zonas inundables 112” en la topografía (Figura 27), se observa que sólo afecta a la plaza del pozo Figaredo, con peligrosidad ocasional (periodo de retorno de 100 años) o excepcional (periodo de retorno de 500 años).

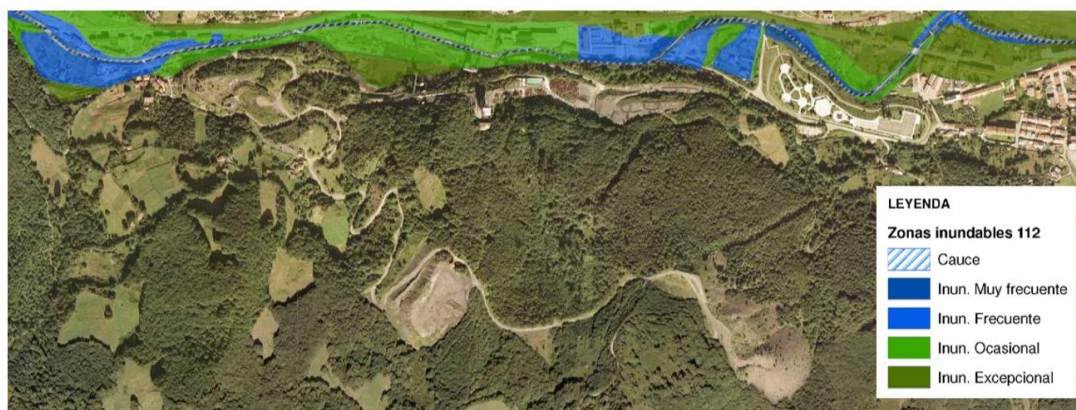


Figura 27. Zonas inundables 112 en la zona del pozo Figaredo (Servicio 112)

La Confederación Hidrográfica del Norte ha ejecutado, en el año 2007, las obras de ordenación hidráulica del río Turón, desde el Pozo San José (Barrio San Francisco) hasta su desembocadura en el Caudal, para dotar al río de la capacidad hidráulica de la que carece, partiendo de un proyecto de “Restauración Medioambiental y Recuperación de Enclaves del Río Turón” realizado por SEINCO y el “Proyecto de Recuperación del Entorno en la zona denominada El centro de Turón”, realizado por la empresa INMASA en agosto de 2002. En esta obra se ha dejado fuera de la actuación precisamente el tramo que atraviesa el pozo minero, por lo que INMASA propone la continuidad de esas obras, en su proyecto denominado “Estudio de inundabilidad de determinados ámbitos del Plan Territorial Especial de recuperación de los terrenos de Hunosa en las cuencas mineras. Pozo Figaredo, en Figaredo (Mieres - Asturias)”, del año 2007.

Según los cálculos hidráulicos realizados por la empresa, de la cuenca del río Turón y su afluente a su paso por las instalaciones del Pozo Figaredo, los caudales de recurrencia para las avenidas de 100 y 500 años serían de 155,29 y 221,85 m³/s para el río Turón y 4,96 y 6,35 m³/s para su afluente, aunque el caudal máximo que podría soportar el río Turón a la altura del pozo Figaredo es de 214,55 y 162,46 m³/s para periodos de retorno de 500 y 100 años respectivamente. Por lo tanto, las secciones estudiadas del río Turón a la altura del pozo minero, presentan una deficiencia de desagüe siendo inundable la explotación minera para la avenida de 500 años dada la escasa anchura del cauce (8 m en la zona más favorable) y el poco calado existente.

El afluente del río Turón, presenta una canalización subterránea bajo los dominios del pozo minero de 1,80 x 1,00 m. bien conservada y con capacidad hidráulica suficiente para desaguar la avenida de 500 años.

2.2.7. Geotecnia

Para caracterizar los yacimientos desde el punto de vista geomecánico se ha tomado la resistencia a compresión simple como parámetro representativo de la roca tal y como se recoge en la Tabla 2.

Tabla 2. Valores de Resistencia a la compresión de las rocas de la zona de estudio

LITOTIPO	RESISTENCIA A LA COMPRESIÓN SIMPLE σ_c (kg/mm ²)
Arenisca cuarcítica dura	7,0
Arenisca	6,0
Pizarra dura	5,0
Pizarra	4,5
Pizarra blanda	3,0
Carbón	2,5

Sirven estos valores para tener un criterio de comparación de resistencia a compresión (σ_c) de los diferentes estratos que componen las capas explotadas en la zona de estudio y que afectan a la ruptura de estos. Destaca la baja capacidad portante de la limolita (pizarra) y del carbón.

2.3. Caracterización minera de la zona de estudio

2.3.1. Historia minera

La explotación de Figaredo se encuentra localizada en la zona baja del valle del río Turón, en un paraje denominado La Arquera, en las cercanías de la localidad de Cortina y a 1,2 km de Figaredo, pueblo que dio nombre a la mina y apellido a la familia propietaria de esta durante más de un siglo. La cota mínima se corresponde con la de la plaza del pozo que se encuentra a +253,70 metros sobre el nivel del mar y la máxima de +787 metros sobre el nivel del mar del Pico Novalín, que actúa de divisoria de aguas entre los valles del Aller y del Turón marcando uno de los límites de las antiguas concesiones de Minas de Figaredo, pozos San Vicente y San Inocencio (Figura 28).



Figura 28. Castillete e instalaciones del Pozo San Inocencio (2020)

RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN. UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.

Estas minas reúnen dos características históricas vitales en la minería asturiana: por un lado, fue la primera empresa industrial que aprovechó los carbones del valle del Turón y, por otro lado, fue la empresa minera activa más antigua de España. Si la primera de las características se debe sin lugar a duda a la buena situación geográfica con excelentes comunicaciones, la segunda tiene un mérito especial y puede achacar su longevidad a la ajustada dimensión de la empresa a lo largo del tiempo. La explotación de Figaredo navegó, la mayor parte de su historia, como una empresa de mediano tamaño, ocupando su espacio entre compañías demasiado grandes como Duro Felguera, Sociedad Hullera Española, Fábrica de Mieres o Hulleras del Turón, entre otras.

El inicio documentado de la minería en el valle de Turón comienza el 18 de diciembre de 1866, en el momento en el que Vicente Fernández adquiere el coto minero de La Paz de Figaredo, con 21 pertenencias y 3.110.500 m² de extensión, situado en las parroquias de Figaredo y Santa Cruz de Mieres. El título de propiedad de la mina fue expedido por la reina Isabel II el 4 de enero de 1867, en base a un plano realizado a escala 1:10.000 por Jerónimo Ibrán. Al año siguiente, la empresa fue inscrita en el Registro de la Propiedad de Lena. Todos los documentos han permanecido inéditos hasta la publicación, por parte de la empresa Hulleras del Norte S.A., en el libro “Asturias, fuente de energía”, en 1997 como conmemoración del 30º aniversario de la Compañía.

En su origen, la concesión aprobada como Coto Minero de La Paz de Figaredo sito en las parroquias de Figaredo y Santa Cruz de Mieres, se enmarcaba en el trapecoide formado por los ríos Caudal, Aller y Turón en los 3 km. más bajos de estos últimos, y era de “veinte y una pertenencias” que componen 3.110.500 m² de extensión. Con el tiempo, aquella concesión de 21 pertenencias, con unas 15 hectáreas cada una (cuadriláteros de 500 m de longitud por 300 de latitud), se amplió hacia el Norte, pasando el río Turón hasta Vegalafonte, y hacia el Este, permutando las concesiones que la sociedad Fábrica de Mieres tenía en Mina La Riquela al sur de La Cuadriella y casi hasta Turón. Las concesiones de Figaredo integradas en Hunosa son las que se muestran en la Tabla 3.

Tabla 3. Concesiones mineras de la zona de estudio

NOMBRE	NÚMERO
Formidable	172
Baltasara 2ª	1.459
Escribana 2ª Bis	1.460
Riquela 2ª	1.461
Formidable 2ª	1.462
Coto Paz de Figaredo	1.463
Demasia a Escribana 2ª	6.253
Demasia a Formidable 2ª	7.481
Demasia a Riquela 2ª	7.482
Demasia a Coto Paz de Figaredo	7.615
Amparo	11.949
2ª Demasia a Formidable	12.240
Carmina	15.742
2ª Demasia a Escribana 2ª	16.213
Aurorita	18.471
Demasia a Aurorita	18.827

El 31 de marzo de 1932 se constituye Minas de Figaredo como Sociedad Anónima en escritura pública ante el notario teniendo una serie de ampliaciones de capital e inversiones a lo largo de su historia de explotación de carbón hasta que se integró en la Empresa HUNOSA a finales del siglo pasado. Dentro del patrimonio de esta Sociedad se encuentran varias escombreras, entre las que se destacan las que son objeto de esta tesis doctoral:

- Pozo San Vicente: La Antigua escombrera del Pozo San Vicente está formada principalmente por estériles procedentes de las preparaciones de dicho Pozo y por los estériles obtenidos en el antiguo lavadero de cajas y canales en el que se trataba la producción bruta extraída en dicho Pozo. Esta escombrera ha experimentado en diversas zonas un proceso de autocombustión que se ha mantenido durante un largo período de años.
- Sarabia: Esta escombrera se ha mantenido en servicio hasta prácticamente la integración de Minas de Figaredo en HUNOSA. Alguna de las zonas, de esta escombrera, fueron relavadas en el periodo comprendido entre los años 1972 a 1976.

2.3.2. Descripción del campo de explotación de Figaredo

Si se atiende a la Geografía la explotación minera de Figaredo se encuentra en la parte más baja del valle del río Turón y si se atiende a la Geología el yacimiento coincide con núcleo del sinclinal de Turón.

El brocal del pozo San Vicente se encuentra en la cota 278,70 m s.n.m. y el del pozo San Inocencio a la 253,70 m.s.n.m. Las coordenadas UTM son aproximadamente: X= 275.886 m Y=4.787.849 m Huso 30 (Tabla 4).

Tabla 4. Coordenadas aproximadas de los pozos Figaredo: San Inocencio y San Vicente (IBERPIX)

POZO SAN INOCENCIO		POZO SAN VICENTE	
COORDENADAS	XML	COORDENADAS	XML
Dato:	ETRS89	Dato:	ETRS89
Latitud:	43°12'33,83''N	Latitud:	43°12'30,77''N
Longitud:	5°46'1,71''W	Longitud:	5°46'0,84''W
Huso UTM:	30	Huso UTM:	30
Coordenada X:	275.216,73	Coordenada X:	275.233,21
Coordenada Y:	4.787.786,37	Coordenada Y:	4.787.691,39
Altura (m):	205,25	Altura (m):	276,28

En la Figura 29, se presenta la localización de los pozos San Inocencio y San Vicente, que componen el yacimiento de Figaredo, cada color representa un paquete de capas explotables y por el medio del valle pasa el sinclinal de Turón. Cada ladera del valle se corresponde con los dos campos de explotación principales como son el Norte y el Sur. La parte Este coincide con otro campo de explotación cuyas capas se dirigen hacia Mieres paralelos al río Caudal, donde desemboca el Turón y que está separado de los campos anteriores por la Falla de Barredo.



Figura 29. Situación de los pozos San Inocencio y San Vicente (pozos Figaredo)

El yacimiento de Figaredo también se encuentra fracturado debido a la falla de Cortina, situada en el campo Norte, y la de Gamedo, situada el campo Sur. Dichas fallas poseen características muy similares en cuanto al tipo de salto inverso, su dirección es Nordeste-Suroeste y sus buzamientos se inclinan hacia el Oeste, siendo el de Cortina de 48° y el de Gamedo de 60° . Ambas fallas presentan una componente horizontal que provoca la repetición y el solape de los estratos geológicos.

Conjugadas con las dos fallas anteriores existen otras dos fallas, una en el campo Norte, denominada Santo Tomás, y otra en el campo Sur, denominada Cabojal. Dichas fallas son similares ya que poseen un sentido de tipo directo, dirección Este-Oeste y buzamientos de 82° en Santo Tomás y de 42° en Cabojal.

El campo de explotación del pozo Figaredo se encuentra flanqueado por otra serie de estructuras geológicas mayores que también contribuyen a la correcta comprensión de la problemática geológica y de ahí a la del laboreo y que proporcionan una estructura geológica compleja en su conjunto, como son el anticlinal de Revallinas y la falla de Tablado en el Sur y el anticlinal de Polio en el Norte (Figura 30 y Figura 31).

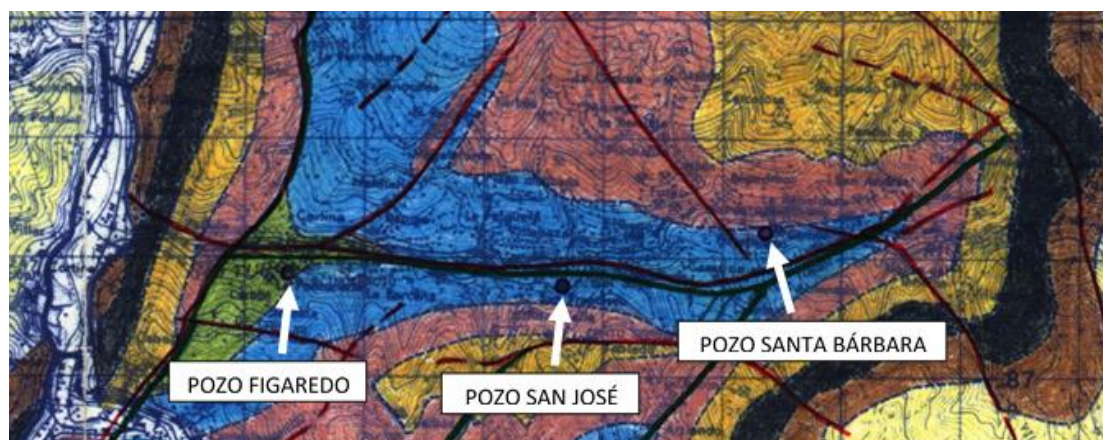


Figura 30. Detalle del plano geológico en el área de estudio

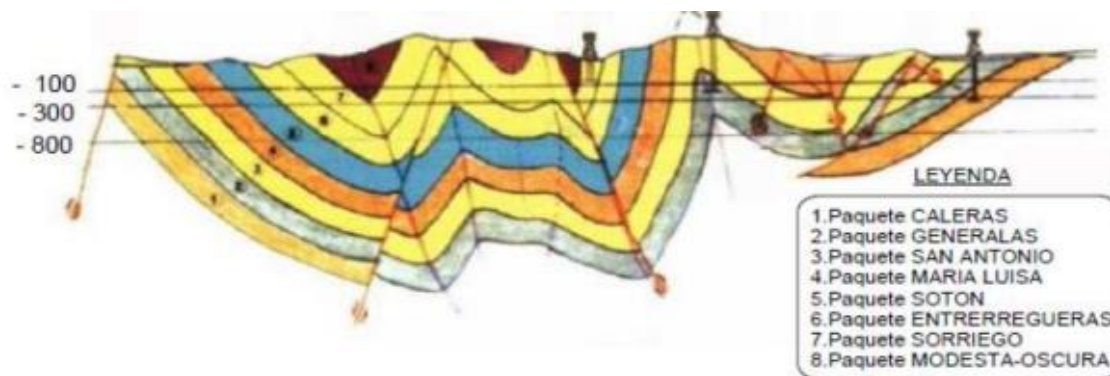


Figura 31. Corte geológico de la cuenca central asturiana (HUNOSA)

Los pozos Figaredo fueron perforados prácticamente en el eje del Sinclinal de Turón. De los dos pozos, el abierto a cotas más bajas, pozo San Inocencio, perforó toda su caña en el paquete Entrerregueras, mientras que el de cotas superiores, San Vicente, fue iniciado en el mismo paquete, pero, debido a la inclinación de los estratos, fue introduciéndose en profundidad por terrenos del paquete Sotón.

El yacimiento explotado por el pozo Figaredo se compone de cinco paquetes que contienen veintidós capas de carbón. Prácticamente la totalidad de las capas son nombradas mediante números en el orden en el que fueron cortadas en el campo Sur. La capa 1 se corresponde con la que se encuentra en la parte superior de la columna estratigráfica del paquete Sotón y la capa 30 se corresponde con la segunda capa inferior del paquete María Luisa. Debido al efecto de los sinclinales la correlación de las mismas capas en los distintos campos de explotación no ha sido perfecta y existen discordancias, es decir, la misma capa en los distintos campos del pozo recibe nombres distintos. De techo hacia muro las capas con laboreo minero se denominan de la manera siguiente:

- En el paquete Sotón tienen o han tenido historia minera las capas 1, 2, 3, 4, 8, 10, 14, 16 o Formidable, 17 y la capa 19 que da paso al siguiente paquete.
- En el paquete María Luisa, eran de mayor longitud de hasta tres kilómetros en el campo sur, se explotaron las capas 20, 21, 22, 23, 24, 26, 27, 28, 30 y la María, de inconfundible correlación geológica, razón por la cual adoptó ese nombre con el que se conoce a la misma capa en gran parte de los yacimientos del Caudal.
- En el paquete San Antonio se explotó la capa Benita.

2.3.3. Estructura del pozo Figaredo

El Pozo San Inocencio está equipado con una máquina de extracción de tambores y el San Vicente con polea Koepe, realizándose por este último la extracción de carbón y por el primero la extracción de escombros e introducción de materiales. (Figura 32).

**RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN.
UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.**



Figura 32. Pozo San Inocencio (izquierda) y Pozo San Vicente (derecha)

En la Figura 33, se representa la estructura vertical del Pozo Figaredo (pozos San Vicente y San Inocencio) donde se puede apreciar la multitud de conexiones que existen entre ambos, por lo que se consideran una única unidad.

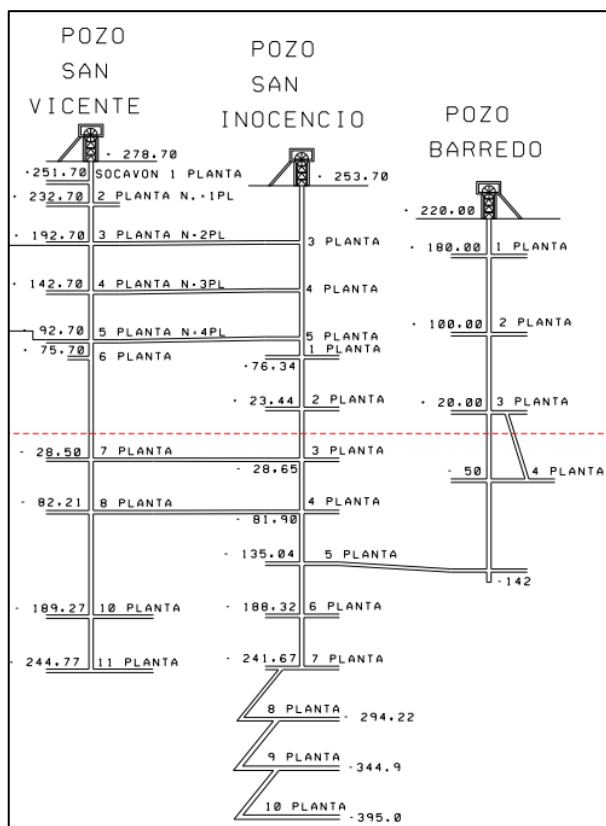


Figura 33. Cotas y conexiones entre los pozos Figaredo y Barredo

2.3.4. Métodos de explotación

- **Testereros con arranque con martillo picador, posteo de madera y relleno integral procedente de preparaciones y estériles de lavadero:**

Se utiliza cuando las características de la capa o los hastiales impiden el uso de rozadoras. En talleres con buzamiento superior a los 35° (Figura 34).

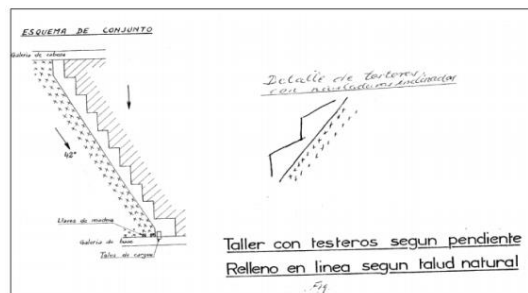


Figura 34. Esquema de un taller de testereros con martillo picador (HUNOSA)

El arranque del carbón se efectúa con martillo picador, habitualmente, a dos relevos. El relevo restante se aprovecha para relleno e inyección de agua en vena para eliminar el polvo, distender el macizo y favorecer el arranque, aunque estas labores pueden realizarse al relevo restante.

El hueco deshullado se rellena con escombros de preparación ó de lavadero. La distancia entre el frente de carbón y el relleno oscilará entre 1 y 10 m.

- **Testereros de frente invertido con arranque con rozadora, posteo de madera y relleno colgado procedente de preparaciones y estériles de lavadero.**

El hueco deshullado se rellena con escombros de preparación ó de lavadero que se coloca sobre una tela metálica que sostiene este material por encima de la zona de labor. La distancia entre el frente de carbón y el relleno oscilará, al igual que el método anterior, entre 1 y 10 m (Figura 35).

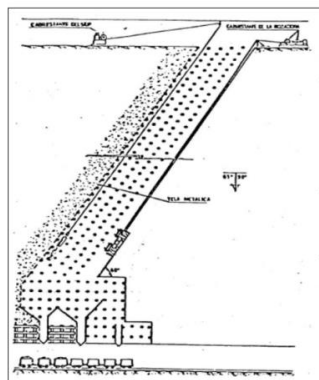


Figura 35. Esquema de un taller de rozadora (HUNOSA)

RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN. UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.

El arranque del carbón se efectúa con rozadora, habitualmente, a dos relevos. El relevo restante se aprovecha para relleno e inyección de agua en vena para eliminar el polvo, distender el macizo y favorecer el arranque, aunque estas labores pueden realizarse al relevo restante.

- **Frente largo en dirección con entibación autodesplazable y rozadora:**

El método de frente largo en dirección (longwall) es el más empleado en capas echadas de poca o media potencia (hasta 4m). Se llama también método del hundimiento controlado (Figura 36).

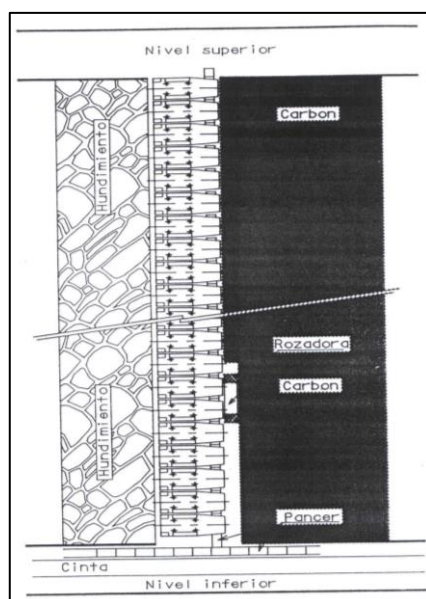


Figura 36. Infraestructura para la explotación por frente largo (longwall) en dirección con rozadora y entibación autodesplazable (HUNOSA)

Cuando su implantación sea posible por las condiciones del techo y la pendiente, es el de mejor rendimiento y mayor seguridad.

- **Arranque con cepillo, sostenimiento hidráulico y hundimiento controlado.**

Encapas con un buzamiento inferior a 35° (Figura 37).

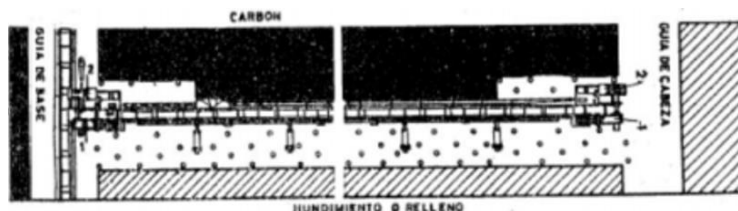


Figura 37. Arranque con rozadora mediante sostenimiento hidráulico y hundimiento controlado (HUNOSA)

2.3.2. Origen de los estériles

El origen de los estériles de los que se compone la escombrera de Figaredo es de mina y lavadero, que fueron vertidos sobre la ladera sur del valle del río Turón.

Un hecho característico y poco común de la escombrera de Figaredo es el que el vertido se encuentra a media ladera y por encima del brocal del pozo (Figura 38).

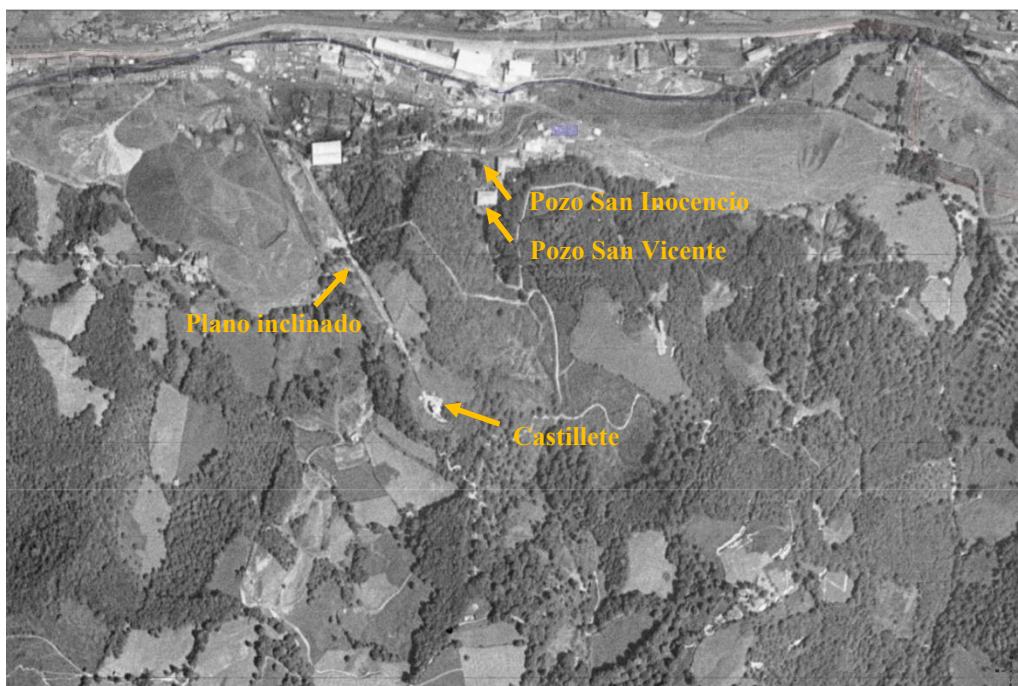


Figura 38. Fotografía de 1956 de la escombrera de Sarabia (HUNOSA).

El primer vertido que formaría la escombrera se produce a mediados del siglo XX, por parte de la empresa Minas de Figaredo S.A. Tras la integración de Minas de Figaredo en Hunosa (año 1998), todos los derechos mineros de aquella empresa pasan a pertenecer a Hunosa incluido el aprovechamiento de los estériles, tal y como se establece en la Ley de Minas. Las escombreras del Pozo Figaredo se corresponden con los estériles que provienen de las labores de avance de galerías en el interior de la mina y del tratamiento de los carbones brutos en los lavaderos, durante el período de casi un siglo de actividad minera en el entorno de Cortina (Figaredo), con lo que su naturaleza es de rocas de tipo areniscas y lutitas.

Con el estéril que salía de la mina se iban construyendo las escombreras de Sarabia y Figaredo. Tenían un método muy curioso para transportar dicho material ya que había que subirlo, desde la cota del río hasta media ladera donde se ubicaba la escombrera. En la foto siguiente de 1956 y en el plano de 1973 se puede observar un plano inclinado que iba desde la plaza del pozo hasta la escombrera, culminando con el edificio de la foto. Por ese plano circulaban una serie de cangilones sujetos a un cable, que mediante un sistema de poleas hacía subir el material y bajar el vacío. Los restos de esas construcciones pueden verse en la actual escombrera (Figura 39).

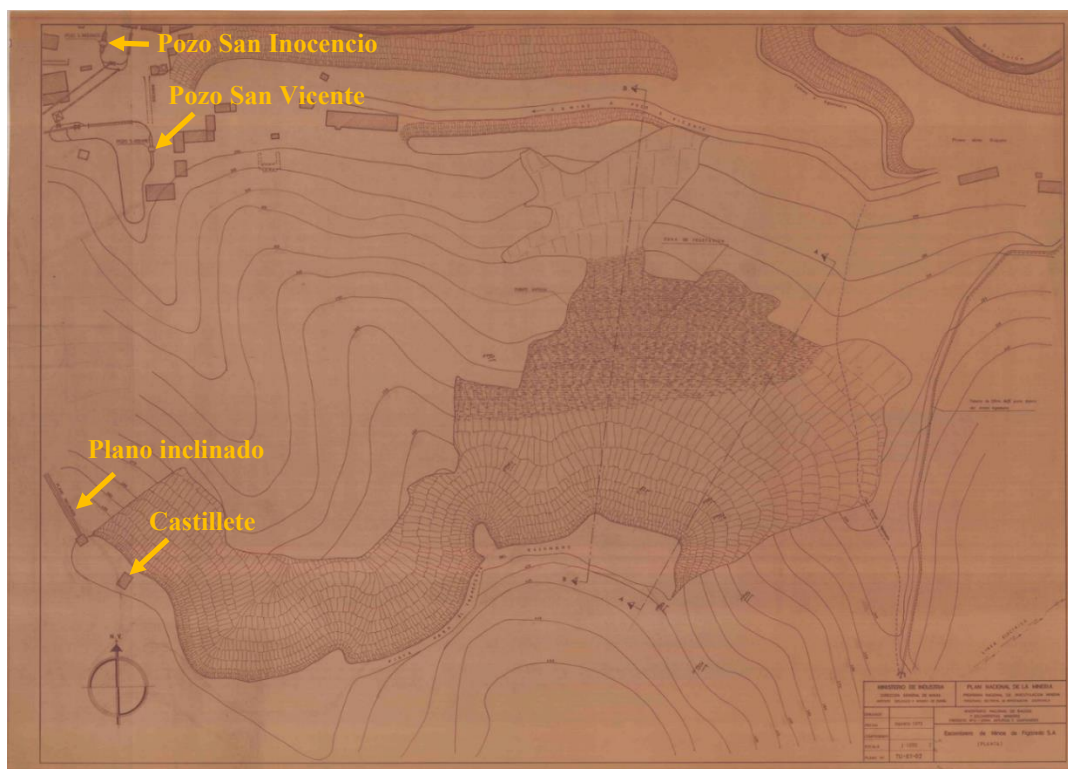


Figura 39. Plano de 1973 de la escombrera de Minas de Figaredo S.A.

Asturias, por su clima, es perfecta para la restauración de las escombreras. En estas imágenes de 2014 (Figura 40), de la escombrera de Figaredo (San Vicente), antes de comenzar su explotación y restauración se puede ver una pista superior de la zona de escombreras y el resto es un bosque que ha nacido sin ningún tipo de acción humana y que ha camuflado completamente los estériles apilados.



Figura 40. Escombrera de Figaredo (Sarabia y San Vicente) en 2014

A continuación, en la Figura 41, se pueden apreciar los distintos sectores en los que se divide la escombrera de Figaredo, así como la volumetría de estériles de cada zona: Sector 1 (escombrera de Sarabia) y Sectores 2, 3 y 4 (escombreras de San Vicente).



Figura 41. Zonas de la escombrera de Figaredo

Como se puede observar, se localizan dos grupos de escombreras Sarabia y San Vicente, de distintos tamaños, formadas por ocho escombreras menores en las que se va a centrar la investigación de esta tesis. Todas juntas representan un total aproximado de 1.800.000 m³ de escombros (Tabla 5).

Tabla 5. Características de la escombrera de Figaredo (Elaboración propia)

Código	Denominación	Propiedad	Superficie (m ²)	Volumen (m ³)	Cota (m.s.n.m.)
CT-01-01	Grupo Sarabia	Terrenos y escombros propiedad de Minas de Figaredo - HUNOSA	8.000	200.000	270
CT-01-02	Grupo Sarabia	Terrenos y escombros propiedad de Minas de Figaredo - HUNOSA	3.750	30.000	298
CT-01-03	Grupo Sarabia	Terrenos y escombros propiedad de Minas de Figaredo - HUNOSA	2.100	70.000	235
CT-01-04	Grupo Sarabia	Terrenos y escombros propiedad de Minas de Figaredo - HUNOSA	1.500	20.000	345
CT-03-01	Grupo San Vicente	Terrenos y escombros propiedad de Minas de Figaredo - HUNOSA	12.000	196.000	275
CT-03-02	Grupo San Vicente	Terrenos y escombros propiedad de Minas de Figaredo - HUNOSA	9.673	60.194	280
CT-03-03	Grupo San Vicente	Terrenos y escombros propiedad de Minas de Figaredo - HUNOSA	26.455	169.328	404
CT-03-04	Grupo San Vicente	Terrenos y escombros propiedad de Minas de Figaredo - HUNOSA	114.060	1.029.037	408
TOTALES			177.538	1.774.559	

3.- METODOLOGÍA DE INVESTIGACIÓN

3.1. Introducción

La antigua escombrera del Pozo San Vicente está formada principalmente por estériles procedentes de las preparaciones de dicho pozo y por los estériles obtenidos en el antiguo lavadero de cajas y canales en el que se trataba la producción bruta extraída en dicho pozo. Esta escombrera, ha experimentado en diversas zonas un proceso de autocombustión que se ha mantenido durante un largo período de años.

La escombrera de Sarabia se ha mantenido en servicio hasta prácticamente la integración de Minas de Figaredo en HUNOSA. Algunas de las zonas de esta escombrera fueron relavadas en el período comprendido entre los años 1972 a 1976.

La caracterización de las escombreras debe tener como objetivo la adecuada definición del depósito de estériles. Una escombrera se puede definir como un relleno antrópico poco cohesionado. Algunas de sus características esenciales son comunes a otros tipos de rellenos (antrópicos o naturales), tales como:

- Heterogeneidad de la naturaleza y tamaño del material.
- Variabilidad lateral y en profundidad.
- Alta porosidad.
- Posible acumulación de aguas freáticas.
- Inestabilidad de los taludes.
- Aparición de procesos de deformación por sobrecarga.
- Escasa capacidad portante.

Otras características de este tipo de depósitos suelen ser bastante más específicas, tales como:

- Alto contenido en carbón
- Alto contenido en piritas
- Susceptibilidad al incendio
- Posibles emanaciones de grisú

La gran heterogeneidad que presenta este tipo de rellenos es una de las mayores dificultades en un proceso de muestreo que pretenda una modelización realista. Para delimitar dentro de lo posible esta variabilidad se ha de conocer la génesis que conformó la distribución de los aportes tal y como están en la actualidad, ya que, al igual que la distribución de los rellenos naturales obedece a ciertas leyes (como, por ejemplo, una grano-clasificación; según la lejanía a la fuente de aportes), los rellenos antrópicos también presentan ciertas leyes que, si bien más complejas, configuran depósitos cuya distribución no resulta en absoluto azarosa. Así, en función del vertido realizado se podrá clasificar las escombreras en diferentes tipos. Ello debido a que la forma en la que se ha realizado el vertido

de los estériles condiciona su distribución y, por consiguiente, éste será un aspecto a tener en cuenta durante la programación de la campaña de muestreo.

Los estériles de escombrera son residuos líticos que se generan como consecuencia de la minería, en este caso del carbón, tanto en las fases de preparación y arranque del mineral como durante la fase de lavado o, incluso, relavado del material. Por ello es habitual establecer una diferenciación entre estériles de mina y estériles de lavadero. Los estériles están constituidos, principalmente, por los materiales no combustibles en el que encajan las capas de carbón, mayoritariamente areniscas y pizarras, por lo que sus características petrográficas están determinadas por su procedencia.

Los componentes mineralógicos más comunes son el cuarzo y los minerales arcillosos. Respecto a las características químicas, excepto aquellas escombreras relacionadas con la explotación de las capas más bajas del Carbonífero, intercaladas entre frecuentes pasos calcáreos (por ejemplo, el paquete Caleras con las calizas de La Sucia y Torala), los estériles de carbón asturianos presentan una composición media correspondiente a los materiales detríticos en los cuales se intercalan las capas objeto de aprovechamiento. En consecuencia, existe un predominio de la componente silícea, la cual llega a alcanzar el 50% del total. Según la Tesis Doctoral de González Moradas (1991), los estériles de carbón procedentes de las minas asturianas presentan la composición media que se presenta en la Tabla 6.

Tabla 6. Composición teórica de los estériles del carbón (González Moradas, 1991)

COMPOSICIÓN	PORCENTAJE	COMPOSICIÓN	PORCENTAJE
SiO ₂	49,0 %	MgO	1,3 %
Al ₂ O ₃	21,0 %	Na ₂ O	0,5 %
MgO	5,2 %	K ₂ O	3,6 %
Na ₂ O	1,0 %	TiO ₂	0,6 %

De acuerdo con esta composición media, puede parecer absurdo pretender obtener recursos energéticos a partir de los depósitos que constituyen las escombreras. Sin embargo, hay que tener en cuenta que el proceso de separación del carbón (lavado) a partir del mineral bruto de mina (que, en definitiva, es un proceso de concentración) implica siempre una cierta “imperfección”, por lo que cuanto más se pretenda concentrar el material mayor será el porcentaje de este que quedará en los productos que deben ser considerados estériles. Así pues, es de esperar que en función de la procedencia del escombro pueda existir un porcentaje de material combustible variable y diferente, por lo cual habrá que centrar el muestreo en los depósitos de estériles que “a priori” puedan resultar más favorables. Tratándose de escombreras de la minería del carbón estos depósitos serán, sin duda, los que correspondan al vertido de estériles obtenidos en el proceso de lavado de los carbones brutos.

Un aspecto fundamental, a destacar, en escombreras de carbón es la caracterización granulométrica de los materiales depositados, y ello por una doble razón:

- por un lado, es fácilmente entendible que en las fracciones más finas será en las que con mayor probabilidad se concentrará el residuo combustible;
- por otro lado, la mayor o menor abundancia de grandes bloques condicionará, de manera decisiva, tanto el tipo de muestreo como el método elegido para la toma de muestras.

Esta variabilidad granulométrica obedece principalmente al origen de los aportes, siendo de esperar que los residuos procedentes de tratamiento de corte en seco del bruto de mina o directamente de las labores de preparación (avance de galerías en estéril) contengan una mayor abundancia de tamaños grandes que los residuos provenientes del Lavadero, que ya habrán sufrido un proceso de cribado previo para rechazar los materiales más gruesos.

3.2. Valorización de escombreras

La Directiva 2008/98/CE sobre residuos define “Valorización” como cualquier operación cuyo resultado final sea que el residuo generado sirva a una finalidad útil al sustituir a otros materiales que de otro modo se habrían utilizado para cumplir una determinada función, como por ejemplo los asfaltos.

Los estériles de escombrera presentan una granulometría que varía según los estériles originales. Se dividen en:

- Estériles negros: Residuos de la minería del carbón.
- Estériles rojos: Materiales resultantes de la autocombustión del carbón, no contienen carbón y presentan mayor resistencia por estar soldados unos a otros.

Para investigar la posible valorización de un estéril hay que estudiar las siguientes propiedades:

- Propiedades mecánicas: Los valores medios son: densidad seca de 17kN/m^3 , humedad óptima del 6-12%, índice CBR de 8-29, rozamiento interno de $25-40^\circ$ y cohesión de 9-50kPa.
- Propiedades químicas (Tabla 7)

Tabla 7. Composición química media de los estériles de carbón españoles (CEDEX, 2011)

SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	K ₂ O	MgO	TiO ₂	CaO	S _{total}
43-49	22-24	5-7	2,9-3,2	1,2-1,5	1,1-1,2	1,1-2,0	0,6-1,4

- Propiedades físicas (Tabla 8)

Tabla 8. Características del todo-uno menor de 50 mm de los estériles de carbón (CEDEX, 2011)

ENSAYO	ESTERIL ROJO	ESTERIL NEGRO
Granulometría	Continua <5% inf.0,08 mm	Continua <5% inf.0,08 mm
Densidad (t/m ³)	[2,70-2,73]	[2,74]
Absorción (%)	[5,6-5,8]	
Forma Índice de Lajas Índice de Agujas	[36-42] [46-51]	
Desgaste Los Ángeles	[36-39] granulometría B [36-39] granulometría A [21-25] arenisca	[31-36]
Equivalente de arena	[30-51]	[38]
Plasticidad	No plástico	LL: [26-29]; LP: [19-20]; LP: [7-9]
Proctor Modificado Densidad máxima t/m ³ Humedad óptima	>1,9 [10,2%-15,5%]	[1,99-2,09 [7,0%-10%]
CBR	>50	<20

3.3. Aplicaciones de los estériles de escombreras

Para seleccionar el posible uso de los estériles de escombrera se montan plantas de tratamiento y separación de dichos materiales. Los posibles usos son:

- Terraplenes y rellenos
- Materiales granulares y zahorras.
- Materiales estabilizados con cemento.

El primer Plan Nacional de residuos de industrias extractivas 2007-2015, incentiva el uso de los materiales de las escombreras para la construcción de carreteras. En este Plan se destaca la experiencia de la empresa HUNOSA, que ha reciclado 8 millones de toneladas de estériles para terraplenes, 69 millones de toneladas para subbases de carreteras. Unos ejemplos asturianos de obras públicas en las que se han utilizado los estériles de escombrera son las que se detallan a continuación:

- Autovía A-66, Ruta de la Plata, en el tramo Oviedo-Campomanes.
- Carretera AS-112, de Ujo (Mieres) a Moreda (Aller)
- Autovía A-64 en el tramo Oviedo-San Miguel de la Barreda.

En HUNOSA una aplicación importante de aprovechamiento de escombreras es la Central Térmica de La Pereda (Figura 42).

**RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN.
UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.**

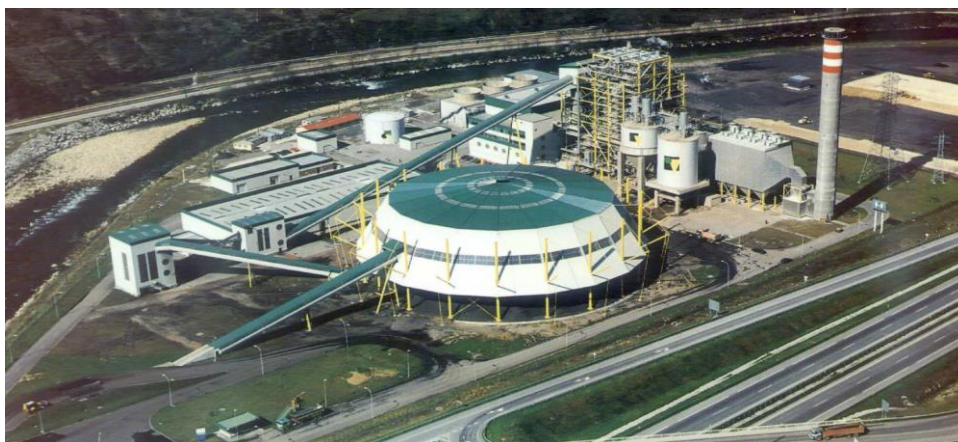


Figura 42. Fotografía de la Central Térmica de La Pereda de la empresa HUNOSA

Se importó de E.E.U.U. una tecnología y se adaptó a una potencia de 50 MWe. Dicha tecnología recibe el nombre de Lecho Fluido Circulante Atmosferico. Sus propiedades son:

- combustión que permite el uso de materia prima de muy bajo poder calorífico
- respetuosa con el medio ambiente en lo relativo a emisiones
- mantiene el ciclo agua-vapor de tipo convencional, así como el resto de los equipos auxiliares no pertenecientes a la caldera.

Las características técnicas de la caldera son las que se muestran en la Tabla 9. Lo más destacado es el dato de la composición del combustible o mezcla utilizada, es decir, el 4,9% de residuos de madera, el 35,3% de carbón bruto y el 59,8% de estériles de escombrera. Esto permite la recuperación de espacios ocupados por las escombreras mineras que pueden ser utilizados para otro tipo de usos y necesidades de las cuencas mineras.

Tabla 9. Características técnicas de la caldera (HUNOSA)

CONCEPTO	CARACTERÍSTICA
Tecnólogo	Foster Wheeler
Fabricante	Babcock Wilcox Esp.
Tipo	Lecho fluido circulante atmosférico (CLFA)
Estructura	Intemperie
Rendimiento	82,59%
Combustible (mezcla)	59,8% Estériles de escombrera 35,3% Carbón bruto 4,9% Residuos de madera
Absorbente	Caliza (98,5% CaCO ₃)
Consumo de combustible	63.968 kg/h
Consumo de absorbente	4.990 kg/h
Producción de vapor continua	185.200 kg/h
Presión de diseño	130 kg/cm ²
Presión vapor salida	115 kg/cm ²
Precalentador	Tubular
Quemador de encendido	Gas natural

3.4. Clasificación Corine Land Cover (CLC)

3.4.1. Introducción

Hasta hace poco tiempo, se asumía generalmente que, a largo plazo, la actividad humana tenía poco efecto duradero en la tierra gracias a la capacidad de la naturaleza para recuperarse. Este punto de vista siguió prevaleciendo durante mucho tiempo a pesar de que las prácticas agrícolas han estado causando daños irreversibles en determinadas zonas durante siglos.

Durante las últimas décadas, los efectos de ciertos fenómenos han demostrado que se debe de cuidar la cobertura del suelo y todos sus componentes. Éstos incluyen:

- la progresiva desertificación de determinadas regiones,
- la rápida desaparición de vastas áreas de bosque,
- la venta al por mayor de tierras agrícolas pobres,
- el secado gradual de los humedales,
- desarrollo urbano, continuo, a lo largo de las costas, etc.

Si el objetivo es hacer algo más que recurrir a la acción de emergencia básica ante un desastre y, en cambio, gestionar de manera racional extensas áreas de terreno, la información sobre la cobertura del suelo es esencial. Sin embargo, a pesar de la urgencia y la magnitud del problema, confirmado por todos los estudios, el progreso en esta área es limitado y, a menudo, decepcionante.

Los países industrializados han dedicado considerables recursos a la producción de mapas a gran escala de territorios nacionales y a mantener inventarios y mapas actualizados de la propiedad de la tierra, si embargo, nunca han considerado el problema de hacer y actualizar inventarios de cobertura terrestre. Esto puede deberse a que la gravedad de los efectos de algunas de las acciones del hombre en la biosfera se ha conocido y entendido hace poco tiempo, o porque las técnicas de recopilación y gestión de datos no se prestaban previamente a este tipo de operación.

Como resultado, la información sobre la cobertura del suelo ha estado disponible solo para pequeñas áreas afectadas por el desarrollo urbano, desarrollo de la agricultura, grandes proyectos de infraestructura, etc.

En este contexto, el proyecto de cobertura terrestre CORINE lanzado por la Comisión Europea se propone satisfacer una nueva necesidad y proporciona apoyo a la Comisión en sus esfuerzos por utilizar y desarrollar la recopilación de datos avanzada y técnicas de gestión en la ejecución de sus políticas.

Durante la última década, la conciencia de los graves problemas ambientales ha dado nueva urgencia a la cuestión de los inventarios de la cubierta terrestre.

RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN. UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.

Ya no se puede confiar al 100% en la información temática que aportan los mapas topográficos ya que se actualizan cada 10 o 15 años. Para solventar este problema de actualización es necesario realizar evaluaciones estadísticas e inventarios y encuestas agrícolas y forestales, cuando se está intentando hacer frente a lo siguiente:

- desaparición de áreas de humedales,
- destrucción de bosques mediterráneos por fuego,
- intensificación de la agricultura en zonas vulnerables,
- desarrollo del turismo a lo largo de las costas,
- aparición de matorrales en tierras agrícolas,
- desaparición de especies privadas de sus biotopos, etc.

Para fines de gestión ambiental, la información sobre la cobertura terrestre deberá cumplir requisitos especiales: debe ser cartográfica, así como estadística y debe ser posible reproducir la información a diferentes escalas para que sea útil en diversos niveles de tomas de decisiones.

La Tabla 10, ofrece un resumen de la nomenclatura utilizada en las diversas escalas, que debe permitir a los responsables de la toma de decisiones identificar, analizar y monitorear el uso de la tierra en las áreas bajo su responsabilidad. Debe ser posible que la información se actualice de manera fácil y rápida.

Tabla 10. Inventario de mapas: relación entre escala y necesidades satisfechas (HUNOSA)

ESCALA	NECESIDADES SATISFECHAS	TIPO DE DECISIÓN
1:1.000.000	Principales tendencias a largo plazo de la cubierta del suelo. Comparación internacional de patrones de cobertura del suelo.	Orientación nacional y programas comunitarios y mayor preparación para programas de desarrollo
1: 100.000	Gestión nacional del medio ambiente: identificar y localizar las principales áreas problemáticas. Política nacional de uso de la tierra: decidir qué áreas proteger	Seguimiento de la implementación de políticas comunitarias y nacionales
1:25.000	Seguimiento del uso regional del suelo. Manejo de áreas sensibles	Gestión local

Proyectos anteriores en algunos países han demostrado lo difícil que es delimitar, categorizar y cartografiar tipos de cobertura terrestre incluso en áreas pequeñas. Esto se hace evidente cuando se intenta comparar las estadísticas de cobertura del suelo de varios países o recopilar toda la información disponible sobre cobertura terrestre en un sólo país.

Sin embargo, durante los últimos 15 años aproximadamente, el lanzamiento de satélites de observación de la Tierra parece haber mejorado las posibilidades de éxito en la recopilación de inventarios de cobertura terrestre de áreas extensas. La comercialización del software de información geográfica también ha facilitado su uso la información de estos inventarios y actualizarlos más rápidamente. De hecho, la recomendación del Consejo de

utilizar datos satelitales está bien justificada en el caso particular del proyecto de cobertura del suelo CORINE.

Los datos satelitales de observación de la Tierra tienen las siguientes características:

- están disponibles de forma regular para todos los puntos del mundo (sujeto a que no haya nubes); los datos pueden ser adquirido cada 16 días en el caso de Landsat y cada 26 días en el caso de SPOT; con los satélites actualmente en servicio, y teniendo en cuenta los patrones de nubes en ciertos países, se estima que todos los países del cubierto dos veces al año;
- son económicos (Tabla 11);
- están disponibles para áreas extensas: los datos disponibles comercialmente cubren áreas extensas: 35.000 km² para cada escenario Landsat (MSS o TM), y 3.600 km² para cada escena SPOT; toma 750 fotografías aéreas a escala 1:50.000 (cobertura lateral 20%, cobertura longitudinal 60%) y 3.500 fotografías aéreas a escala 1:20.000 para cubrir el área de una escena Landsat.
- son objetivos: el sistema sensor-transmisión-recepción no implica ninguna intervención humana;
- los datos recopilados están relacionados con las características de la superficie terrestre;
- están en formato digital, lo que tiene una serie de ventajas debido a los avances en el procesamiento de datos.

Tabla 11. Coste de la adquisición de datos (CCT) de los satélites de observación de la Tierra

	(en euros / km ²)
PUNTO (HRV XS)	0,5
Landsat (MSS)	0,03
Landsat (TM)	0,14

Los datos de los satélites de observación de la Tierra están disponibles a nivel comercial por las empresas Eosat y Eurimage para Landsat, satélites y por Spot Image (Francia) para satélites SPOT. Estas empresas operan los satélites y así liberan a los usuarios de todos los datos de problemas de adquisición.

Los datos de teledetección constituyen uno de los conjuntos principales que pueden utilizarse en la producción de mapas de cobertura terrestre. La elección de tal conjunto de datos no es arbitraria; está hecho sobre la base técnica y financiera más adecuada a las necesidades de los usuarios. Sin embargo, al considerar los beneficios, se debe calificar que los datos de teledetección no son directamente legibles para cubrir la cartografía de la tierra.

Ya en 1985, el trabajo realizado por la Comisión Interministérielle des Comptes du Patrimoine Naturel en Francia, demostró que los datos de los satélites de observación de la Tierra son de crucial importancia en la preparación de inventarios de cobertura terrestre de áreas extensas, pero deben emplearse de manera rigurosa y sistemática y deben usarse

junto con los datos de cobertura terrestre existentes. En ese año 1985 se llevó a cabo un estudio de viabilidad para examinar en detalle las conclusiones de la Commission Interministérielle des Comptes du Patrimoine Naturel y para identificar los problemas prácticos relacionados con un inventario de cobertura del suelo de todo el territorio de los europeos de acuerdo con los objetivos del programa CORINE.

El estudio de viabilidad comprendió 10 zonas de prueba (superficie media de 2.400 km²) en nueve de los Estados miembros. Las áreas fueron seleccionadas para proporcionar una muestra representativa de los principales paisajes de Europa occidental.

Los elementos básicos del proyecto fueron:

- una escala de trabajo de 1: 1.00.000,
- la posibilidad de utilizar datos del sensor MSS de la primera generación de satélites Landsat de observación de la Tierra como base de datos,
- el uso de un procedimiento conocido como 'fotointerpretación asistida por computadora de imágenes en falso color' para analizar los datos de satélite.

Para que el proceso fuera realmente efectivo era necesario:

- caracterizar claramente el área unitaria para la cartografía de la cobertura terrestre,
- formular una nomenclatura comunitaria de la cobertura del suelo jerárquicamente en tres niveles en función de la definición de superficie unitaria,
- perfeccionar algunos de los métodos probados en el estudio de viabilidad.

3.4.2. Principios básicos. La escala cartográfica.

La escala escogida para la cartografía (Figura 43) es la 1:100.000 por las razones que se detallan a continuación:

- Los datos de cobertura terrestre proporcionados a escalas más pequeñas, tales como la 1: 250.000 o la 1: 500.000, no son lo suficientemente detallados como para ser útiles ya que a esas escalas el tamaño de la unidad más pequeña mapeada es muy grande y la nomenclatura correspondiente incluye relativamente pocos títulos (por ejemplo, nomenclatura de nivel 2, con unos 15 títulos).
- Es una escala adecuada para servir como base para estudios específicos a mayor escala dentro de un país, como investigaciones preliminares para proyectos de desarrollo civil o protección ambiental.
- Es compatible con proyectos que utilizan una escala menor, como la 1:1.000.000, ya que la teledetección espacial permite generar una escala de cartografía básica
- Es coherente con las limitaciones presupuestarias y los plazos para llevar a cabo dicho programa por parte de los 12 países de la Comunidad.
- Los mapas se pueden actualizar periódicamente con bastante facilidad.
- Ésta es una escala cartográfica común para la mayoría de los países comunitarios, aunque con una amplia gama de sistemas de proyección.

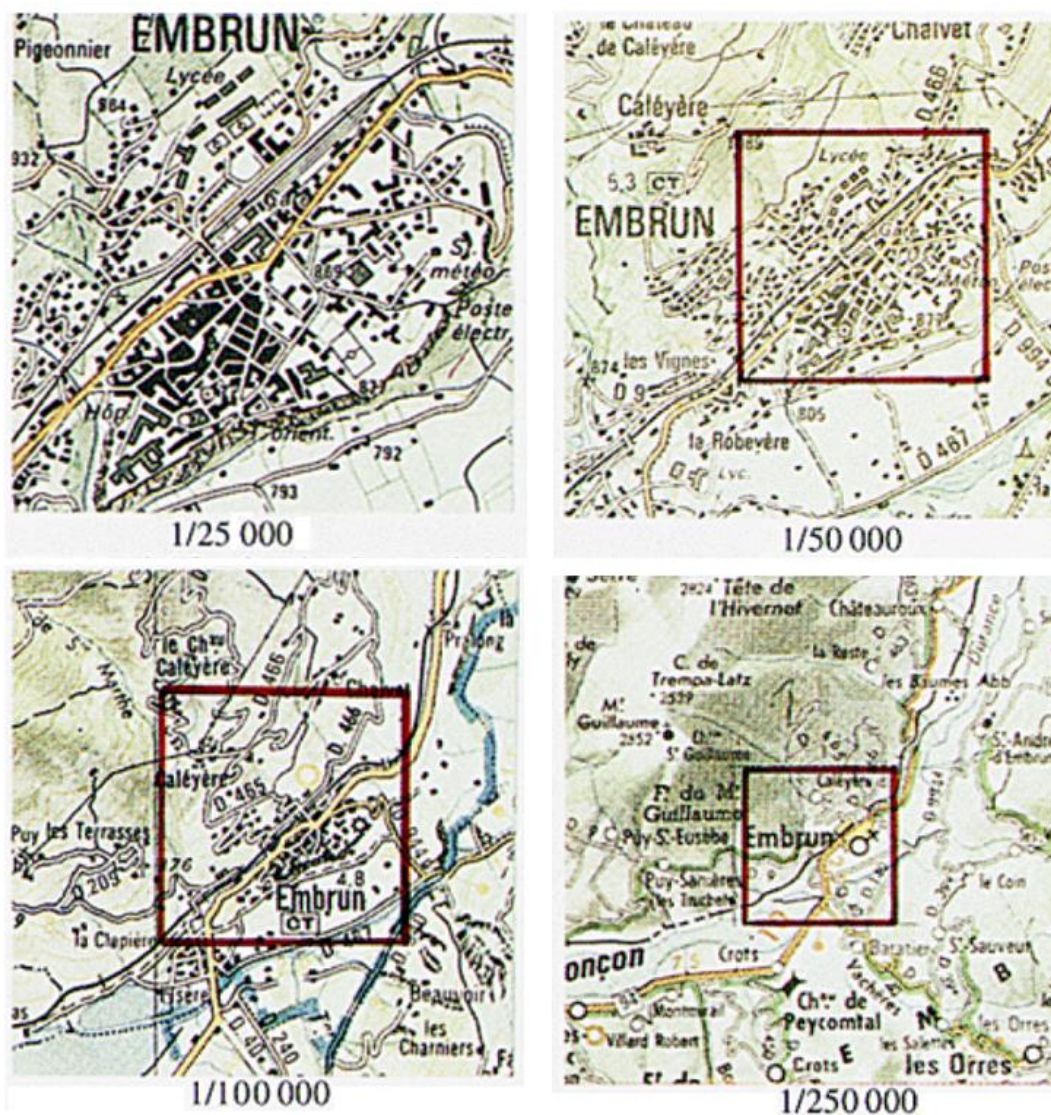


Figura 43. Escalas cartográficas (Corine Land Cover, 2018)

3.4.3. El tamaño del área unitaria.

Para facilitar la comprensión y el uso de esta unidad, se ha decidido definirla enumerando sus principales características:

- Se corresponde con a un área cuya cobertura puede considerarse homogénea (césped, agua, bosque, etc.) o a una combinación de áreas elementales homogéneas que, en sus variaciones, representa estructuras características de la cobertura del suelo que cubren grandes superficies que pueden considerarse como un tipo de cobertura del suelo en los Estados miembros de la Comunidad (Figura 44).
- Dada la escala, la unidad debe representar un área significativa de tierra, se distingue claramente de unidades circundantes. Su estructura en términos de cobertura terrestre es lo suficientemente estable como para servir como una unidad para la recolección de datos de información más precisos.

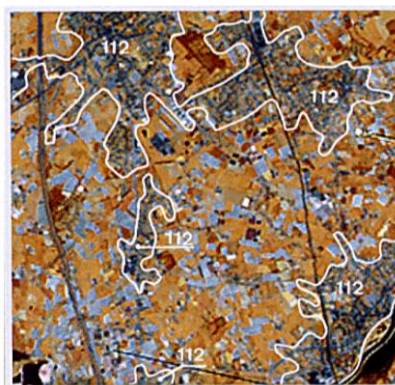


Figura 44. Ejemplo del área unitaria “1.1.2. Tejido urbano discontinuo”. Imagen Landsat TM (Corine Land Cover, 2018)

En el proyecto de cobertura terrestre de CORINE, el área unitaria a cartografiar tiene dos funciones:

- herramienta conceptual para el análisis de la cobertura terrestre;
- una herramienta para leer y organizar datos espaciales de teledetección que constituye, en el formato analógico de imágenes, una representación particular de la heterogeneidad y diversidad de los objetos que cubren la superficie terrestre.

Al definir esta unidad, siempre se debe tener en cuenta que, en realidad (en el campo) la cobertura del suelo siempre se compone como una combinación de superficies en mayor o menor grado homogéneas/heterogéneas, cualquiera que sea la escala utilizada.

Además, independientemente de cómo se hayan procesado los datos adquiridos por los sistemas de teledetección espacial a bordo de vehículos no proporciona una representación de la situación real de la Cobertura terrestre y tampoco se puede cartografiar dicha Cobertura terrestre en toda su complejidad/diversidad.

Dadas estas circunstancias, se debe concebir una unidad espacial / estadística, para todas las actividades de mapeo de Cobertura terrestre, que cumpla con los siguientes requisitos:

- su contenido debe proporcionar los datos temáticos requeridos por los usuarios,
- debe proporcionar una representación de la realidad.

3.4.4. Superficie mínima cartografiable.

El área de superficie de la unidad más pequeña mapeada en el proyecto es de 25 hectáreas. El establecimiento de la superficie mínima a cartografiar debe cumplir con tres requisitos básicos:

- Legibilidad del mapa impreso y fácil digitalización de los manuscritos de interpretación;
- Debe proporcionar una representación de las características esenciales del terreno en términos que sirvan a los objetivos temáticos del proyecto;

- Debe representar una compensación entre los costes operativos del proyecto y la provisión de requisitos de información de cobertura terrestre dentro de las restricciones presupuestarias generales.

Teniendo en cuenta estos requisitos, se estableció el tamaño mínimo cartografiable en 25 hectáreas. En una escala de 1:100.000, las 25 hectáreas están representadas por un cuadrado de 5 x 5 mm o un círculo con un radio de 2,8 mm.

3.4.5. Nomenclatura

En cualquier inventario cartográfico de cobertura terrestre, los cuatro elementos que están vinculados permanentemente son:

- la escala,
- la superficie de la unidad más pequeña que se va a cartografiar,
- la naturaleza de la información básica utilizada, en este caso, datos de satélite de observación de la Tierra,
- la estructura de la nomenclatura y el número de elementos que contiene.

La nomenclatura CORINE y las definiciones que la acompañan, basada en los tres primeros elementos, han sido objeto de numerosas discusiones hasta dar lugar al diagrama de la Figura 45 siguiente, donde se establece el “marco lógico” utilizado de base para establecer la nomenclatura.

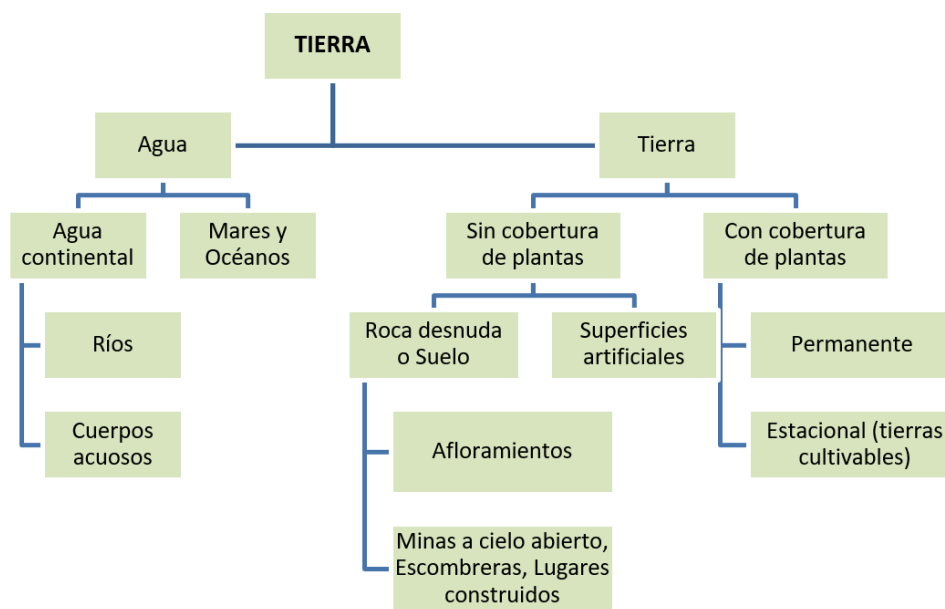


Figura 45. Construcción esquemática teórica de la nomenclatura de la cobertura (adaptado de Corine Land Cover, 2018)

A partir de este “marco lógico”, la nomenclatura seleccionada debe cumplir una determinada cantidad de requisitos:

RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN. UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.

- debe ser posible cartografiar todo el territorio comunitario, es decir, no puede haber un título para "tierras no clasificadas";
- los títulos deben corresponder a las necesidades de los futuros usuarios de la base de datos geográfica;
- la terminología de los encabezados debe ser inequívoca y evitar los términos vagos o áreas inciertas sujetas a posibles interpretaciones.

Hay que recordar, además, que la nomenclatura se aplica a unidades relativamente grandes, es decir, 25 hectáreas o más, y el total número de títulos en una nomenclatura es siempre un compromiso entre las necesidades del usuario y las limitaciones financieras que afectan al proyecto.

Otros aspectos que deben ser señalados son:

- Terminología: La mayoría de las nomenclaturas utilizadas para la cartografía o las estadísticas relacionadas con el espacio son aquellas que se refieren al uso de la tierra y que han sido producidas con el propósito de realizar un inventario de actividades humanas. Resulta difícil, en un proyecto, establecer una nomenclatura que abarque todos los aspectos de la unidad de área que se ha cartografiado.
- Nivel de aplicación geográfica: Comprende los tres niveles que se describen a continuación:
 - el primer nivel (cinco elementos) indica las categorías principales (abstractas en mayor o menor grado) de cobertura terrestre en el planeta;
 - el segundo nivel (15 elementos) se utiliza en escalas de 1:500.000 y 1:1.000.000;
 - El tercer nivel (44 elementos) se utilizará para el proyecto en una escala de 1:100.000.
- Nomenclatura nacional y/o regional: La nomenclatura de la cobertura terrestre de CORINE está organizada en tres niveles; se podría agregar un cuarto nivel para algunos o todos los elementos, sujeto a los siguientes requisitos:
 - Los elementos adicionales deben incluir toda la tierra cubierta por el elemento de nivel 3 correspondiente (se utilizan códigos de cuatro cifras para estos artículos);
 - Los artículos recién creados no deben relacionarse con más de un artículo de tres cifras;
 - La cartografía de cobertura terrestre CORINE (nomenclatura de tres cifras) debe completarse antes de iniciar la cartografía de nivel 4.

Finalmente, siempre se debe tener cuidado de que los elementos recién creados sean compatibles con la escala, el tamaño del área más pequeña mapeada y la información básica, es decir, datos de satélite.

En la Tabla 12 se muestra la nomenclatura de la clasificación CORINE Land Cover.

Tabla 12. Nomenclatura de CORINE Land Cover (adaptado de Corine Land Cover, 2018)

NIVEL 1	NIVEL 2	NIVEL 3
1. Superficies artificiales	1.1. Tejido urbano	1.1.1. Tejido urbano continuo
		1.1.2. Tejido urbano discontinuo
	1.2. Industrial, comercial y unidades de transporte	1.2.1. Unidades industriales o comerciales
		1.2.2. Redes de carreteras y ferrocarriles y terrenos asociados
		1.2.3. Zonas portuarias
		1.2.4. Aeropuertos
	1.3. Minas, escombreras y obras de construcción	1.3.1. Lugares de extracción mineral
		1.3.2. Escombreras
		1.3.3. Lugares de construcción
	1.4. Áreas de vegetación artificial no agrícola	1.4.1. Áreas urbanas verdes
		1.4.2. Instalaciones deportivas y de ocio
	2. Áreas agrícolas	2.1. Tierra cultivable
2.1.2. Tierra permanentemente irrigada		
2.1.3. Campos de arroz		
2.2. Cultivos permanentes		2.2.1. Viñedos
		2.2.2. Árboles frutales y plantaciones de bayas
		2.2.3. Olivares
2.3. Pastos		2.3.1. Pastos
2.4. Áreas agrícolas heterogéneas		2.4.1. Cultivos anuales asociados con cultivos permanentes
		2.4.2. Cultivos complejos
		2.4.3. Tierra ocupada principalmente por la agricultura, con áreas significativas de vegetación natural
		2.4.4. Áreas agroforestales
3. Bosque y áreas seminaturales		3.1. Bosques
	3.1.2. Bosque de coníferas	
	3.1.3. Bosque mixto	
	3.2. Arbustos y/o herbáceas y vegetación asociada	3.2.1. Pastizales naturales
		3.2.2. Páramos y brezales
		3.2.3. Vegetación esclerófila
		3.2.4. Bosques/arbustos de transición
	3.3. Espacios abiertos con escasa o ninguna vegetación	3.3.1. Playas, dunas y llanuras de arena
		3.3.2. Roca desnuda
		3.3.3. Áreas con poca vegetación
		3.3.4. Áreas quemadas
		3.3.5. Glaciares y nieves perpetuas
4. Humedales	4.1. Humedales de interior	4.1.1. Marismas de interior
		4.1.2. Turberas
	4.2. Humedales costeros	4.2.1. Marismas saladas
		4.2.2. Salinas
		4.2.3. Llanuras intermareales
5. Cuerpos de agua	5.1. Aguas continentales	5.1.1. Cursos de agua
		5.1.2. Cuerpos de agua
	5.2. Aguas marinas	5.2.1. Lagunas costeras
		5.2.2. Estuarios
		5.2.3. Mar y océano

Todas las definiciones de la nomenclatura son las que se describen a continuación:

(1) Superficies artificiales

(1.1.) Tejido urbano

(1.1.1.) Tejido urbano continuo: La mayor parte del terreno está recubierta por los edificios, las carreteras y el área con pavimento artificial y por otro lado, excepcionalmente las áreas no lineales de vegetación y suelo desnudo.

(1.1.2.) Tejido urbano discontinuo: Una gran parte del terreno, que ocupa superficies discontinuas y significativas, está recubierta por estructuras, edificios, carreteras y áreas de superficie artificial asociadas con áreas con vegetación y suelo desnudo.

(1.2.) Industrial, comercial y transporte

(1.2.1.) Unidades industriales o comerciales: Áreas de superficie artificial (con hormigón, asfalto o estabilizadas) sin la vegetación natural y que también puede contener edificios.

(1.2.2.) Redes de carreteras y ferrocarriles y terrenos asociados: Autopistas, ferrocarriles, e instalaciones asociadas (estaciones, andenes, terraplenes). Ancho mínimo para incluir: 100 m.

(1.2.3.) Zonas portuarias: Infraestructura de áreas portuarias, incluidos muelles, astilleros y marinas.

(1.2.4.) Aeropuertos: Instalaciones aeroportuarias con pistas, edificios y terrenos asociados.

(1.3.) Sitios de minas, vertederos y construcción

(1.3.1.) Lugares de extracción de minerales: Zonas con extracción, a cielo abierto, de minerales industriales (areneros, canteras) u otros minerales. Incluye también pozos de grava inundados, excepto para extracción de lecho de río.

(1.3.2.) Escombreras: Vertederos o escombreras de minas, industriales o públicos.

(1.3.3.) Lugares de construcción: Espacios en desarrollo, excavaciones de suelo o lecho rocoso, movimiento de tierras.

(1.4.) Áreas con vegetación artificial no agrícola

(1.4.1.) Zonas urbanas verdes: Zonas con vegetación dentro del tejido urbano. Incluye parques y cementerios con vegetación.

(1.4.2.) Instalaciones deportivas y de ocio: Terrenos para acampar, campos deportivos, parques de ocio, campos de golf, hipódromos, etc. Incluye parques formales no rodeados de zonas urbanas.

(2) Áreas agrícolas

(2.1.) Tierra cultivable: Áreas cultivadas de manera regular y generalmente bajo un sistema de rotación.

(2.1.1.) Tierra cultivable de secano: Cereales, leguminosas, forrajes, tubérculos y barbechos. Incluye cultivo de flores y árboles (viveros) y

hortalizas, ya sea en campo abierto, bajo plástico o vidrio (incluye horticultura). Incluye aromáticas, plantas medicinales y culinarias. Excluye pastos permanentes.

(2.1.2.) Tierras de regadío permanente: Cultivos regados de forma permanente y periódica, utilizando una infraestructura permanente (canales de riego, red de drenaje). La mayoría de estos cultivos no se podrían cultivar sin un suministro de agua artificial. No incluyen tierras de regadío esporádico.

2.1.3. Campos de arroz: Terreno desarrollado para el cultivo de arroz. Superficies planas con canales de riego. Superficies regularmente inundadas.

(2.2.) Cultivos permanentes: Cultivos que no están bajo un sistema de rotación, que proporcionan cosechas repetidas y ocupan la tierra durante un largo período antes de arar y replantar; principalmente plantaciones de cultivos leñosos. Excluye pastos, tierras de pastoreo y bosques.

(2.2.1.) Viñedos: Superficies plantadas de vid.

(2.2.2.) Plantaciones de árboles frutales y bayas: Parcelas plantadas con árboles frutales o arbustos; especies frutales simples o mixtas; árboles frutales asociados con superficies de hierba permanente. Incluye castaños y nogales.

(2.2.3.) Olivares: Áreas plantadas de olivos, incluida la presencia mixta de olivos y vides en la misma parcela.

(2.3.) Pastos

(2.3.1.) Pastos: Cobertura de hierba densa, predominantemente graminoides, de composición floral, que no se encuentre bajo el sistema de rotación. Principalmente se utiliza para el pastoreo, pero el forraje se puede recolectar mecánicamente. Incluye áreas con setos (bocage).

(2.4.) Zonas agrícolas heterogéneas

(2.4.1.) Cultivos anuales asociados a cultivos permanentes: Cultivos no permanentes (tierras arables o pastos) asociados a cultivos permanentes en la misma parcela.

(2.4.2.) Cultivo complejo: Yuxtaposición de pequeñas parcelas de diversos cultivos anuales, pastos y/o cultivos permanentes.

(2.4.3.) Terreno ocupado principalmente por la agricultura, con importantes áreas de vegetación natural: Áreas ocupadas principalmente por la agricultura y que se presentan intercaladas con importantes áreas naturales.

(2.4.4.) Áreas agroforestales: Cultivos anuales o pastizales bajo la cubierta boscosa de especies forestales.

(3) Bosques y áreas seminaturales

(3.1.) Bosques

(3.1.1.) Bosque caducifolio: Formación de vegetación compuesta principalmente por árboles, incluidos arbustos y sotobosques de matorrales.

- (3.1.2.) Bosque de coníferas: Formación de vegetación compuesta principalmente por árboles, incluidos arbustos y sotobosques, donde predominan las especies de coníferas.
- (3.1.3.) Bosque mixto: Formación de vegetación compuesta principalmente por árboles, incluidos arbustos y sotobosques de matorrales, donde y predominan las especies de coníferas.
- (3.2.) Asociaciones de vegetación arbustiva y/o herbácea
- (3.2.1.) Pastizales naturales: Pastizales de baja productividad. A menudo se encuentra en áreas de terreno irregular y accidentado. Con frecuencia incluye áreas rocosas, zarzas y brezales.
- (3.2.2.) Páramos y brezales: Vegetación de cubierta baja y cerrada, dominada por matorrales, arbustos y plantas herbáceas (brezo, zarzas, retama, aulaga, laurno, etc.).
- (3.2.3.) Vegetación esclerófila: Vegetación espesa esclerófila. Incluye maquis y garriga. La Maquis es una asociación de vegetación densa compuesta por numerosos arbustos asociados con suelos silíceos en el entorno mediterráneo. La Garriga está formada por asociaciones arbustivas discontinuas de mesetas calcáreas mediterráneas. Generalmente compuesto de coscoja, madroño, lavanda, tomillo, jara, etc. Puede incluir algunos árboles aislados.
- (3.2.4.) Bosque/arbustos de transición: Vegetación tupida o herbácea con árboles dispersos. Puede representar la degradación del bosque o su regeneración/colonización.
- (3.3.) Espacios abiertos con poca o sin vegetación
- (3.3.1.) Playas, dunas y llanuras de arena: Playas, dunas y extensiones de arena o guijarros en zonas costeras o continentales, incluidos lechos de arroyos y canales con régimen torrencial.
- (3.3.2.) Roca desnuda: Cantos rodados, acantilados, rocas y afloramientos.
- (3.3.3.) Áreas con poca vegetación: Incluye estepas, tundra y tierras baldías. Vegetación dispersa de gran altitud.
- (3.3.4.) Zonas quemadas: Áreas afectadas por incendios recientes, aún mayoritariamente negras.
- (3.3.5.) Glaciares y nieves perpetuas: Terreno cubierto por glaciares o nevados permanentes.
- (4) Humedales
- (4.1.) Humedales interiores: Áreas no boscosas anegadas parcial, estacional o permanentemente. El agua puede estar estancada o circulante.
- (4.1.1.) Marismas interiores: Las tierras bajas suelen inundarse en invierno y más o menos saturadas de agua durante todo el año.
- (4.1.2.) Turberas: Turbera compuesta principalmente de musgo descompuesto y materia vegetal. Puede o no ser explotado.

(4.2.) Humedales costeros: Áreas no boscosas ya sea por marea, estacional o permanentemente anegadas con agua salobre o salina.

(4.2.1.) Marismas: Zonas bajas con vegetación, por encima de la línea de la marea alta, susceptibles a inundaciones por agua de mar. A menudo en el proceso de relleno, siendo gradualmente colonizado por plantas halófilas.

(4.2.2.) Salinas: Salinas, activas o en proceso. Secciones de marisma explotadas para la producción de sal por evaporación. Se distinguen claramente del resto de la marisma por su segmentación y sistemas de terraplenes.

(4.2.3.) Llanuras intermareales: Extensiones de barro, arena o roca generalmente sin vegetación que se encuentran entre las marcas de agua altas y bajas. En contorno en mapas.

(5) Cuerpos de agua

(5.1.) Aguas continentales

(5.1.1.) Cursos de agua: Cursos de agua, naturales o artificiales, que sirven como canales de drenaje. Incluye canales. El ancho mínimo a incluir sería de 100 m.

(5.1.2.) Cuerpos de agua: Tramos de agua, naturales o artificiales.

(5.2.) Aguas marinas

(5.2.1.) Lagunas costeras: Tramos de agua salada o salobre sin vegetación separados del mar por una lengua de tierra u otra topografía similar. Estos cuerpos de agua pueden conectarse con el mar en puntos limitados, ya sea de forma permanente o durante algunos periodos al año.

(5.2.2.) Estuarios: La desembocadura de un río, dentro del cual la marea baja y fluye.

(5.2.3.) Mar y océano: Zona mar adentro bajo el límite de marea más bajo.

3.5. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES V5.1)

Esta clasificación ha sido diseñada para ayudar a medir, contabilizar y evaluar los servicios de ecosistemas. Aunque se desarrolló en el contexto del Sistema de Contabilidad Ambiental y Económica (SEEA) dirigido por la División de Estadística de las Naciones Unidas (UNSD), se ha utilizado ampliamente en la investigación de servicios de ecosistemas para diseñar indicadores, mapeos y para valoración (Haines-Young & Potschin, 2018).

El modelo de cascada que se presenta en la Figura 46 proporciona el marco conceptual en el que se establece CICES V5.1 (2026). Busca clasificar los servicios de ecosistemas finales, que se definen como las contribuciones que los ecosistemas (es decir, los sistemas vivos) hacen al bienestar humano, o los beneficios que las personas obtienen de los

ecosistemas. Estos servicios son finales, ya que son los productos de los ecosistemas (ya sean naturales, seminaturales o altamente modificados) que afectan más directamente el bienestar de las personas.

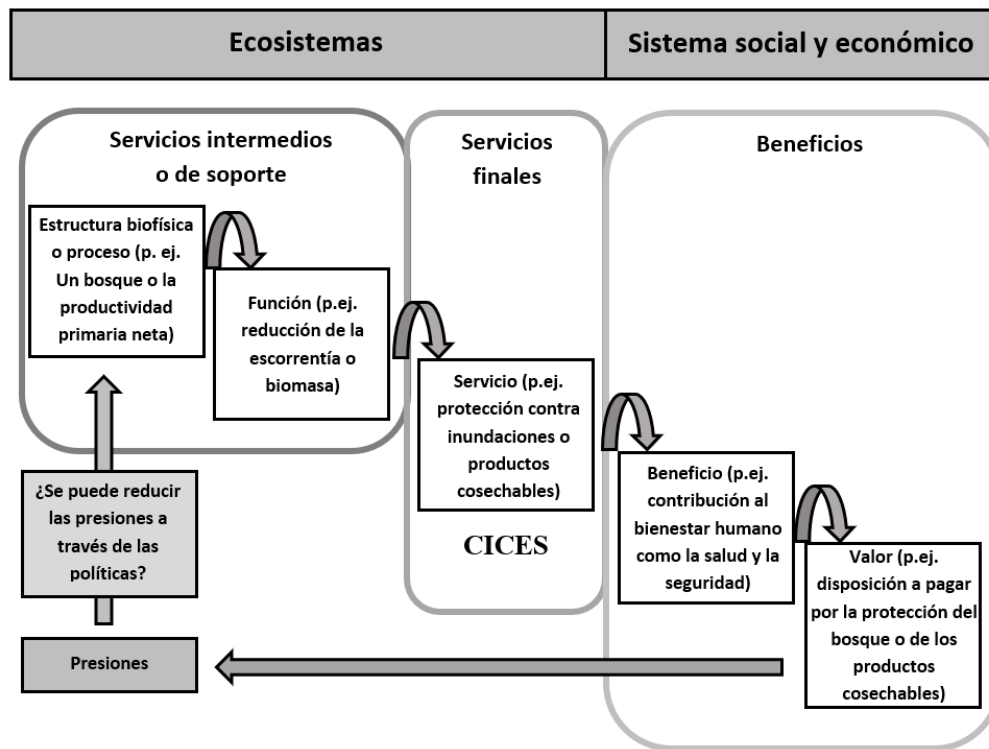


Figura 46. Modelo en cascada (adaptado de Potschin-Young et al., 2018)

Una característica fundamental de los servicios finales es que mantienen una conexión con las funciones y procesos subyacentes del ecosistema que los genera.

CICES V5.1 (2026) se basa en el principio de que una clasificación de servicios necesita describir la contribución que los ecosistemas hacen al bienestar humano, definida en términos de "qué hacen los ecosistemas". Por lo tanto, en la clasificación, la definición de un servicio necesita resaltar los resultados ecológicos que generan características o procesos particulares del ecosistema, que en última instancia pueden beneficiar a las personas. Por lo tanto, el objetivo ha sido construir una clasificación que identifique los propósitos o usos que las personas tienen para los diferentes tipos de servicios del ecosistema y asociarlos con los atributos o comportamientos particulares del ecosistema que los respalda.

El CICES V5.1 (2026) clasifica los servicios de ecosistemas en tres categorías:

- **Aprovisionamiento:** Esta sección cubre todos los productos nutricionales, no nutricionales y los productos energéticos de los sistemas vivos, así como los productos abióticos (incluido el agua), haciendo del nivel de división una distinción entre los servicios de aprovisionamiento basados en biomasa (bióticos) y el ecosistema abiótico acuoso y no acuoso.

- **Regulación y Mantenimiento:** Regulación de procesos ecológicos beneficiosos para el bienestar humano. Todas las formas en que los organismos vivos pueden mediar o moderar el ambiente ambiental que afecta la salud humana, la seguridad o la comodidad, junto con equivalentes abióticos. Por lo tanto, el nivel de división cubre:
 - la transformación de los aportes bioquímicos o físicos a los ecosistemas en forma de desechos o sustancias tóxicas; y
 - la regulación de las condiciones físicas, químicas y biológicas, que clasifica las diversas formas en que los sistemas vivos pueden mediar, de manera beneficiosa, el ambiente fisicoquímico y biológico de las personas.
- **Cultural:** Contribución a la formación y al mantenimiento de valores y prácticas culturales (en su mayoría intangibles). Los servicios culturales se consideran principalmente entornos, ubicaciones o situaciones ambientales que dan lugar a cambios en los estados físicos o mentales de las personas, donde el carácter de esos entornos depende fundamentalmente de los procesos vivos; pueden involucrar especies individuales, hábitats y ecosistemas completos. Los entornos pueden ser seminaturales y naturales (es decir, pueden incluir paisajes culturales) siempre que las características consideradas dependan de los procesos de vida in situ.

En CICES V5.1 (2026) a cada categoría se le asigna un código único de cuatro dígitos. El sistema de codificación tiene en cuenta que los usuarios pueden considerar los resultados de los ecosistemas abióticos junto con los que surgen de los procesos vivos; por lo tanto, el aprovisionamiento biótico, la regulación y el mantenimiento, y los servicios culturales están etiquetados en el nivel de la Sección como 1, 2 y 3 respectivamente.

Aunque CICES V5.1 (2026) a nivel de clase pretende ser exhaustivo, la facilidad para definir una “otra categoría” en las tres secciones ahora se ha proporcionado para permitir cubrir contextos o servicios que aún no están incluidos. En el sistema de codificación, las categorías para este propósito en los niveles inferiores están etiquetadas con una 'X'. Se pretende que los usuarios asignen estos códigos por sí mismos. Pueden anidarlos con sus divisiones o grupos existentes, sustituyendo el código apropiado para ese nivel.

En la Figura 47 se presenta un ejemplo de la estructura jerárquica de CICES V5.1 (2026), en referencia a un servicio de aprovisionamiento denominado “plantas cultivadas”, que a nivel de Grupo no tiene uso final asociado con él. Esta categoría se desagrega posteriormente a nivel de clase como “Plantas terrestres cultivadas (incluidos hongos, algas) cultivadas con fines nutricionales”, que se define como “la contribución ecológica al crecimiento de cultivos cultivados en tierra que se pueden cosechar y utilizar como materia prima para la producción de alimentos”. Esto se puede representar como “cereales” a nivel de clase).

RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN. UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.

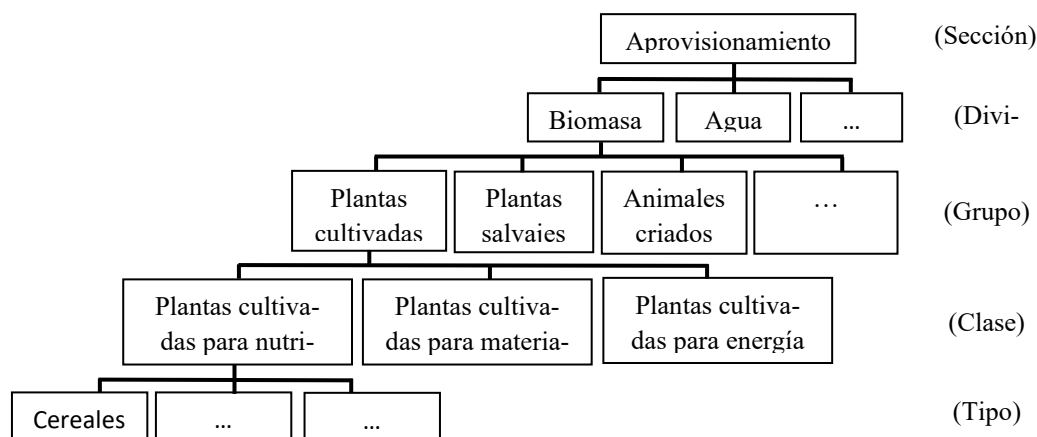


Figura 47. Estructura jerárquica de CICES V5.1 (adaptado de Potschin-Young et al., 2018)

3.6. Evaluación de Servicios de ecosistemas

De acuerdo con Millennium Ecosystem Assessment (2005), la

Figura 48 muestra la fuerza de los vínculos entre las categorías de servicios de ecosistemas y los componentes del bienestar humano.

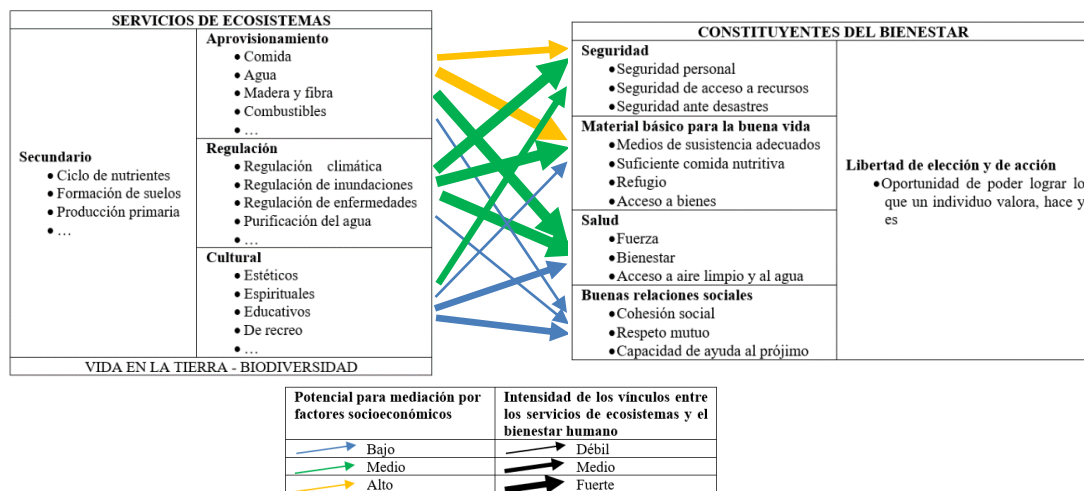


Figura 48. Fortaleza de los vínculos entre las categorías de servicios de ecosistemas y los componentes del bienestar humano (adaptado de Millennium Ecosystem Assessment, 2005)

La fuerza de los vínculos y el potencial de mediación difieren en los diferentes ecosistemas y regiones. Además de la influencia de los servicios de ecosistemas en el bienestar humano, existen otros factores (factores ambientales y económicos, sociales, tecnológicos y culturales) que también influyen en dicho bienestar y cuyos cambios afectan a los ecosistemas. Cabe señalar que los servicios de apoyo, que son los procesos ecológicos que sustentan los otros servicios, no aparecen en CICES V5.1 (2026).

La evaluación de servicios de ecosistemas debe identificar y evaluar el potencial de estos

servicios dentro del ecosistema (Baró, Gómez-Baggethun y Haase, 2017):

- Identificación de los procesos del ecosistema, que contribuyen a la producción de servicios de ecosistemas potenciales.
- Evaluación de la extensión espacial de los servicios de ecosistemas (local, regional, interregional y global).
- Evaluación de la extensión temporal de los servicios de ecosistemas (por ejemplo, diurna, estacional, en curso o presente y futuro).
- Identificación de la influencia del cambio de uso del terreno en la contribución de los servicios de ecosistemas.
- Identificación de paquetes de ecosistemas, es decir, un conjunto de los servicios de ecosistemas asociados que son suministrados o demandados por un ecosistema o área determinada y que generalmente aparecen juntos repetidamente en el tiempo y/o el espacio.

Larondelle y Haase (2012) seleccionaron los servicios de ecosistemas, indicadores y métodos para zonas de explotación relacionadas con las Minas Mibrag, al Sur de Leipzig (Alemania) presentados en la Tabla 13, evaluando los paisajes post-mineros utilizando los servicios de los ecosistemas que están presentes en esa zona.

Tabla 13. Servicios de ecosistemas, indicadores y método de evaluación de zonas de explotación de las Minas Mibrag (adaptado de Larondelle y Haase, 2012)

Servicio	Indicadores	Método
Producción de comida	Productividad agrícola (A_p)	A_p -Área [$ha_{\text{área agrícola}}$] potencial de rendimiento del cultivo
Producción de madera	Productividad de bosque (A_f)	A_f -Área [$ha_{\text{área de bosque}}$] potencial de rendimiento del cultivo
Aprovisionamiento de agua fresca	Recarga de acuíferos (G)	$G=1+(N-312,5-(ET_{\text{clase}.25}))/((A/A_u)+50)$
Regulación climática	Almacenamiento superficial de carbono de evapotranspiración (ET_p)	Almacenamiento superficial de carbono vinculado al uso de la tierra [MgC/ha] Clase ET
Regulación de inundaciones	Asentamientos en llanuras aluviales	Asentamientos en llanuras aluviales [ha]
Producción primaria	Producción primaria neta	Producción primaria neta vinculada al uso de la tierra [$g/m^2/a$]
Ocio	Áreas de ocio	Áreas de ocio ≤ 300 m del asentamiento
Biodiversidad	Desarrollo costero (SD) Medidas de paisaje	$SD = longitud_{\text{orilla}}/2\sqrt{\pi} \cdot \text{Área}$ Tamaño medio del área-MPS-A/NP

Por otro lado, Kain, et al. (2016), en su artículo sobre la exploración de las consecuencias locales de dos alternativas de uso del terreno para el suministro de servicios de ecosistemas urbanos en Estocolmo en el año 2050, seleccionaron ocho servicios de ecosistemas basados en consultas con investigadores del proyecto de investigación europeo URBES

**RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN.
UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.**

(2012).

Los Servicios de Ecosistemas más utilizados en la literatura científica, según Kain, et al. (2016), son los que se enumeran en la Tabla 14.

Tabla 14. Servicios de ecosistemas, indicadores y unidades importantes en los ecosistemas urbanos (adaptado de Kain et al., 2016)

Servicio de Ecosistema	Indicador	Unidad	Descripción
Suministro de alimento	Energía cosechada	GJ/ha.año	Representación del contenido energético de una dieta equilibrada
Suministro de energía	Energía cosechada	GJ/ha.año	Representando la producción de biogás a partir de biomasa. Energía utilizada para el cultivo
Enfriamiento urbano	Reducción de la temperatura	Kelvin (K)	Diferencia de temperatura entre áreas de sol y de sombra en el parque
Regulación de la calidad del aire	Emisividad superficial, f-Evapotranspiración	Emisividad f	Representación de la absorción de insolación y de emisividad térmica de diferentes superficies Calificación de vapor sobre la superficie
Captura de carbono	Almacenamiento de carbono	tC/ha	Cantidad de carbono sobre el suelo que es absorbido (CO ₂) y almacenado por los árboles
Retención de aguas pluviales	Parte del suelo sellado	%	Porcentaje de superficie impermeable de una unidad homogénea de uso del suelo donde el agua no puede infiltrarse
Ócio físico	Áreas urbanas verdes y azules adecuadas para diversas actividades físicas	Hectáreas ideales para ocio físico	Lo que conduce, por ejemplo, a la reducción de la obesidad y a una presión arterial más baja
Ócio mental	Áreas urbanas verdes y azules que contribuyen a la salud mental	Hectáreas ideales para ocio mental	Proporcionar valores, como la apreciación estética, el sentido del lugar, la experiencia espiritual o la inspiración.

Baró, Gómez-Baggethun, y Haase (2017) avanzaron un marco para identificar, cartografiar y evaluar paquetes de servicios de ecosistemas desde un enfoque de oferta y demanda, para informar la planificación y gestión del paisaje aplicándolo a la región metropolitana de Barcelona. Utilizaron cinco servicios de ecosistemas y once indicadores espaciales (Tabla 15).

Pueffel, Haase, y Priess (2018) proporcionaron una clara visión general de las clases y subgrupos respectivos adaptados de conformidad con el marco CICES V5.1 (Tabla 16).

Tabla 15. Descripción general de los indicadores, unidades de cuantificación, principales fuentes de datos y referencias clave utilizadas en el estudio de la región metropolitana de Barcelona (adaptado de Baró et al., 2017)

Servicio de Ecosistema	Indicador	Unidad	Principales fuentes de datos y referencias clave
Suministro de alimento (Aprovisionamiento)	Producción de cultivos (oferta)	kg _{cultivo} ha ⁻¹ año ⁻¹	Datos estadísticos de rendimiento agrícola (2013)
	Producción ganadera (oferta)	Unidades _{ganado} ha ⁻² año ⁻¹	Datos del censo agrícola (2009)
	Densidad de población (demanda)	Habitantes ha ⁻¹	Datos de sectores del censo de población (2011)
Regulación climática global (Regulación)	Captura de carbono (suministro)	kgC ha ⁻¹ año ⁻¹	Inventario Nacional de bosques (1990-2001), Pino (2007)
	Emisiones de carbono (demanda)	kgC ha ⁻¹ año ⁻¹	Planes de Acción Municipales de Energía Sostenible (2012)
Purificación de aire (Purificación)	Velocidad de deposición seca de NO ₂ (oferta)	mm s ⁻¹ ha ⁻¹	Datos regionales de cobertura de suelo (2012), Medidas de la velocidad del viento
	Niveles de concentración de NO ₂ (demanda)	µg NO ₂ m ⁻³ (anuales)	Datos de calidad de aire de la estación BMR (2013)
Control de la erosión (Regulación)	Capacidad de control de la erosión (oferta)	Índice (0-5)	Datos basados en expertos y conjunto de datos de coberturas terrestres regionales (2012)
	Perdida potencial de suelo (demanda)	Índice (0-3)	Datos de pérdida potencial de suelo en Barcelona
Ócio al aire libre (Cultural)	Potencial de ocio (oferta)	Índice (0-1)	Datos espaciales regionales sobre la naturalidad del hábitat, las áreas naturales protegidas y las características del agua (varias fuentes)
	Demanda de ocio (demanda)	Índice (0-5)	Datos de secciones del censo de población

**RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN.
UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.**

Tabla 16. Clasificación de servicios de ecosistemas adaptada de acuerdo con el marco CICES 4.3 (adaptada de Pueffel et al., 2018)

Sección	División	Grupo
Cultural	Interacciones físicas e intelectuales con biota, ecosistemas y paisajes terrestres/marinos (entornos ambientales)	Actividades físicas y de ocio
		Interacciones intelectuales y emocionales
	Interacciones espirituales y simbólicas con los ecosistemas y paisajes terrestres/marinos (entornos ambientales)	Espirituales y/o emblemáticas
		Otras actividades culturales
Aprovisionamiento	Nutrición	Biomasa
		Agua
	Materiales	Materia prima de plantas y animales
	Energía	Fuentes de energía basadas en biomasa
Energía mecánica		
Regulación	Remediación de residuos, tóxicos y otras molestias	Remediación por biota y ecosistemas
	Remediación de flujos	Flujos líquidos
	Mantenimiento de las condiciones físicas, químicas y biológicas	Composición atmosférica y regulación climática
Problemas mediam- bientales / Impactos (Perjuicios)	Estéticos	
	Riesgos para la salud	
	Otros riesgos (uso del suelo, vegetación)	
	Otros problemas	

La referencia que se utilizará para la selección de los servicios de ecosistemas en Figaredo será la de los servicios de ecosistemas presentados por Larondelle y Haase (2012), con la introducción de dos nuevos (educación y patrimonio/herencia cultural):

- Servicios de Aprovisionamiento:
 - Producción de comida
 - Producción de madera
 - Aprovisionamiento de agua fresca
- Servicios de Regulación:
 - Regulación climática, Captura de Carbono
 - Regulación Hidrológica (ciclo del agua: sequías / inundaciones)
 - Sucesión de vegetación, producción primaria.
- Servicios Culturales
 - Esparcimiento y Deportes
 - Educación
 - Herencia cultural

4.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Caracterización de la escombrera de Figaredo.

4.1.1. Sector 1 de Figaredo o escombrera de Sarabia

En el marco del proceso de cierre del Pozo Figaredo se llevaron a cabo una serie de actuaciones de acompañamiento del proyecto de suspensión y abandono de la explotación. Una de las actuaciones más importantes es la que corresponde al desarrollo de un plan de restauración de las escombreras anexas al Pozo Figaredo.

Más adelante se procederá a describir las actuaciones de las diferentes fases del programa de restauración de las escombreras que se llevaron a cabo en 2008 y que permitieron:

- Completar la restauración definitiva de la zona inferior de la escombrera de Sarabia, en su extremo occidental, en el área comprendida entre los núcleos de población de Peñule y Sarabia (con una superficie aproximada de 40.000 m²).
- Decidir las actuaciones futuras sobre el resto de las escombreras del pozo Figaredo, determinando la posibilidad de aprovechamiento energético, en la Central Térmica de La Pereda, de parte de los estériles almacenados de acuerdo con las conclusiones obtenidas en el estudio de valoración energética de dichas escombreras que se llevará a cabo.

En la zona del Sector 1 o Sarabia se procedió a la remodelación morfológica de la escombrera, para facilitar su integración en el entorno físico circundante, así como permitir la implantación de una cobertura vegetal. El modelo final diseñado debe garantizar la estabilidad de los taludes definitivos y la correcta canalización de las aguas de escorrentía superficial.

4.1.2. Sectores 2, 3 y 4 de Figaredo o escombreras de San Vicente

La información que se ha utilizado para esta caracterización ha sido la compuesta por los datos obtenidos de una campaña de sondeos realizada en años anteriores y una campaña de calicatas, con toma de muestras, realizada expofeso en 2012 para la caracterización energética de los estériles. La ubicación de los sondeos y calicatas se resume en la Tabla 17 y gráficamente en la Figura 49.

Tabla 17. Ubicación de sondeos y calicatas (HUNOSA, 2015)

SECTOR	SONDEO (S) / CALICATA (C) / ROZA (R)	X	Y
Sector 3	R3	275.307	4.787.591
	R4	275.220	4.787.595
	R5	275.184	4.787.558
	C7	275.276	4.787.593
	C8	275.248	4.787.571
	C9	275.223	4.787.532
	C10	275.233	4.787.498
	C11	275.262	4.787.524
Sector 4	C12	275.285	4.787.553
	R1	275.807	4.787.510
	R2	275.876	4.787.425
	C1	275.855	4.787.433
	C2	275.808	4.787.434
	C3	275.786	4.787.479
	C4	275.768	4.787.510
	C5	275.736	4.787.561
	C6	275.699	4.787.580
	S1	275.399	4.787.499
	S2	275.747	4.787.592
	S4	275.343	4.787.626
	S5	275.478	4.787.563
	S6	275.607	4.787.657
S7	275.783	4.787.635	
S8	275.711	4.787.735	
S9	275.805	4.787.708	
S10	275.858	4.787.633	

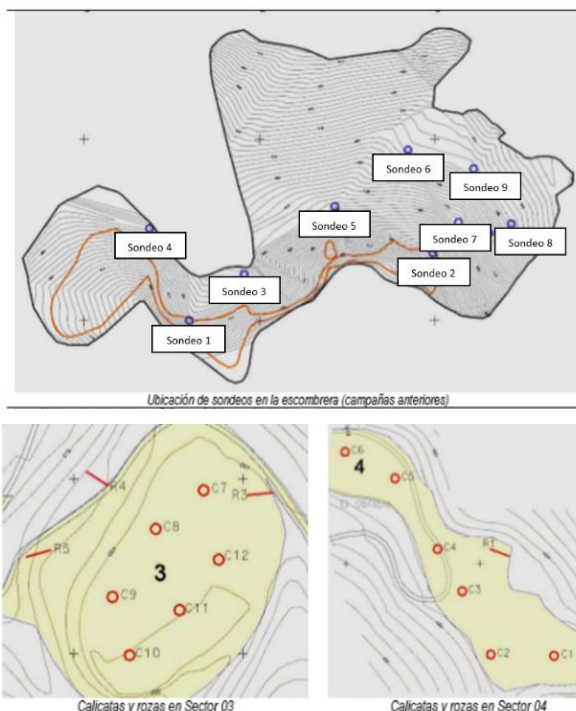


Figura 49. Ubicación de sondeos y calicatas sobre la cartografía (HUNOSA, 2015)

RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN. UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.

El contenido medio en cenizas de la fracción <30 mm es del 78,91%, por lo que se pudo analizar económicamente la opción de aprovechamiento de la fracción completa; de este modo, se planteó una separación primaria con tamaño de corte 30 mm, para posteriormente, hacer un segundo cribado a 20 mm; el rechazo de tamaños entre 20 y 30 mm se sometió a un proceso de trituración para su aprovechamiento por medio de clasificación a un corte de 20 mm.

Se dio un uso a los estériles de escombrera de tamaño superior a 30 mm, que no son aptos para un aprovechamiento en la térmica, como bases y sub-bases de carreteras y rellenos para obras civiles, entre otros.

La valoración de las muestras tomadas a partir de rozas y calicatas con una ponderación idéntica para cada una de las muestras (es decir, sin aplicar ningún tratamiento estadístico que asignó un “peso volumétrico representativo” de cada una de dichas muestras sobre el conjunto de la escombrera) permitió obtener la curva de cenizas y pesos totales acumulados (Tabla 18).

Tabla 18. Relación de los valores acumulados de la fracción granulométrica (HUNOSA, 2015)

Fracciones (mm)	% Pesos totales	% Cenizas
< 5	38,85	71,45
5-10	52,87	74,81
10-14	60,18	76,29
14-20	66,93	77,46
20-25	71,59	78,13
>25	77,47	78,91

El contenido máximo en cenizas para aprovechamiento energético fue del 80% por lo que, en este caso, para tamaños menores de 30 mm no existía ninguna fracción granulométrica rechazada por este criterio, situándose todas por debajo del 80% en cenizas.

Se pudo obtener una estimación del porcentaje en peso del total de estériles depositados en la escombrera susceptibles de ser aprovechados con fines energéticos. Se observó que la fracción menor de 30 mm tenía un contenido en cenizas apto, es decir, por debajo del 80%. El contenido promedio en cenizas de la fracción por debajo de 30 mm era de 78,91%, en el caso de la fracción por debajo de 20 mm el porcentaje era del 77,46% mientras que los valores máximo y mínimo de las todas las muestras analizadas eran del 85 y del 64%, respectivamente. Cabe indicar que los valores máximo y mínimo no eran totalmente representativos, ya que la nube de puntos de los contenidos en cenizas de la fracción <20 mm de cada muestra oscilaba entre el 75 y el 81%.

Se realizaron una serie de sondeos en 2018 (Figura 50), con el fin de poder analizar la fracción granulométrica y el contenido en cenizas para investigar la posibilidad de aprovechamiento energético de los finos, por un lado y, por otro lado, el cortar el terreno natural para generar una modelización volumétrica del depósito. A continuación, desde las Figura 51 a la Figura 66 muestran los registros de los sondeos realizados en el Sector 4, así como los análisis granulométricos y de cenizas de las muestras que se han obtenido de dichos sondeos (Tabla 19).

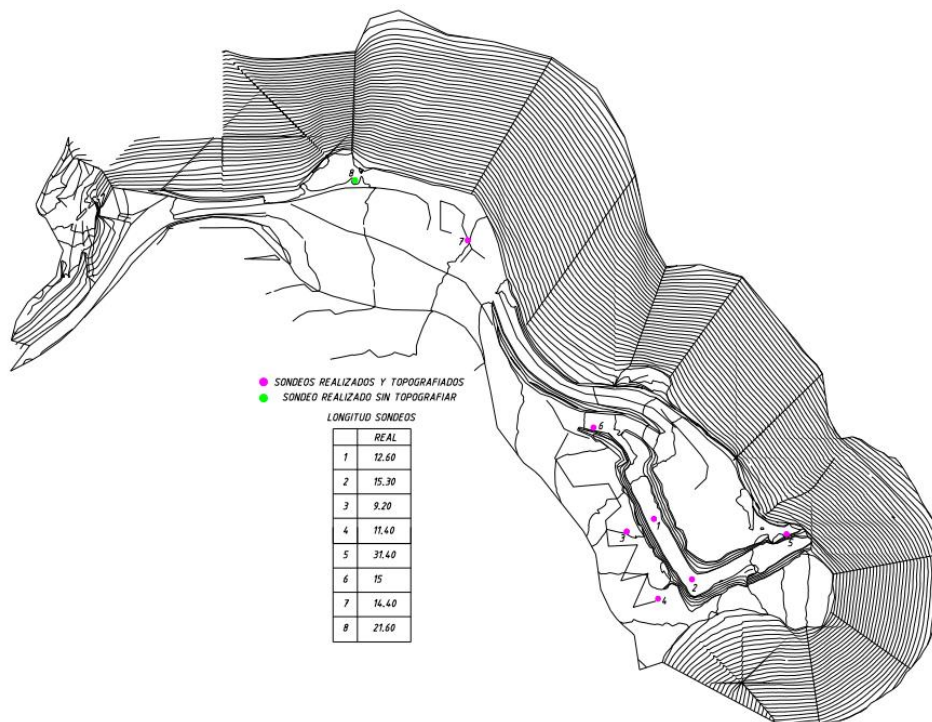


Figura 50. Topografía con la situación y profundidad de los sondeos del Sector 4

Tabla 19. Resumen de las muestras tomadas en los sondeos del Sector 4

Sondeo	Muestra	Pofundidad (m)	% <20	% CEN (<20)	% >20	% CEN (>20)
1	M-1.1	0,00-3,60	52,42	84,70	99,98	84,70
	M-1.2	3,60-9,90	57,37	83,19	98,95	83,19
	M-1.3	9,90-12,00	47,58	85,77	97,64	85,77
2	M-2.1	0,00-2,40	66,42	85,93	33,58	99,98
	M-2.2	2,40-4,00	36,30	85,16	63,70	97,25
	M-2.3	4,00-7,00	40,07	86,59	59,93	98,47
	M-2.4	7,00-8,60	26,36	82,74	73,64	99,13
	M-2.5	8,60-12,85	42,46	85,65	57,54	98,79
	M-2.6	12,85-14,80	56,79	84,85	43,21	97,69
3	M-3.1	0,00-1,00	44,62	86,40	55,38	99,98
	M-3.2	1,00-1,80	57,15	88,92	42,85	99,2
	M-3.3	1,80-2,40	49,77	87,81	50,23	98,13
	M-3.4	2,40-3,70	59,49	85,67	40,51	97,92
4	M-3.5	3,70-4,50	65,95	83,53	34,05	98,36
	M-4.1	0,00-2,40	63,01	88,63	36,99	97,86
	M-4.2	2,40-6,00	52,96	90,64	47,04	99,98
	M-4.3	6,00-8,20	66,68	88,28	33,32	98,32
5	M-4.4	8,20-10,80	51,55	89,89	48,45	98,87
	M-5.1	0,00-3,60	69,24	87,55	69,24	97,28
	M-5.2	3,60-7,60	45,29	86,21	54,71	98,25
	M-5.3	7,60-9,00	60,60	85,85	39,40	99,98
	M-5.4	9,00-14,40	41,73	87,42	58,27	99,37
6	M-5.5	14,40-16,10	44,52	86,67	55,48	97,34
	M-5.6	16,10-31,40	47,78	84,19	52,22	99,57
	M-6.1	0,00-2,40	68,01	84,19	31,99	97,64
	M-6.2	2,40-10,80	67,16	84,27	32,84	99,3
	M-6.3	10,90-14,90	62,16	84,37	37,84	99,28
	M-7.1	0,00-1,10	67,69	84,70	32,31	98,63
	M-7.2	1,10-7,10	81,75	83,74	18,25	99,76
	M-7.3	7,10-8,35	74,75	81,41	25,25	98,77
7	M-7.4	8,35-11,80	52,97	85,24	47,03	99,05
	M-7.5	11,80-12,50	59,05	83,68	40,95	98,98
	M-7.6	12,50-13,80	54,57	85,90	45,43	99,94
	M-8.1	0,00-5,40	79,88	80,16	20,12	98,3
8	M-8.2	5,40-10,80	48,20	86,23	51,80	97,08
	M-8.3	10,80-16,80	57,64	85,28	42,36	98,25
	M-8.4	16,80-21,60	45,71	83,30	54,29	99,48

RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN. UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.

		SONDEO: 1		FECHA: 14 de Octubre de 2015		PÁG.: 1						
		SITUACIÓN: SECTOR 4 DE LA ESCOMBREIRA FIGAREDO		PERFORADO POR:								
		ANGULO: 0		REGISTRADO POR: Juan José Álvarez Fernández (16-10-2015)								
		Nº DE ARCHIVO:		Vº Bº: Juan José Álvarez Fernández								
MANIOBRAS			NIVELES					OBSERVACIONES				
Ø PERF. / Ø TEST.	% RECUPERACIÓN	PERDIDA	MEDIDO	AVANCE (m)	PROFUNDIDAD	PROFUNDIDAD	POT. APARENTE		MEDIDO	PERDIDA	% RECUPERACIÓN	
Sonda TECOINSA TP-50/400. Diámetro sondeo 76-101 mm.					0.25	0.25	0.25	0.00	0.00	100	Tierra parda, de grano fino, con cantos de pizarra angulosos de entre 1 a 5 cm de tamaño dispersos	
					0.35	0.10	0.10	0.00	0.00	100	Pizarra muy arenosa	
	100	0.00	2.40	2.40	2.40						Grava angulosa, con cantos entre 1 y 5 cm de tamaño, con una matriz terrosa parda de grano fino. Aparecen trozos de cable (tije) y raíces.	
						3.60	3.25	3.25	0.00	0.00	100	Tierra arcillosa y carbonosa, parda amarillenta, con algún canto anguloso de 3 cm de pizarra disperso. El tramo termina con un trozo de madera.
	100	0.00	2.40	2.40	4.80	4.20	0.60	0.60	0.00	100	Tierra carbonosa oscura, de grano medio, con cantos de pizarra angulosos y de un tamaño de entre 1 y 5 cm y cantos blandos carbonosos.	
						5.50	1.30	1.30	0.00	0.00	100	Tierra carbonosa con forma de testigo, con cantos de pizarra angulosos de 3 cm de tamaño dispersos, abundantes cantos blandos carbonosos y matriz terrosa de grano medio.
	100	0.00	2.40	2.40	7.20	7.70	2.20	2.20	0.00	100	Pizarra muy arenosa.	
						7.90	0.20	0.20	0.00	0.00	100	Cantos de pizarra angulosos de 3-5 cm de tamaño y con cantos blandos carbonosos intercalados.
						8.40	0.50	0.50	0.00	0.00	100	Pizarra arenosa.
						8.50	0.10	0.10	0.00	0.00	100	Tierra fina, con cantos de pizarra angulosos de un tamaño entre 1 y 3 cm.
						8.70	0.20	0.20	0.00	0.00	100	Pizarra arenosa.
						8.85	0.15	0.15	0.00	0.00	100	Tierra carbonosa con forma de testigo, con cantos de pizarra angulosos de 3 cm de tamaño dispersos, abundantes cantos blandos carbonosos y matriz terrosa de grano medio.
	100	0.00	2.40	2.40	9.60	9.00	0.15	0.15	0.00	0.00	100	Grava con cantos angulosos, entre 1 y 8 cm. de pizarra, con matriz terrosa de grano fino.
						9.20	0.20	0.20	0.00	0.00	100	Tierra carbonosa con forma de testigo, con cantos de pizarra angulosos de 3 cm de tamaño dispersos, abundantes cantos blandos carbonosos y matriz terrosa de grano medio.
					9.90	0.60	0.60	0.00	0.00	100	Grava fina de 1 a 7 cm de tamaño, con cantos de pizarra angulosos, cantos blandos carbonosos y matriz oscura de grano de fino a medio. Presenta trozos de madera.	
100	0.00	2.40	2.40	12.00	12.00	2.10	2.10	0.00	0.00	100	Tierra arcillosa amarillenta. Suelo natural.	
100	0.00	0.60	0.60	12.60	12.60	0.60	0.60	0.00	0.00	100		

Figura 51. Registro del Sondeo 1 en el Sector 4

		SONDEO: 1		FECHA: 14 de Octubre de 2015		PÁG.: 1					
		SITUACIÓN: SECTOR 4 DE LA ESCOMBREIRA FIGAREDO		PERFORADO POR:							
		ANGULO: 0		REGISTRADO POR: Juan José Álvarez Fernández (16-10-2015)							
		Nº DE ARCHIVO:		Vº Bº: Juan José Álvarez Fernández							
MANIOBRAS			NIVELES		LABORATORIO			OBSERVACIONES			
Ø PERF. / Ø TEST.	% RECUPERACIÓN	PERDIDA	MEDIDO	AVANCE (m)	PROFUNDIDAD	POT. APARENTE	DENOMINACIÓN MUESTRA				
						Mayor 20 mm		Menor 20 mm			
						FRACCIÓN (%)		CENIZAS (%)			
Sonda TECOINSA TP-50/400. Diámetro sondeo 76-101 mm.					0.25	0.25				Tierra parda, de grano fino, con cantos de pizarra angulosos de entre 1 a 5 cm de tamaño dispersos	
					0.35	0.10				Pizarra muy arenosa	
	100	0.00	2.40	2.40	2.40					Grava angulosa, con cantos entre 1 y 5 cm de tamaño, con una matriz terrosa parda de grano fino. Aparecen trozos de cable (tije) y raíces.	
						3.60	3.25				Tierra arcillosa y carbonosa, parda amarillenta, con algún canto anguloso de 3 cm de pizarra disperso. El tramo termina con un trozo de madera.
	100	0.00	2.40	2.40	4.80	4.20	0.60			Tierra carbonosa oscura, de grano medio, con cantos de pizarra angulosos y de un tamaño de entre 1 y 5 cm y cantos blandos carbonosos.	
						5.50	1.30				Tierra carbonosa con forma de testigo, con cantos de pizarra angulosos de 3 cm de tamaño dispersos, abundantes cantos blandos carbonosos y matriz terrosa de grano medio.
	100	0.00	2.40	2.40	7.20	7.70	2.20			Pizarra muy arenosa.	
						7.90	0.20				Cantos de pizarra angulosos de 3-5 cm de tamaño y con cantos blandos carbonosos intercalados.
						8.40	0.50				Pizarra arenosa.
						8.50	0.10				Tierra fina, con cantos de pizarra angulosos de un tamaño entre 1 y 3 cm.
						8.70	0.20				Pizarra arenosa.
						8.85	0.15				Tierra carbonosa con forma de testigo, con cantos de pizarra angulosos de 3 cm de tamaño dispersos, abundantes cantos blandos carbonosos y matriz terrosa de grano medio.
	100	0.00	2.40	2.40	9.60	9.00	0.15			Grava con cantos angulosos, entre 1 y 8 cm. de pizarra, con matriz terrosa de grano fino.	
						9.20	0.20				Tierra carbonosa con forma de testigo, con cantos de pizarra angulosos de 3 cm de tamaño dispersos, abundantes cantos blandos carbonosos y matriz terrosa de grano medio.
					9.90	0.60				Grava fina de 1 a 7 cm de tamaño, con cantos de pizarra angulosos, cantos blandos carbonosos y matriz oscura de grano de fino a medio. Presenta trozos de madera.	
100	0.00	2.40	2.40	12.00	12.00	2.10				Tierra arcillosa amarillenta. Suelo natural.	
100	0.00	0.60	0.60	12.60	12.60	0.60					

Figura 52. Muestras del Sondeo 1 en el Sector 4

		SONDEO: 2		FECHA: 14 de Octubre de 2015		PÁG.: 1				
		SITUACIÓN: SECTOR 4 DE LA ESCOMBREIRA FIGAREDO		PERFORADO POR:						
		ÁNGULO: 0		REGISTRADO POR: Juan José Álvarez Fernández (16-10-2015)						
		Nº DE ARCHIVO:		Vº Bº: Juan José Álvarez Fernández						
MANIOBRAS				NIVELES				OBSERVACIONES		
Ø PERF. / Ø TEST.	% RECUPERACIÓN PERDIDA	MEDIDO	AVANCE (m)	PROFUNDIDAD	POT. APARENTE	MEDIDO	PERDIDA			
Sonda TECNINSA TP-50/400. Diámetro sondeo 76-101 mm.	100	0,00	2,40	2,40	2,40	2,40	0,00	100	Grava angular, con cantos de pizarra entre 1 y 10 cm de tamaño, cantos blandos carbonosos y restos de ladrillos, inmersos en una matriz terrosa parda de grano medio a grueso.	
	100	0,00	2,40	2,40	4,00	1,60	1,60	0,00	100	Grava oscura, con cantos de pizarra angulosos entre 1 y 7 cm de tamaño, con cantos blandos carbonosos y matriz de grano grueso carbo-terrosa.
	100	0,00	2,40	2,40	4,20	0,20	0,20	0,00	100	Grava compuesta por cantos angulosos de pizarra arenosa de 1 a 6 cm de tamaño.
	100	0,00	2,40	2,40	7,00	2,80	2,80	0,00	100	Grava con cantos blandos, de 1 a 5 cm de tamaño, y con cantos angulosos de pizarra dispersos.
	100	0,00	2,40	2,40	8,60	1,60	1,60	0,00	100	Tierra compacta (testigo entero), carbonosa, con cantos de pizarra de entre 1 y 3 cm dispersos.
	100	0,00	2,40	2,40	10,00	1,40	1,40	0,00	100	Grava formada por cantos de pizarra angulosos, cantos blandos y matriz terrosa gruesa
	100	0,00	2,40	2,40	12,85	2,85	2,85	0,00	100	Grava con cantos blandos, de 1 a 5 cm de tamaño, y con cantos angulosos de pizarra dispersos.
	100	0,00	2,40	2,40	14,80	1,95	1,95	0,00	100	Tierra compacta (testigo entero), carbonosa, con cantos de pizarra de entre 1 y 3 cm dispersos. Contiene trozos de madera.
	100	0,00	0,90	0,90	15,00	0,20	0,20	0,00	100	Arenisca de grano medio.
	100	0,00	0,90	0,90	15,30	0,30	0,30	0,00	100	Arcilla pardo-amarillenta. Suelo natural.

Figura 53. Registro del Sondeo 2 en el Sector 4

		SONDEO: 2		FECHA: 14 de Octubre de 2015		PÁG.: 1					
		SITUACIÓN: SECTOR 4 DE LA ESCOMBREIRA FIGAREDO		PERFORADO POR:							
		ÁNGULO: 0		REGISTRADO POR: Juan José Álvarez Fernández (16-10-2015)							
		Nº DE ARCHIVO:		Vº Bº: Juan José Álvarez Fernández							
MANIOBRAS				NIVELES		LABORATORIO		OBSERVACIONES			
Ø PERF. / Ø TEST.	% RECUPERACIÓN PERDIDA	MEDIDO	AVANCE (m)	PROFUNDIDAD	POT. APARENTE	DIENOMINACIÓN MUESTRA	FRACCIÓN (%) Mayor 20 mm				
Sonda TECNINSA TP-50/400. Diámetro sondeo 76-101 mm.	100	0,00	2,40	2,40	2,40	M-2.1	33,58	99,98	66,42	85,93	Grava angular, con cantos de pizarra entre 1 y 10 cm de tamaño, cantos blandos carbonosos y restos de ladrillos, inmersos en una matriz terrosa parda de grano medio a grueso.
	100	0,00	2,40	2,40	4,00	M-2.2	63,70	97,25	36,30	85,16	Grava oscura, con cantos de pizarra angulosos entre 1 y 7 cm de tamaño, con cantos blandos carbonosos y matriz de grano grueso carbo-terrosa.
	100	0,00	2,40	2,40	4,20						Grava compuesta por cantos angulosos de pizarra arenosa de 1 a 6 cm de tamaño.
	100	0,00	2,40	2,40	7,00	M-2.3	59,93	98,47	40,07	86,59	Grava con cantos blandos, de 1 a 5 cm de tamaño, y con cantos angulosos de pizarra dispersos.
	100	0,00	2,40	2,40	8,60	M-2.4	73,64	99,13	26,36	82,74	Tierra compacta (testigo entero), carbonosa, con cantos de pizarra de entre 1 y 3 cm dispersos.
	100	0,00	2,40	2,40	10,00	M-2.5	57,54	98,79	42,46	85,65	Grava formada por cantos de pizarra angulosos, cantos blandos y matriz terrosa gruesa
	100	0,00	2,40	2,40	12,85	M-2.6	43,21	97,69	56,79	84,85	Grava con cantos blandos, de 1 a 5 cm de tamaño, y con cantos angulosos de pizarra dispersos.
	100	0,00	2,40	2,40	14,80						Tierra compacta (testigo entero), carbonosa, con cantos de pizarra de entre 1 y 3 cm dispersos. Contiene trozos de madera.
	100	0,00	0,90	0,90	15,00						Arenisca de grano medio.
	100	0,00	0,90	0,90	15,30						Arcilla pardo-amarillenta. Suelo natural.

Figura 54. Registro del Sondeo 3 en el Sector 4

RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN. UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.

		SONDEO: 3		FECHA: 14 de Octubre de 2015		PÁG.: 1					
		SITUACIÓN: SECTOR 4 DE LA ESCOMBRERA FIGAREDO		PERFORADO POR:							
		ÁNGULO: 0		REGISTRADO POR: Juan José Álvarez Fernández (16-10-2015)							
		Nº DE ARCHIVO:		Vº Bº: Juan José Álvarez Fernández							
		MANIOBRAS		NIVELES		OBSERVACIONES					
		COLUMNA ESTRATIGRÁFICA									
Ø PERF. / Ø TEST.	% RECUPERACIÓN	PERDIDA	MEDIDO	AVANCE (m)	PROFUNDIDAD	LABORATORIO					
						FRACCIÓN (%)	CENIZAS (%)				
Sonda TECOINSA TP-50/400. Diámetro sondeo 76-101 mm.					0,70	0,70	0,70	0,00	100	Grava angular, con cantos de pizarra entre 1 y 10 cm de tamaño, inmersos en una matriz terrosa parda de grano medio.	
					1,00	0,30	0,30	0,00	100	Grava de cantos angulosos de pizarra arenosa.	
					1,30	0,30	0,30	0,00	100	Tierra areno-arcillosa con cantos angulosos de pizarra entre 1 y 4 cm de tamaño.	
	100	0,00	2,40	2,40	2,40	1,80	0,50	0,50	0,00	100	Tierra parda con cantos de pizarra angulosos y de 1 a 15 cm de tamaño, en una relación aprox. al 50% matriz-grava.
						2,40	0,60	0,60	0,00	100	Grava con cantos entre 1 y 10 cm de pizarra, cantos blandos carbonosos, y una matriz terrosa parda de grano medio.
											Grava con cantos de pizarra angulosos entre 1 y 10 cm de tamaño, con cantos blandos carbonosos y matriz terrosa de grano medio.
						3,60	0,60	0,60	0,00	100	Tierra con cantos angulosos de pizarra y cantos blandos carbonosos.
						3,70	0,10	0,10	0,00	100	Arenisca fina
	100	0,00	2,40	2,40	4,80	4,50	0,80	0,80	0,00	100	Tierra carbonosa oscura, con cantos de pizarra angulosos de 1 a 4 cm de tamaño y cantos blandos carbonosos.
											Grava de cantos de pizarra de 1 a 10 cm, cantos blandos carbonosos y con matriz de tierra carbonosa en una relación aproximada de 60-40% grava-matriz.
	100	0,00	2,40	2,40	7,20	8,30	3,80	3,80	0,00	100	
						8,70	0,40	0,40	0,00	100	Tierra arcillosa (Terreno Natural)
120	0,40	2,40	2,00	9,20	9,20	0,50	0,50	0,00	100	Arenisca de grano fino (Terreno Natural)	

Figura 55. Registro del Sondeo 3 en el Sector 4

		SONDEO: 3		FECHA: 14 de Octubre de 2015		PÁG.: 1							
		SITUACIÓN: SECTOR 4 DE LA ESCOMBRERA FIGAREDO		PERFORADO POR:									
		ÁNGULO:		REGISTRADO POR: Juan José Álvarez Fernández (16-10-2015)									
		Nº DE ARCHIVO:		Vº Bº: Juan José Álvarez Fernández									
		MANIOBRAS		NIVELES		LABORATORIO		OBSERVACIONES					
		COLUMNA ESTRATIGRÁFICA											
Ø PERF. / Ø TEST.	% RECUPERACIÓN	PERDIDA	MEDIDO	AVANCE (m)	PROFUNDIDAD	POT. APARENTE	DENOMINACIÓN MUESTRA	FRACCIÓN (%)					
								Mayor 20 mm	Menor 20 mm				
Sonda TECOINSA TP-50/400. Diámetro sondeo 76-101 mm.					0,70	0,70	M-3-1	55,38	99,98	44,62	86,40	Grava angular, con cantos de pizarra entre 1 y 10 cm de tamaño, inmersos en una matriz terrosa parda de grano medio.	
					1,00	0,30	M-3-2	42,85	99,20	57,15	88,92	Grava de cantos angulosos de pizarra arenosa.	
					1,30	0,30	M-3-3	50,23	98,13	49,77	87,81	Tierra areno-arcillosa con cantos angulosos de pizarra entre 1 y 4 cm de tamaño.	
	100	0,00	2,40	2,40	2,40	1,80	0,50	M-3-4	50,23	98,13	49,77	87,81	Tierra parda con cantos de pizarra angulosos y de 1 a 15 cm de tamaño, en una relación aprox. al 50% matriz-grava.
						2,40	0,60	M-3-5	40,51	97,92	59,49	85,67	Grava con cantos de pizarra angulosos entre 1 y 10 cm de tamaño, con cantos blandos carbonosos y matriz terrosa de grano medio.
						3,00	0,60	M-3-6	40,51	97,92	59,49	85,67	Grava con cantos de pizarra angulosos entre 1 y 10 cm de tamaño, con cantos blandos carbonosos y matriz terrosa de grano medio.
						3,60	0,60	M-3-6	40,51	97,92	59,49	85,67	Tierra con cantos angulosos de pizarra y cantos blandos carbonosos.
						3,70	0,10	M-3-6	40,51	97,92	59,49	85,67	Arenisca fina
	100	0,00	2,40	2,40	4,80	4,50	0,80	M-3-6	34,05	98,36	65,95	83,53	Tierra carbonosa oscura, con cantos de pizarra angulosos de 1 a 4 cm de tamaño y cantos blandos carbonosos.
								M-3-6	34,05	98,36	65,95	83,53	Grava de cantos de pizarra de 1 a 10 cm, cantos blandos carbonosos y con matriz de tierra carbonosa en una relación aproximada de 60-40% grava-matriz.
	100	0,00	2,40	2,40	7,20	8,30	3,80	M-3-6					
						8,70	0,40	M-3-6					Tierra arcillosa (Terreno Natural)
120	0,40	2,40	2,00	9,20	9,20	0,50	M-3-6					Arenisca de grano fino (Terreno Natural)	

Figura 56. Muestras del Sondeo 3 en el Sector 4




		SONDEO: 4		FECHA: 14 de Octubre de 2015		PÁG.: 1						
		SITUACIÓN: SECTOR 4 DE LA ESCOMBRERA FIGAREDO		PERFORADO POR:								
		ANGULO: 0		REGISTRADO POR: Juan José Álvarez Fernández (16-10-2015)								
		Nº DE ARCHIVO:		Vº Bº: Juan José Álvarez Fernández								
MANIOBRAS				NIVELES								
Ø PERF. / Ø TEST.	% RECUPERACIÓN	PÉRDIDA	MEDIDO	AVANCE (m)	PROFUNDIDAD	COLUMNA ESTRATIGRÁFICA	PROFUNDIDAD	POT. APARENTE	MEDIDO	PÉRDIDA	% RECUPERACIÓN	OBSERVACIONES
Sonda TECNOLISA TP-50/400. Diámetro sonda 76-101 mm.	100	0,00	2,40	2,40	2,40		2,40	2,40	2,40	0,00	100	Grava fina, con cantos de pizarra entre 0,5 y 10 cm de tamaño y cantos blandos carbonosos, inmersos en una matriz terrosa parda de grano grueso.
							3,20	0,80	0,80	0,00	100	Grava con cantos de pizarra angulosos entre 1 y 3 cm de tamaño (algún canto de pizarra de 10 cm disperso) en una matriz arenosa blanquecina.
							4,00	0,80	0,80	0,00	100	Grava con cantos blandos carbonosos y cantos de pizarra entre 0,5 y 3 cm.
							4,80	0,80	0,80	0,00	100	Tierra con cantos angulosos de pizarra entre 0,5 y 3 cm y cantos blandos carbonosos.
							5,80	1,00	1,00	0,00	100	Grava con cantos entre 1 y 8 cm en una matriz terrosa, parda y de grano grueso.
							6,00	0,20	0,20	0,00	100	Grava de cantos de pizarra angulosos, de 2 a 12 cm.
							7,20	1,20	1,20	0,00	100	Tierra parda de grano grueso-medio, con cantos de pizarra de 1 a 8 cm dispersos.
							7,50	0,70	0,70	0,00	100	Tierra carbonosa (sale el testigo completo), con cantos de pizarra de 5 cm dispersos.
							8,20	0,70	0,70	0,00	100	Tierra parda de grano grueso-medio, con cantos de pizarra de 1 a 8 cm dispersos.
							9,00	0,80	0,80	0,00	100	Grava de cantos de pizarra angulosos, de 2 a 12 cm en una matriz terrosa.
Sonda TECNOLISA TP-50/400. Diámetro sonda 76-101 mm.	100	0,00	2,40	2,40	4,80		4,80	0,80	0,80	0,00	100	Tierra con cantos angulosos de pizarra entre 0,5 y 3 cm y cantos blandos carbonosos.
							5,80	1,00	1,00	0,00	100	Grava con cantos entre 1 y 8 cm en una matriz terrosa, parda y de grano grueso.
							6,00	0,20	0,20	0,00	100	Grava de cantos de pizarra angulosos, de 2 a 12 cm.
							7,20	1,20	1,20	0,00	100	Tierra parda de grano grueso-medio, con cantos de pizarra de 1 a 8 cm dispersos.
							7,50	0,70	0,70	0,00	100	Tierra carbonosa (sale el testigo completo), con cantos de pizarra de 5 cm dispersos.
							8,20	0,70	0,70	0,00	100	Tierra parda de grano grueso-medio, con cantos de pizarra de 1 a 8 cm dispersos.
							9,00	0,80	0,80	0,00	100	Grava de cantos de pizarra angulosos, de 2 a 12 cm en una matriz terrosa.
							9,30	0,30	0,30	0,00	100	Tierra con cantos angulosos de pizarra entre 0,5 y 3 cm y cantos blandos carbonosos.
							9,60	0,30	0,30	0,00	100	Grava de cantos de pizarra angulosos, de 2 a 12 cm.
							10,00	0,40	0,40	0,00	100	Grava con cantos de pizarra angulosos y matriz carbonosa oscura.
Sonda TECNOLISA TP-50/400. Diámetro sonda 76-101 mm.	100	0,00	2,40	2,40	9,60		10,80	0,80	0,80	0,00	100	Grava con cantos entre 1 y 8 cm en una matriz terrosa, parda y de grano grueso.
							10,80	0,80	0,80	0,00	100	Grava con cantos entre 1 y 8 cm en una matriz terrosa, parda y de grano grueso.
	133	0,60	2,40	1,80	11,40		11,40	0,60	0,60	0,00	100	Tierra areno-arcillosa con cantos de arenisca (Terreno Natural).

Figura 57. Registro del Sondeo 4 en el Sector 4




		SONDEO: 4		FECHA: 14 de Octubre de 2015		PÁG.: 1									
		SITUACIÓN: SECTOR 4 DE LA ESCOMBRERA FIGAREDO		PERFORADO POR:											
		ANGULO: 0		REGISTRADO POR: Juan José Álvarez Fernández (16-10-2015)											
		Nº DE ARCHIVO:		Vº Bº: Juan José Álvarez Fernández											
MANIOBRAS				NIVELES		LABORATORIO									
Ø PERF. / Ø TEST.	% RECUPERACIÓN	PÉRDIDA	MEDIDO	AVANCE (m)	PROFUNDIDAD	COLUMNA ESTRATIGRÁFICA	POT. APARENTE	DENOMINACIÓN MUESTRA	FRACCIÓN (%) Mayor 20 mm	CENZAS (%) Mayor 20 mm	FRACCIÓN (%) Menor 20 mm	CENZAS (%) Menor 20 mm	OBSERVACIONES		
Sonda TECNOLISA TP-50/400. Diámetro sonda 76-101 mm.	100	0,00	2,40	2,40	2,40		2,40	2,40	M-4.1	36,99	97,86	63,01	88,63	Grava fina, con cantos de pizarra entre 0,5 y 10 cm de tamaño y cantos blandos carbonosos, inmersos en una matriz terrosa parda de grano grueso.	
							3,20	0,80							Grava con cantos de pizarra angulosos entre 1 y 3 cm de tamaño (algún canto de pizarra de 10 cm disperso) en una matriz arenosa blanquecina.
							4,00	0,80							Grava con cantos blandos carbonosos y cantos de pizarra entre 0,5 y 3 cm.
							4,80	0,80							Tierra con cantos angulosos de pizarra entre 0,5 y 3 cm y cantos blandos carbonosos.
							5,80	1,00							Grava con cantos entre 1 y 8 cm en una matriz terrosa, parda y de grano grueso.
							6,00	0,20							Grava de cantos de pizarra angulosos, de 2 a 12 cm.
							7,20	1,20							Tierra parda de grano grueso-medio, con cantos de pizarra de 1 a 8 cm dispersos.
							7,50	0,70							Tierra carbonosa (sale el testigo completo), con cantos de pizarra de 5 cm dispersos.
							8,20	0,70							Tierra parda de grano grueso-medio, con cantos de pizarra de 1 a 8 cm dispersos.
							9,00	0,80							Grava de cantos de pizarra angulosos, de 2 a 12 cm en una matriz terrosa.
Sonda TECNOLISA TP-50/400. Diámetro sonda 76-101 mm.	100	0,00	2,40	2,40	4,80		4,80	0,80	M-4.2	47,04	99,98	52,96	90,64	Tierra con cantos angulosos de pizarra entre 0,5 y 3 cm y cantos blandos carbonosos.	
							5,80	1,00							Grava con cantos entre 1 y 8 cm en una matriz terrosa, parda y de grano grueso.
							6,00	0,20							Grava de cantos de pizarra angulosos, de 2 a 12 cm.
							7,20	1,20							Tierra parda de grano grueso-medio, con cantos de pizarra de 1 a 8 cm dispersos.
							7,50	0,70							Tierra carbonosa (sale el testigo completo), con cantos de pizarra de 5 cm dispersos.
							8,20	0,70							Tierra parda de grano grueso-medio, con cantos de pizarra de 1 a 8 cm dispersos.
							9,00	0,80							Grava de cantos de pizarra angulosos, de 2 a 12 cm en una matriz terrosa.
							9,30	0,30							Tierra con cantos angulosos de pizarra entre 0,5 y 3 cm y cantos blandos carbonosos.
							9,60	0,30							Grava de cantos de pizarra angulosos, de 2 a 12 cm.
							10,00	0,40							Grava con cantos de pizarra angulosos y matriz carbonosa oscura.
Sonda TECNOLISA TP-50/400. Diámetro sonda 76-101 mm.	100	0,00	2,40	2,40	9,60		10,80	0,80	M-4.3	33,32	98,32	66,68	88,28	Grava con cantos entre 1 y 8 cm en una matriz terrosa, parda y de grano grueso.	
							10,80	0,80							Grava con cantos entre 1 y 8 cm en una matriz terrosa, parda y de grano grueso.
	133	0,60	2,40	1,80	11,40		11,40	0,60							Tierra areno-arcillosa con cantos de arenisca (Terreno Natural).

Figura 58. Muestras del Sondeo 4 en el Sector 4

**RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN.
UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.**

		SONDEO 5		FECHA: 14 de Octubre de 2015		PAG.: 1						
		SITUACIÓN: SECTOR 4 DE LA ESCOMBREIRA FIGAREDO		PERFORADO POR:								
		ANGULO: 0		REGISTRADO POR: Juan José Álvarez Fernández (16-10-2015)								
		Nº DE ARCHIVO:		Vº Bº: Juan José Álvarez Fernández								
Ø PERF. / Ø TEST.	MANIOBRAS				COLUMNA ESTRATIGRÁFICA	NIVELES				OBSERVACIONES		
	% RECUPERACIÓN	PERDIDA	MEDIDO	AVANCE (m)		PROFUNDIDAD	POT. APARENTE	MEDIDO	PERDIDA		% RECUPERACIÓN	
Sonda TECOINSA TP-50/400. Diámetro sondeo 76-101 mm.	100	0,00	2,40	2,40	2,40						Grava heterogénea de cantos, de pizarra y arenisca, angulosos, entre 0,5 y 10 cm de tamaño, inmersos en una matriz terrosa pardo-oscura de grano medio. También presenta cantos blandos carbonosos.	
						3,80	3,60	3,60	0,00	100		
	100	0,00	2,40	2,40	4,80	5,20	1,60	1,60	0,00	100	Grava de cantos angulosos de pizarra entre 1 y 10 cm, cantos blandos carbonosos y matriz carbo-terrosa de grano medio.	
						5,80	0,40	0,40	0,00	100	Grava heterogénea de cantos de pizarra ladrillos, cantos blandos carbonosos y una matriz terrosa de grano grueso	
						6,00	0,40	0,40	0,00	100	Grava heterogénea de cantos, de pizarra y arenisca, angulosos, entre 0,5 y 10 cm de tamaño, inmersos en una matriz terrosa pardo-oscura de grano medio. También presenta cantos blandos carbonosos.	
						6,40	0,40	0,40	0,00	100	Tramo terroso-carbonoso (aparece el testigo entero), con cantos de pizarra de 1 a 3 cm de tamaño dispersos.	
	100	0,00	2,40	2,40	7,20	6,80	0,40	0,40	0,00	100	Grava heterogénea de cantos, de pizarra y arenisca, angulosos, entre 0,5 y 10 cm de tamaño, inmersos en una matriz terrosa pardo-oscura de grano medio. También presenta cantos blandos carbonosos.	
						7,60	0,80	0,80	0,00	100	Grava de cantos angulosos de pizarra entre 1 y 10 cm, cantos blandos cbosos y matriz carbo-terrosa de grano medio.	
						9,00	1,40	1,40	0,00	100	Grava heterogénea de cantos, de pizarra y arenisca, angulosos, entre 0,5 y 10 cm de tamaño, inmersos en una matriz terrosa pardo-oscura de grano medio. También presenta cantos blandos carbonosos.	
						9,20	0,20	0,20	0,00	100	Tramo terroso-carbonoso (aparece el testigo entero), con cantos de pizarra de 1 a 3 cm de tamaño dispersos.	
	100	0,00	2,40	2,40	9,60	9,50	0,30	0,30	0,00	100	Grava heterogénea de cantos, de pizarra y arenisca, angulosos, entre 0,5 y 10 cm de tamaño, inmersos en una matriz terrosa pardo-oscura de grano medio. También presenta cantos blandos carbonosos.	
						9,70	0,20	0,20	0,00	100	Arenisca.	
						10,90	1,20	1,20	0,00	100	Grava heterogénea de cantos, de pizarra y arenisca, angulosos, entre 0,5 y 10 cm de tamaño, inmersos en una matriz terrosa pardo-oscura de grano medio. También presenta cantos blandos carbonosos.	
	100	0,00	2,40	2,40	12,00	11,30	0,40	0,40	0,00	100	Tramo terroso-carbonoso (aparece el testigo entero), con cantos de pizarra de 1 a 3 cm de tamaño dispersos.	
												Grava heterogénea de cantos, de pizarra y arenisca, angulosos, entre 0,5 y 10 cm de tamaño, inmersos en una matriz terrosa pardo-oscura de grano medio. También presenta cantos blandos carbonosos.
	100	0,00	2,40	2,40	14,40	14,10	2,80	2,80	0,00	100	Tramo terroso-carbonoso (aparece el testigo entero), con cantos de pizarra de 1 a 3 cm de tamaño dispersos.	
						14,40	0,30	0,30	0,00	100	Grava heterogénea de pizarra y arenisca, de 0,50 a 15 cm de tamaño.	
						14,90	0,70	0,70	0,00	100	Grava heterogénea de cantos, de pizarra y arenisca, angulosos, entre 0,5 y 10 cm de tamaño, inmersos en una matriz terrosa pardo-oscura de grano medio. También presenta cantos blandos carbonosos.	
						15,10	0,20	0,20	0,00	100	Grava heterogénea de pizarra y arenisca, de 0,50 a 15 cm de tamaño.	
	100	0,00	2,40	2,40	16,80	15,30	0,20	0,20	0,00	100	Grava de cantos angulosos de pizarra entre 1 y 10 cm, cantos blandos cbosos y matriz carbo-terrosa de grano medio.	
					16,10	0,80	0,80	0,00	100	Grava heterogénea de cantos, de pizarra y arenisca, angulosos, entre 0,5 y 10 cm de tamaño, inmersos en una matriz terrosa pardo-oscura de grano medio. También presenta cantos blandos carbonosos.		
					17,20	1,10	1,10	0,00	100	Grava heterogénea con cantos blandos carbonosos, madera, cantos de pizarra angulosos de 0,50 a 10 cm de tamaño, inmersos en una matriz arenosa de grano medio.		
100	0,00	2,40	2,40	19,20	20,00	2,80	2,80	0,00	100			
											Grava heterogénea con cantos de pizarra angulosos de 0,50 a 5 cm y una matriz arenosa de grano medio.	
					22,30	2,30	2,30	0,00	100			
100	0,00	2,40	2,40	24,00							Grava heterogénea de cantos, de pizarra y arenisca, angulosos, entre 0,5 y 10 cm de tamaño, inmersos en una matriz terrosa pardo-oscura de grano medio. También presenta cantos blandos carbonosos.	
					25,10	2,80	2,80	0,00	100			
					25,80	0,70	0,70	0,00	100	Tramo terroso-carbonoso (aparece el testigo entero), con cantos de pizarra de 1 a 3 cm de tamaño dispersos.		
100	0,00	2,40	2,40	26,40	26,00	0,20	0,20	0,00	100	Arenisca		
											Grava de cantos angulosos de pizarra entre 1 y 10 cm, cantos blandos carbonosos y matriz carbo-terrosa de grano medio.	
					27,90	1,90	1,90	0,00	100			
100	0,00	2,40	2,40	28,80							Grava heterogénea con cantos blandos carbonosos, madera, cantos de pizarra angulosos de 0,50 a 15 cm de tamaño	
					29,40	1,50	1,50	0,00	100			
											Tierra parda, con cantos de pizarra angulosos de 3 a 10 cm de tamaño y cantos blandos carbonosos.	
92	-0,20	2,40	2,60	31,40	31,40	2,00	2,00	0,00	100			

Figura 59. Registro del Sondeo 5 en el Sector 4

		SONDEO: 5		FECHA: 14 de Octubre de 2015		PÁG: 1					
		SITUACIÓN: SECTOR 4 DE LA ESCOMBRA FIGAREDO		PERFORADO POR:							
		ANGULO:		REGISTRADO POR: Juan José Álvarez Fernández (16-10-2015)							
		Nº DE ARCHIVO:		Vº Bº: Juan José Álvarez Fernández							
MANIOBRAS				LABORATORIO							
Ø PERF. / Ø TEST.	% RECUPERACIÓN	PERDIDA	MEDIDO	AVANCE (m)	PROFUNDIDAD	NIVELES		OBSERVACIONES			
						PROFUNDIDAD	POT. APARENTE				
COLUMNA ESTRATIGRÁFICA						DENOMINACIÓN MUESTRA	FRACCIÓN (%) Mayor 20 mm	CENIZAS (%)	FRACCIÓN (%) Menor 20 mm	CENIZAS (%)	
[Columna estratigráfica con imágenes de muestras]											
	100	0,00	2,40	2,40	2,40	M-5.1	30,76	97,28	69,24	87,55	Grava heterogénea de cantos, de pizarra y arenisca, angulosos, entre 0,5 y 10 cm de tamaño, inmersos en una matriz terrosa pardo-oscuro de grano medio. También presenta cantos blandos carbonosos.
	100	0,00	2,40	2,40	4,80	M-5.2	54,71	98,25	45,29	86,21	Grava heterog. de cant. de piz., ladrillos, cant. blandos cbos. y una matriz terrosa de grano grueso
	100	0,00	2,40	2,40	7,20						Grava de cantos angulosos de pizarra entre 1 y 10 cm, cantos blandos cbos y matriz carbo-terrosa de grano medio.
	100	0,00	2,40	2,40	9,60	M-5.3	39,40	99,98	60,60	85,85	Grava heterogénea de cantos, de pizarra y arenisca, angulosos, entre 0,5 y 10 cm de tamaño, inmersos en una matriz terrosa pardo-oscuro de grano medio. También presenta cantos blandos carbonosos.
	100	0,00	2,40	2,40	12,00	M-5.4	58,27	99,37	41,73	87,42	Tramo terroso-carbonoso (aparece el testigo entero), con cantos de pizarra de 1 a 3 cm de tamaño dispersos.
	100	0,00	2,40	2,40	14,40						Grava heterogénea de cantos, de pizarra y arenisca, angulosos, entre 0,5 y 10 cm de tamaño, inmersos en una matriz terrosa pardo-oscuro de grano medio. También presenta cantos blandos carbonosos.
	100	0,00	2,40	2,40	16,80	M-5.5	55,48	97,34	44,52	86,67	Grava heterogénea de cantos, de pizarra y arenisca, angulosos, entre 0,5 y 10 cm de tamaño, inmersos en una matriz terrosa pardo-oscuro de grano medio. También presenta cantos blandos carbonosos.
	100	0,00	2,40	2,40	19,20						Grava heterogénea de pizarra y arenisca, de 0,50 a 15 cm de tamaño.
	100	0,00	2,40	2,40	21,60	M-5.6	52,22	99,57	47,78	84,19	Grava de matriz terrosa pardo-oscuro de grano medio. También presenta cantos blandos carbonosos.
	100	0,00	2,40	2,40	24,00						Grava heterogénea con cantos blandos carbonosos, madera, cantos de pizarra angulosos de 0,50 a 10 cm de tamaño, inmersos en una matriz arenosa de grano medio.
	100	0,00	2,40	2,40	26,40						Grava heterogénea con cantos de pizarra angulosos de 0,50 a 5 cm y una matriz arenosa de grano medio.
	100	0,00	2,40	2,40	28,80						Grava heterogénea de cantos, de pizarra y arenisca, angulosos, entre 0,5 y 10 cm de tamaño, inmersos en una matriz terrosa pardo-oscuro de grano medio. También presenta cantos blandos carbonosos.
	92	-0,20	2,40	2,60	31,40						Tramo terroso-carbonoso (aparece el testigo entero), con cantos de pizarra de 1 a 3 cm de tamaño dispersos.
											Arenisca
											Grava de cantos angulosos de pizarra entre 1 y 10 cm, cantos blandos carbonosos y matriz carbo-terrosa de grano medio.
											Grava heterogénea con cantos blandos carbonosos, madera, cantos de pizarra angulosos de 0,50 a 15 cm de tamaño
											Tierra parda, con cantos de pizarra angulosos de 3 a 10 cm de tamaño y cantos blandos carbonosos.

Figura 60. Muestras del Sondeo 5 en el Sector 4

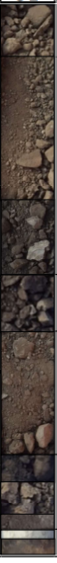
		SONDEO: 7		FECHA: 14 de Octubre de 2015		PAG.: 1						
		SITUACIÓN: SECTOR 4 DE LA ESCOMBRERA FIGAREDO		PERFORADO POR:								
		ANGULO: 0		REGISTRADO POR: Juan José Álvarez Fernández (16-10-2015)								
		Nº DE ARCHIVO:		Vº Bº: Juan José Álvarez Fernández								
MANIOBRAS				NIVELES								
Ø PERF. / Ø TEST.	% RECUPERACIÓN	PÉRDIDA	MEDIDO	AVANCE (m)	PROFUNDIDAD	COLUMNA ESTRATIGRÁFICA	PROFUNDIDAD	POT. APARENTE	MEDIDO	PÉRDIDA	% RECUPERACIÓN	OBSERVACIONES
Sonda TECNINSA TP-50/400. Diámetro sondeo 76-101 mm.	100	0,00	2,40	2,40	2,40		1,10	1,10	1,10	0,00	100	Grava de cantos angulosos de pizarra entre 1 y 4 cm, cantos blandos carbonosos y una matriz terrosa parda de grano medio.
	100	0,00	2,40	2,40	4,80		5,40	4,30	4,30	0,00	100	Tierra parda de grano medio, con cantos de pizarra entre 1 y 5 cm de tamaño y cantos blandos carbonosos dispersos.
	100	0,00	2,40	2,40	7,20		7,10	1,70	1,70	0,00	100	Tierra parda, de grano medio, con cantos de pizarra angulosos entre 1 y 5 cm y en ocasiones aparecen cantos de pizarra de 10 cm dispersos.
	100	0,00	2,40	2,40	9,60		8,35	1,25	1,25	0,00	100	Grava de cantos angulosos de pizarra entre 1 y 8 cm, cantos blandos carbonosos y una matriz terrosa de grano medio.
	100	0,00	2,40	2,40	12,00		11,80	3,45	3,45	0,00	100	Tierra parda de grano medio, con cantos de pizarra entre 1 y 5 cm de tamaño y cantos blandos carbonosos dispersos.
							12,50	0,70	0,70	0,00	100	Grava de cantos angulosos de pizarra entre 1 y 4 cm, cantos blandos carbonosos y una matriz terrosa parda de grano medio. Aparecen trozos de madera.
							13,50	1,00	1,00	0,00	100	Tierra carbonosa, con cantos de pizarra angulosos, de 1 a 10 cm de tamaño y carbón.
							13,80	0,30	0,80	0,00	100	Tierra parda de grano fino, con cantos de pizarra angulosos dispersos.
							13,95	0,15	0,15	0,00	100	Pizarra arenosa.
							14,40	0,45	0,45	0,00	100	Arcilla pardo-amarillenta (Terreno Natural).

Figura 63. Registro del Sondeo 7 en el Sector 4

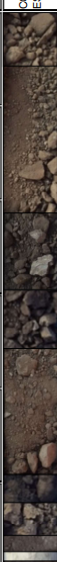
		SONDEO: 7		FECHA: 14 de Octubre de 2015		PAG.: 1								
		SITUACIÓN: SECTOR 4 DE LA ESCOMBRERA FIGAREDO		PERFORADO POR:										
		ANGULO: 0		REGISTRADO POR: Juan José Álvarez Fernández (16-10-2015)										
		Nº DE ARCHIVO:		Vº Bº: Juan José Álvarez Fernández										
MANIOBRAS				NIVELES		LABORATORIO								
Ø PERF. / Ø TEST.	% RECUPERACIÓN	PÉRDIDA	MEDIDO	AVANCE (m)	PROFUNDIDAD	COLUMNA ESTRATIGRÁFICA	PROFUNDIDAD	POT. APARENTE	DENOMINACIÓN MUESTRA	FRACCIÓN (%) Mayor 20 mm	CENIZAS (%)	FRACCIÓN (%) Menor 20 mm	CENIZAS (%)	OBSERVACIONES
Sonda TECNINSA TP-50/400. Diámetro sondeo 76-101 mm.	100	0,00	2,40	2,40	2,40		1,10	1,10	M-7.1	32,31	98,63	67,69	84,70	Grava de cantos angulosos de pizarra entre 1 y 4 cm, cantos blandos carbonosos y una matriz terrosa parda de grano medio.
	100	0,00	2,40	2,40	4,80		5,40	4,30	M-7.2	18,25	99,76	81,75	83,74	Tierra parda de grano medio, con cantos de pizarra entre 1 y 5 cm de tamaño y cantos blandos carbonosos dispersos.
	100	0,00	2,40	2,40	7,20		7,10	1,70	M-7.3	25,25	98,77	74,75	81,41	Tierra parda, de grano medio, con cantos de pizarra angulosos entre 1 y 5 cm y en ocasiones aparecen cantos de pizarra de 10 cm dispersos.
	100	0,00	2,40	2,40	9,60		8,35	1,25	M-7.4	47,03	99,05	52,97	85,24	Grava de cantos angulosos de pizarra entre 1 y 8 cm, cantos blandos carbonosos y una matriz terrosa de grano medio.
	100	0,00	2,40	2,40	12,00		11,80	3,45	M-7.5	40,95	98,98	59,05	83,68	Tierra parda de grano medio, con cantos de pizarra entre 1 y 4 cm, cantos blandos carbonosos y una matriz terrosa parda de grano medio. Aparecen trozos de madera.
							12,50	0,70	M-7.6	45,43	99,94	54,57	85,90	Tierra carbonosa, con cantos de pizarra angulosos, de 1 a 10 cm de tamaño y carbón.
					13,50	1,00							Tierra parda de grano fino, con cantos de pizarra angulosos dispersos.	
					13,80	0,30							Pizarra arenosa.	
					13,95	0,15							Arcilla pardo-amarillenta (Terreno Natural).	
					14,40	0,45								

Figura 64. Muestras del Sondeo 7 en el Sector 4

**RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN.
UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.**

		SONDEO: 8		FECHA: 14 de Octubre de 2015		PÁG.: 1		
		SITUACIÓN: SECTOR 4 DE LA ESCOMBRERA FIGAREDO		PERFORADO POR:				
		ÁNGULO: 0		REGISTRADO POR: Juan José Álvarez Fernández (16-10-2015)				
		N° DE ARCHIVO:		Vº Bº: Juan José Álvarez Fernández				
MANIOBRAS				NIVELES				OBSERVACIONES
% RECUPERACIÓN	PERDIDA	MEDIDO	AVANCE (m)	PROFUNDIDAD	POT. APARENTE	MEDIDO	% RECUPERACIÓN	
100	0,00	2,40	2,40	0,20	0,20	0,20	100	Tierra carbonosa oscura, con cantos angulosos de pizarra entre 1 y 3 cm.
100	0,00	2,40	2,40	5,30	5,10	5,10	100	Tierra parda, con cantos de pizarra angulosos y de un tamaño que oscila entre 0,5 y 4 cm y cantos blandos carbonosos.
100	0,00	2,40	2,40	5,40	0,10	0,10	100	Pizarra muy arenosa.
100	0,00	2,40	2,40	7,20				Tierra parda y grava con cantos de pizarra angulosos entre 0,50 y 5 cm, en una relación Tierra-Grava del 50% y algún canto blando carbonoso disperso.
100	0,00	2,40	2,40	9,60				Grava de cantos angulosos de pizarra entre 0,50 y 8 cm, cantos blandos carbonosos y una matriz terrosa parda de grano fino a medio.
100	0,00	2,40	2,40	12,00				Grava de cantos blandos carbonosos entre 0,50 y 15 cm, cantos angulosos de pizarra y una matriz terrosa parda de grano fino a medio.
100	0,00	2,40	2,40	14,40				Grava gruesa con cantos de pizarra entre 1 y 15 cm de tamaño y cantos blandos carbonosos.
100	0,00	2,40	2,40	16,80				Grava heterogénea, con cantos blandos carbonosos dispersos, cantos de pizarra entre 0,50 y 15 cm de tamaño y matriz terrosa.
100	0,00	2,40	2,40	19,20				
100	0,00	2,40	2,40	21,60				

Figura 65. Registro del Sondeo 8 en el Sector 4





		SONDEO: 8		FECHA: 14 de Octubre de 2015		PÁG.: 1								
		SITUACIÓN: SECTOR 4 DE LA ESCOMBRERA FIGAREDO		PERFORADO POR:										
		ANGULO:		REGISTRADO POR: Juan José Álvarez Fernández (16-10-2015)										
		Nº DE ARCHIVO:		Vº Bº: Juan José Álvarez Fernández										
MANIOBRAS		NIVELES		LABORATORIO										
Ø PERIF. / Ø TEST.	% RECUPERACIÓN	PÉRDIDA	MEDIDO	AVANCE (m)	PROFUNDIDAD	COLUMNA ESTRATIGRAFICA	PROFUNDIDAD	ROT. APARENTE	DENOMINACIÓN MUESTRA	Mayor 20 mm		Menor 20 mm		DESCRIPCIÓN
										FRACCIÓN (%)	CEIZAS (%)	FRACCIÓN (%)	CEIZAS (%)	
	100	0,00	2,40	2,40	2,40		0,20	0,20	M-8.1	20,12	98,30	79,88	80,16	Tierra carbonosa oscura, con cantos angulosos de pizarra entre 1 y 3 cm.
	100	0,00	2,40	2,40	4,80		5,30	5,10		51,80	97,08	48,20	86,23	Tierra parda, con cantos de pizarra angulosos y de un tamaño que oscila entre 0,5 y 4 cm y cantos blandos carbonosos.
	100	0,00	2,40	2,40	7,20		5,40	0,10	M-8.2	51,80	97,08	48,20	86,23	Pizarra muy arenosa.
	100	0,00	2,40	2,40	9,60		10,80	5,40		51,80	97,08	48,20	86,23	Tierra parda y grava con cantos de pizarra angulosos entre 0,50 y 5 cm, en una relación Tierra-Grava del 50% y algún canto blanco carbonoso disperso.
	100	0,00	2,40	2,40	12,00		12,50	1,70	M-8.3	42,38	98,25	57,64	85,28	Grava de cantos angulosos de pizarra entre 0,50 y 8 cm, cantos blandos carbonosos y una matriz terrosa parda de grano fino a medio.
	100	0,00	2,40	2,40	14,40		16,80	4,30		42,38	98,25	57,64	85,28	Grava de cantos blandos carbonosos entre 0,50 y 15 cm, cantos angulosos de pizarra y una matriz terrosa parda de grano fino a medio.
	100	0,00	2,40	2,40	16,80		17,40	0,60	M-8.4	54,29	99,48	45,71	83,30	Grava gruesa con cantos de pizarra entre 1 y 15 cm de tamaño y cantos blandos carbonosos.
	100	0,00	2,40	2,40	19,20		21,60	4,20		54,29	99,48	45,71	83,30	Grava heterogénea, con cantos blandos carbonosos dispersos, cantos de pizarra entre 0,50 y 15 cm de tamaño y matriz terrosa.
	100	0,00	2,40	2,40	21,60									

Figura 66. Muestras del Sondeo 8 en el Sector 4

4.1.3. Cubicación general del depósito

El volumen de estériles que conforma las escombreras de Figaredo se ha estimado a partir de la información existente:

- Cartografía 1:5000, del Principado de Asturias.
- Planos generales de escombrera CT-03, escalas 1:1000 y 1:2000 (fecha: mayo 1988), en formato papel.
- Sondeos realizados en 2018 que cortaron la escombrera hasta alcanzar el terreno natural.

El volumen total estimado en el informe de caracterización es de 1.485.000 m³ en la zona de Figaredo, repartidos en una superficie de 150.187 m², distribuida a su vez en tres sectores (Sectores 2, 3 y 4) y 320.000 m³, en una superficie de 15.850 m², en la zona de Sarabia (Sector 1), tal y como se observa en la Figura 67. Este conjunto hace que la zona de estudio sea de 1.805.000 m³ en una superficie de 166.037 m².



Figura 67. Sectores de la escombrera de Figaredo-Sarabia

4.1.4. Estimación de las reservas aprovechables energéticamente

En función de los datos que se han presentado de una manera resumida en el apartado anterior, atendiendo a la fracción granulométrica y al contenido de cenizas de los materiales se puede establecer un porcentaje en peso mínimo de material estéril potencialmente aprovechable del 77,46%. Dicho porcentaje aplicado al volumen de la escombrera de 1.805.000 m³, supone un recurso minero de 1.400.000 m³ aproximadamente.

4.2. Evaluación de los servicios de ecosistemas de Figaredo

4.2.1. Introducción

Tras el cierre de la mina se han iniciado las actividades de restauración con la rehabilitación de las zonas de escombrera, que se divide en cuatro sectores (Figura 68): el sector 1 ya ha sido rehabilitado (Figura 69); el sector 2 está en restauración (Figura 70); el sector 4 se está explotando para recuperar carbón (Figura 71) que se utiliza en una central eléctrica, propiedad de HUNOSA, capaz de quemar residuos con cierto contenido de carbón; y el sector 3 (Figura 72) se está utilizando para almacenar desechos de la extracción de carbón del sector 4.



Figura 68. Vista de los cuatro sectores de la escombrera de Figaredo



Figura 69. Vista del sector 1 desde la plaza del pozo Figaredo, que se encuentra ya rehabilitado (foto tomada en noviembre de 2019)



Figura 70. Vista del sector 2, que se encuentra ya rehabilitado (foto tomada en noviembre de 2019)



Figura 71. Sector 4 de la escombrera de Figaredo, que se está removiendo para recuperar carbon (foto tomada en noviembre de 2019)



Figura 72. Sector 3 de la escombrera de Figaredo, que se encuentra en rehabilitación (foto tomada en noviembre de 2019)

La compañía también estudia desarrollar una nueva escombrera ya que el Sector 3 no es lo suficientemente grande para almacenar todos los rechazos producidos por la remoción de material del Sector 4. Las escombreras cubren un área de 67 hectáreas, alcanzando los 45 m de altura. Aún no se ha iniciado restauración o rehabilitación del resto de las instalaciones y terrenos del pozo Figaredo, siendo una buena oportunidad para proponer interesantes operaciones de revitalización.

Los límites se seleccionaron de acuerdo con los siguientes aspectos:

- Se incluyeron en el polígono toda el área de la mina y las escombreras.
- El límite norte se seleccionó de acuerdo con la parte superior de las montañas/colinas.
- El límite este se seleccionó de acuerdo con el lugar en el que la colina comienza a descender a Forniellos, Cabojal y Figaredo, es decir, un valle diferente.
- El límite oeste se seleccionó de acuerdo con el límite superior de la colina que está inmediatamente después de la mina;
- El límite sur se seleccionó incluyendo las aldeas y las áreas industriales que se encuentran al pie de la montaña/colinas.

4.2.2.2. Datos geoespaciales disponibles

Se desarrolló una revisión de los datos geoespaciales en línea europeos y españoles que estaban disponibles para el área del pozo Figaredo.

- **CORINE Land Cover 2018:**

La información de CORINE Land Cover (Kosztra et al., 2017; Bossard et al., 2000) se obtuvo de los siguientes lugares: el Centro de Información Geográfica Nacional (2018) y el Instituto Nacional Geográfico de España (2020).

La Figura 74 presenta el mapa de la cobertura del suelo en 2018. El datum de referencia geodésica que se ha utilizado es el ETRS89 y el huso de proyección UTM 30. La Agencia Europea de Medio Ambiente ha estado a cargo del proyecto CORINE Land Cover (CLC) desde 1995. Su principal objetivo fue el de obtener una base de datos, a nivel europeo, sobre el uso del suelo a escala 1:100.000, que resultara útil para el análisis del territorio y para la gestión política. Por otra parte, la Figura 75 presenta los usos del suelo en 2018.

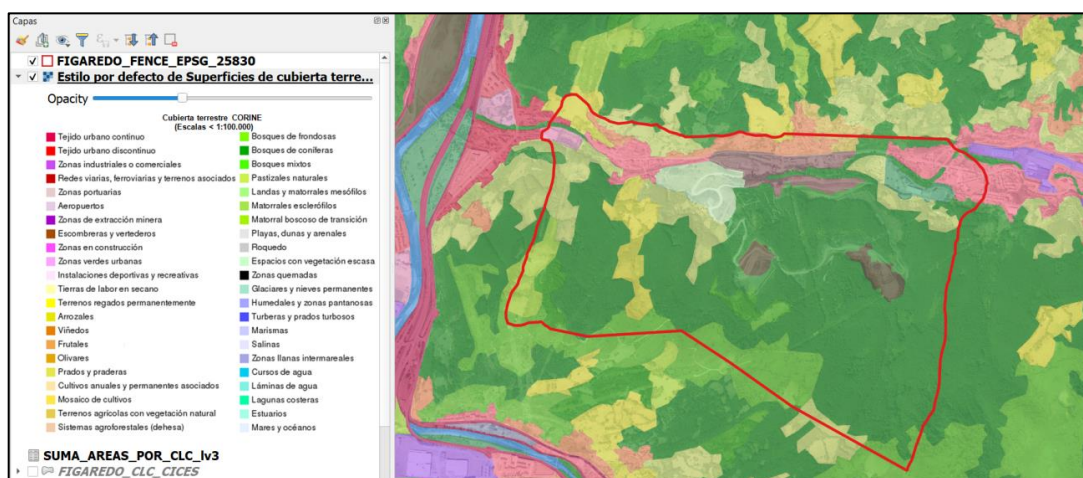


Figura 74. CORINE Land Cover 2018 - cobertura del suelo (Centro de Información Geográfica Nacional, 2018)

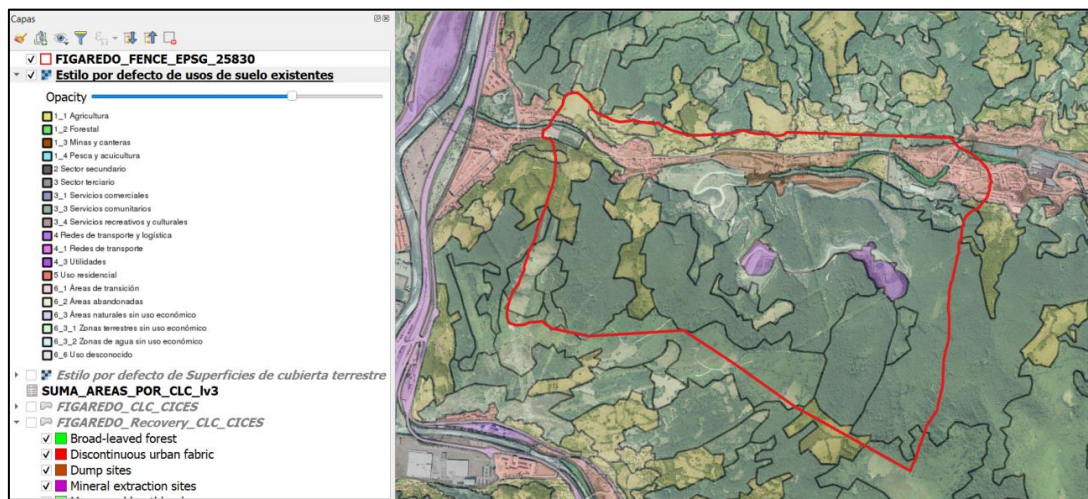


Figura 75. CORINE Land Cover 2018 - usos del suelo (Instituto Geográfico Nacional de España, 2020)

El proyecto CORINE Land Cover (CLC) se incluye actualmente en el Programa denominado COPERNICUS (2014) que tiene el objetivo de realizar un Sistema de Observación terrestre, mediante la supervisión de la Comisión Europea.

- **Sistema de Monitorización Terrestre de COPERNICUS (2020):**

Se recopiló información en relación con las capas paneuropeas de alta resolución (HRL, por sus siglas en inglés) que brindan información sobre las características específicas de la cobertura del suelo y son complementarias a la cartografía de la cobertura y el uso del suelo.

Los HRL se producen a partir de imágenes de satélite mediante una combinación de procesamiento automático y clasificación interactiva basada en reglas. Desde el año 2015, la producción se basa cada vez más en series temporales de imágenes de satélite de varios sensores diferentes, incluida la combinación de datos ópticos y de radar.

Las fuentes principales son los satélites Sentinel (en particular Sentinel-2 y Sentinel-1). Además de los datos de alta resolución (HR), desde 2015 también utilizan imágenes de muy alta resolución (VHR) para algunos de los productos.

Hasta este momento se han identificado cinco temas, que se corresponden con los temas principales del CLC, es decir, el nivel de suelo impermeable, la densidad de la cubierta arbórea y el tipo de bosque, los pastizales, la humedad y el agua, y las masas forestales.

El grado de impermeabilidad proporciona el porcentaje y el cambio de sellado del suelo. Las áreas edificadas se caracterizan por la sustitución de la cubierta terrestre (semi) natural o de la superficie del agua original, por una cubierta artificial, a menudo impermeable (Figura 76).

RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN. UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.

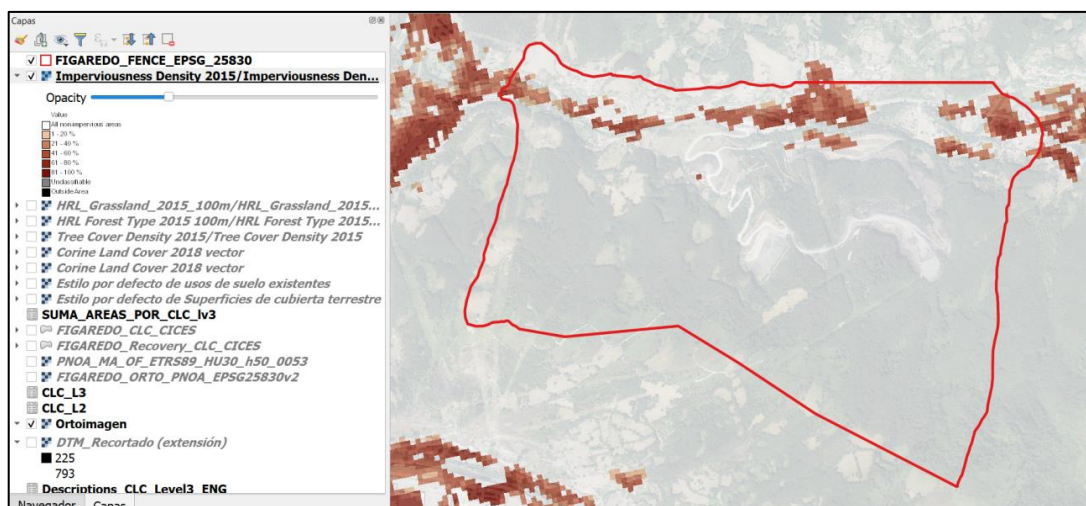


Figura 76. COPENICUS – Impermeabilidad 2015 (Instituto Geográfico Nacional de España, 2020)

La Figura 77 presenta la densidad de cobertura arbórea en 2015, que es la proyección vertical de las copas de los árboles a la superficie horizontal de la tierra. Esto genera información sobre la cobertura de las copas por píxel, lo que se deriva de datos satelitales multiespectrales de alta resolución (HR) y de muy alta resolución (VHR) y/o ortoimágenes aéreas como datos de referencia. La densidad de la cobertura arbórea se evalúa en fuentes de VHR mediante interpretación visual siguiendo un enfoque de cuadrícula de puntos y posteriormente se transfiere a los datos de HR mediante una función lineal.

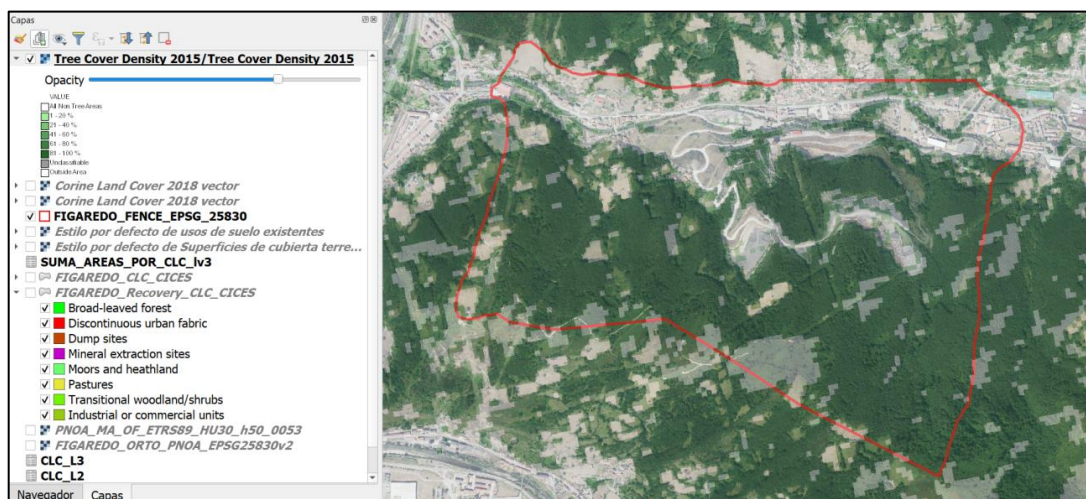


Figura 77. COPENICUS 2015 – Densidad de cobertura arbórea (Servicio de Monitorización Terrestre de COPENICUS, 2020)

La capa de cobertura arbórea (Figura 78) tiene dos categorías: bosque caducifolio en verde claro y bosque de coníferas en verde oscuro, mientras que el color blanco representa áreas no forestales.



Figura 78. COPERNICUS 2015 – Capa de cobertura arbórea (Servicio de Monitorización Terrestre de COPERNICUS, 2020)

La capa de pastizales (Figura 79) es una capa de estado binaria. Este producto básico de vegetación herbácea y no leñosa incluye todo tipo de pastizales: pastizales gestionados, pastizales seminaturales y vegetación herbácea natural.

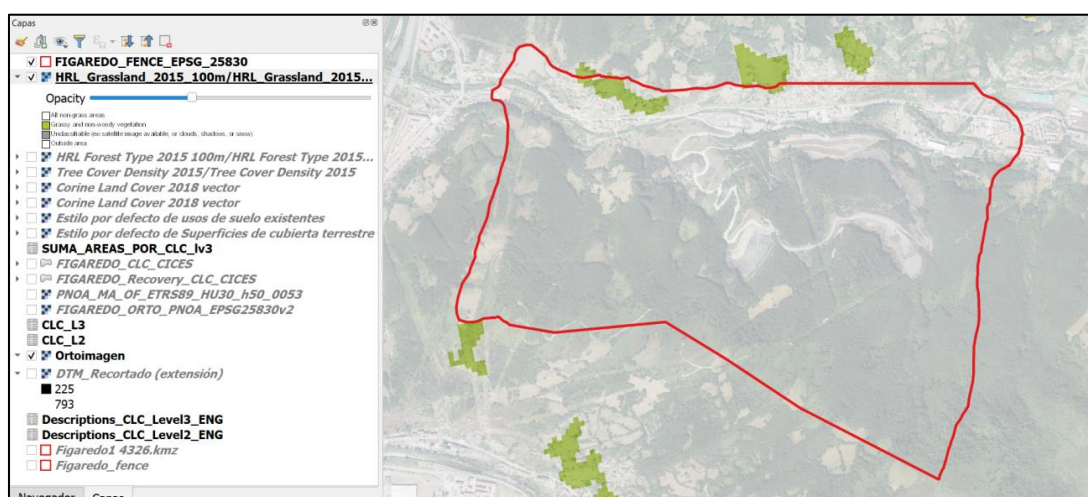


Figura 79. COPERNICUS 2015 – Pastizales (Servicio de Monitorización Terrestre de COPERNICUS, 2020)

La capa de agua y humedad (Figura 80) muestra la presencia de agua y superficies húmedas. Esta capa tiene clases definidas de agua permanente, agua temporal, humedad permanente y humedad temporal.

Por otro lado, NATURA 2000 es una red de lugares de reproducción y descanso para especies raras y amenazadas, así como de algunos tipos de hábitats naturales raros que están protegidos por derecho propio. El objetivo de la red es garantizar la supervivencia a largo plazo de las especies y los hábitats más valiosos y amenazados de Europa que se enumeran en la Directiva sobre aves y la Directiva sobre hábitats. El producto cartográfico ofrece un producto detallado de cobertura y usos del suelo aplicando una

RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN. UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.

nomenclatura jerárquica, con 55 clases temáticas. La Figura 81 presenta la cartografía NATURA 2000 en el área de estudio.

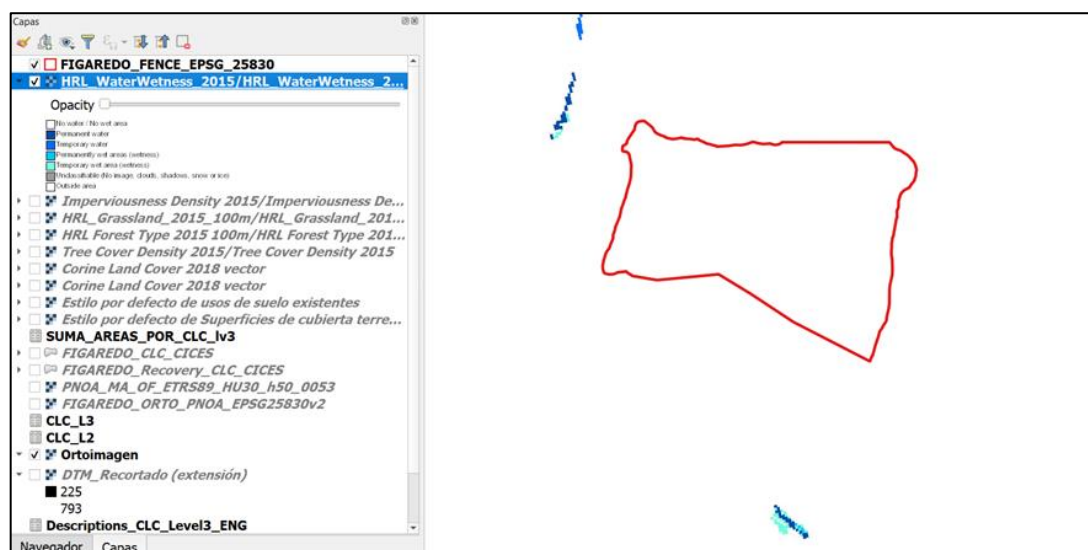


Figura 80. COPERNICUS 2015 – Agua y humedal. (Servicio de Monitorización Terrestre de COPERNICUS, 2020)

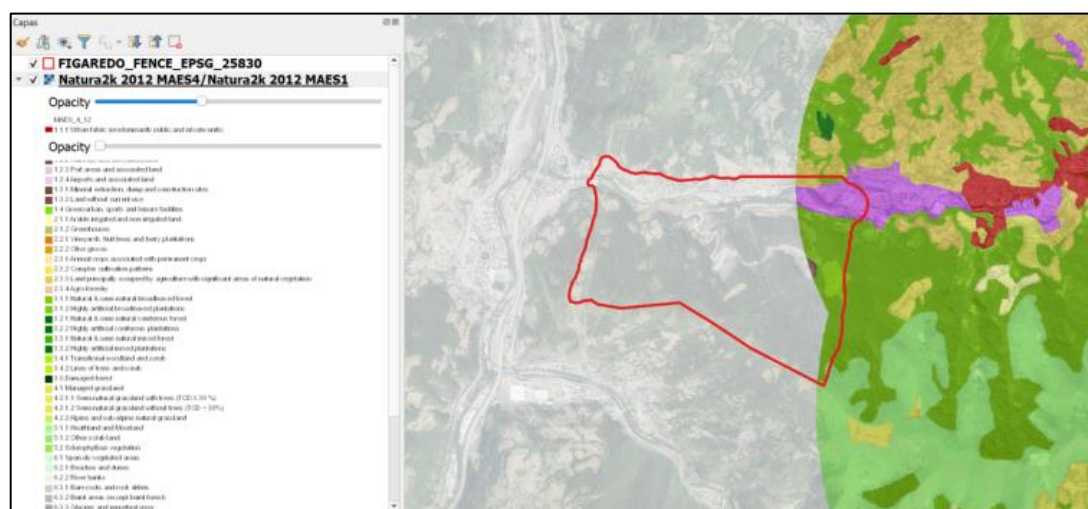


Figura 81. COPERNICUS NATURA 2000, 2018 (Servicio de Monitorización Terrestre de COPERNICUS, 2020)

Por último, como CORINE Land Cover (CLC) también forma parte del Servicio de Monitorización Terrestre de COPERNICUS (2020), se desarrolló con una unidad cartográfica mínima para capas de estado de 25 hectáreas (el ancho mínimo de elementos lineales es de 100 metros) y con una unidad cartográfica mínima para cambios de cobertura terrestre para capas de cambio de 5 hectáreas (Figura 82).

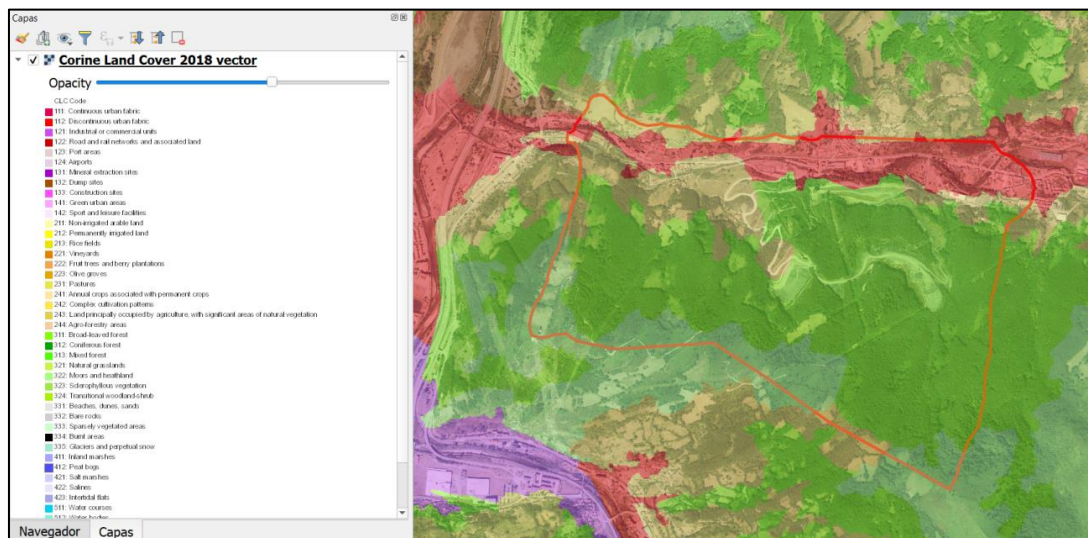


Figura 82. COPERNICUS CORINE Land Cover, 2018 (Servicio de Monitorización Terrestre de COPERNICUS, 2020)

- **Imágenes de COPERNICUS (2020) y datos de referencia:**

Otros productos intermedios procedentes de Servicio de Monitorización Terrestre de COPERNICUS (2020) son:

- el modelo europeo de elevación digital (EU-DEM, EPSG: 4326, con un ancho de cuadrícula de 25 m (Figura 83);

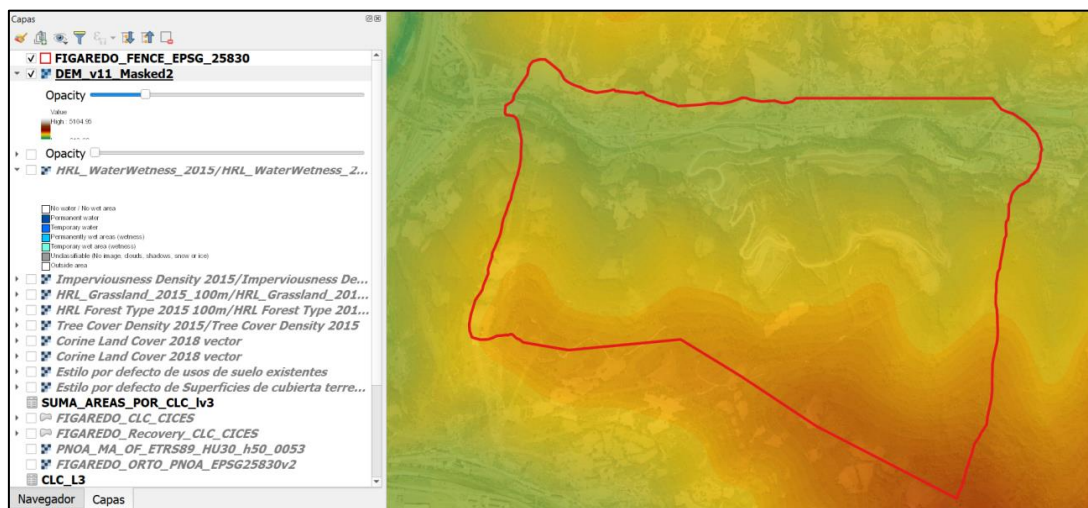


Figura 83. Modelo Europeo de Elevación Digital (EU-DEM), versión 1.1. EPSG: 4326 (ETRS89, LAEA) ancho de cuadrícula: 25 m (Servicio de Monitorización Terrestre de COPERNICUS, 2020)

- el producto EU-Hydro, que es un conjunto de datos para todos los países de la EEA39 que proporciona una red fluvial fotointerpretada, consistente con la interpretación superficial de los cuerpos de agua (lagos y ríos anchos),

RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN. UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.

y un modelo de drenaje, derivado de EU-DEM, con captaciones, líneas y nodos de drenaje (Figura 84);

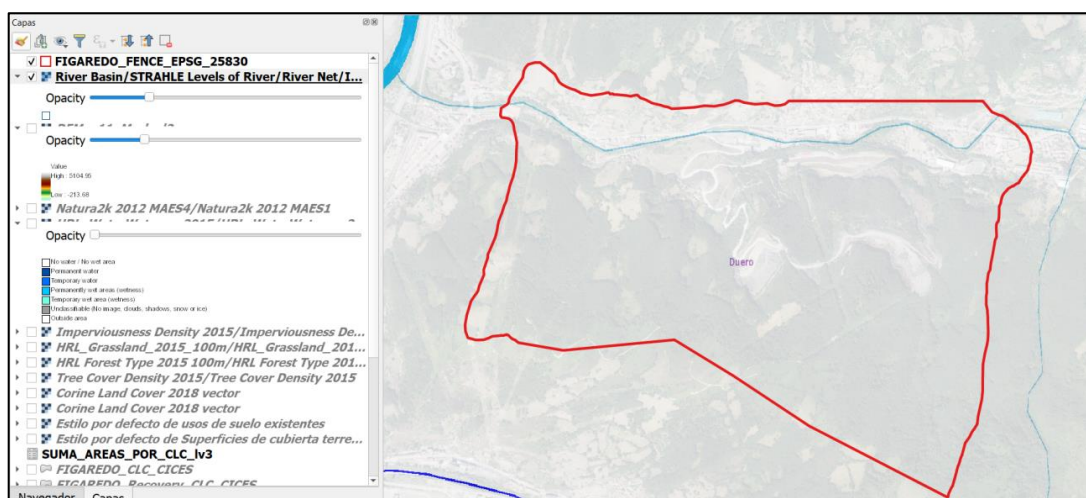


Figura 84. EU-Hydro EPSG: 4326 (ETRS89, LAEA) ancho de cuadrícula: 25 m (Servicio de Monitorización Terrestre de COPERNICUS, 2020)

- un sistema de alta resolución sin nubes correspondiente a la temporada de vegetación en 2014-2015 (Figura 85), representando en falso color la zona vegetativa (Imágenes de Alta Resolución en Falso Color, EPSG: 4326 y ancho de cuadrícula de 20 m).

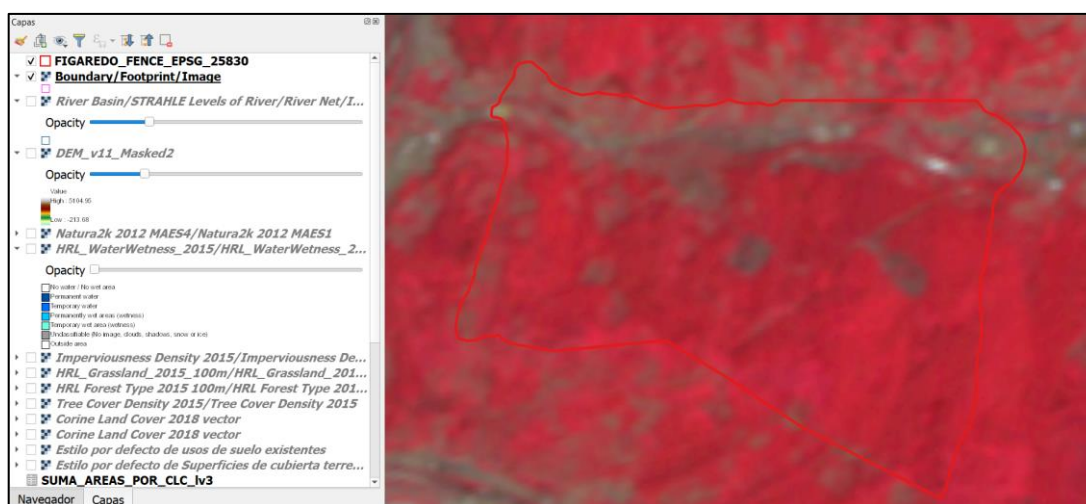


Figura 85. Imágenes de alta resolución en falso color 2015. EPSG: 4326. GSD: 20 m (Servicio de Monitorización Terrestre de COPERNICUS, 2020)

4.2.2.3. Cartografía de ecosistemas relevantes

Las Clases CORINE Land Cover (CLC) (Bossard et al., 2000), que se presentan en la Tabla 20, se utilizaron para delinear, categorizar y cartografiar los diferentes tipos de ecosistemas de cobertura terrestre en el área de estudio.

Tabla 20. Correspondencia entre clases Corine Land Cover (CLC) y tipos de ecosistemas (adaptado de Maes et al., 2013)

Nivel 1 de CLC	Nivel 2 de CLC	Nivel 3 de CLC	Tipos de ecosistemas Nivel 2
1. Superficies artificiales	1.1. Tejido urbano	1.1.1. Tejido urbano continuo	Urbano
		1.1.2. Tejido urbano discontinuo	
	1.2. Unidades industriales, comerciales y de transporte	1.2.1. Unidades industriales o comerciales	
		1.2.2. Carreteras y redes ferroviarias y terrenos asociados	
		1.2.3. Áreas portuarias	
		1.2.4. Aeropuertos	
	1.3. Zonas de minas, escombreras y construcciones	1.3.1. Zonas de extracción mineral	
		1.3.2. Zonas de escombreras	
		1.3.3. Zonas de construcciones	
	1.4. Áreas artificiales vegetadas no agrícolas	1.4.1. Áreas urbanas verdes	
1.4.2. Instalaciones deportivas y de ocio			
2. Áreas agrícolas	2.1. Tierra de cultivo	2.1.1. Tierra de cultivo sin riego	Tierras de cultivo
		2.1.2. Tierra permanentemente regada	
		2.1.3. Campos de arroz	
	2.2. Cultivos permanentes	2.2.1. Viñedos	Praderas
		2.2.2. Árboles frutales y plantaciones	
		2.2.3. Olivares	
	2.3. Pastos	2.3.1. Pastos	Tierras de cultivo
	2.4. Áreas agrícolas heterogéneas	2.4.1. Cultivos anuales asociados a cultivos permanentes	
		2.4.2. Patrones de cultivos complejos	
		2.4.3. Tierras ocupadas principalmente por agricultura, con áreas significativas de vegetación natural	
2.4.4. Áreas agro-forestales			
3. Bosques y áreas seminaturales	3.1. Bosques	3.1.1. Bosque de árboles de hoja ancha	Arbolado y bosque
		3.1.2. Bosque de coníferas	
		3.1.3. Bosque mixto	
	3.2. Arbustos y/o vegetación herbácea asociada	3.2.1. Praderas naturales	Praderas
		3.2.2. Páramos y brezales	Berzales y arbustos
		3.2.3. Vegetación esclerófila	
		3.2.4. Arboleda de arbustos de transición	Arbolado y bosque
	3.3. Espacios abiertos con algo o sin vegetación	3.3.1. Playas, dunas y llanuras de arena	Tierras escasamente vegetadas
		3.3.2. Roca desnuda	
		3.3.3. Áreas escasamente vegetadas	
3.3.4. Áreas quemadas			
3.3.5. Glaciares y nieves perpétuas			
4. Humedales	4.1. Humedales continentales	4.1.1. Pantanos de interior	Intrusiones marinas y aguas transicionales
		4.1.2. Turberas	
	4.2. Humedales costeros	4.2.1. Pantanos salados	
		4.2.2. Salinas	
	4.2.3. Llanuras intermareales		
5. Cuerpos de agua	5.1. Aguas continentales	5.1.1. Cursos de agua	Ríos y lagos
		5.1.2. Cuerpos de agua	
	5.2. Aguas marinas	5.2.1. Lagunas costeras	Intrusiones marinas y aguas trans
		5.2.2. Estuarios	
		5.2.3. Mares y océanos	

RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN. UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.

El número de tipos de ecosistemas de nivel 2 es mucho menor que el nivel 3, pero como el área de Figaredo es pequeña, el nivel 3 de CLC parece ser mucho más apropiado para analizar cambios futuros en las clases de cobertura terrestre y, posteriormente, en la provisión de servicios de ecosistemas.

La Figura 86 presenta el GIS (Geographic Information System) de las clases CLC en Figaredo que fue desarrollado con QGIS 3.8 Zanzibar. QGIS (anteriormente conocido como Quantum GIS) es una aplicación GIS de escritorio multiplataforma gratuita y de código abierto que admite la visualización, edición y análisis de datos geospaciales.

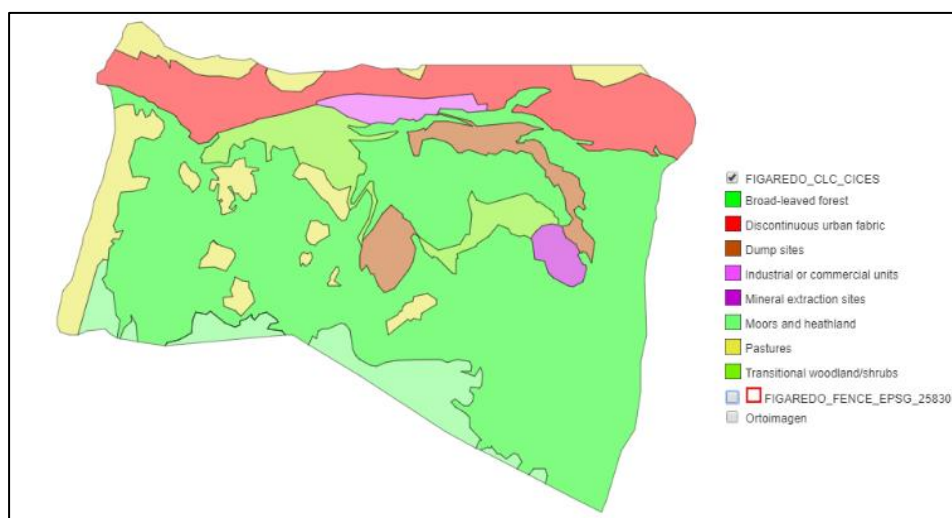


Figura 86. Presentación GIS de las clases CLC en Figaredo

En la Figura 87 se presentan los colores específicos de CLC que se utilizaron con el fin de desarrollar la cartografía de coberturas del área en estudio.

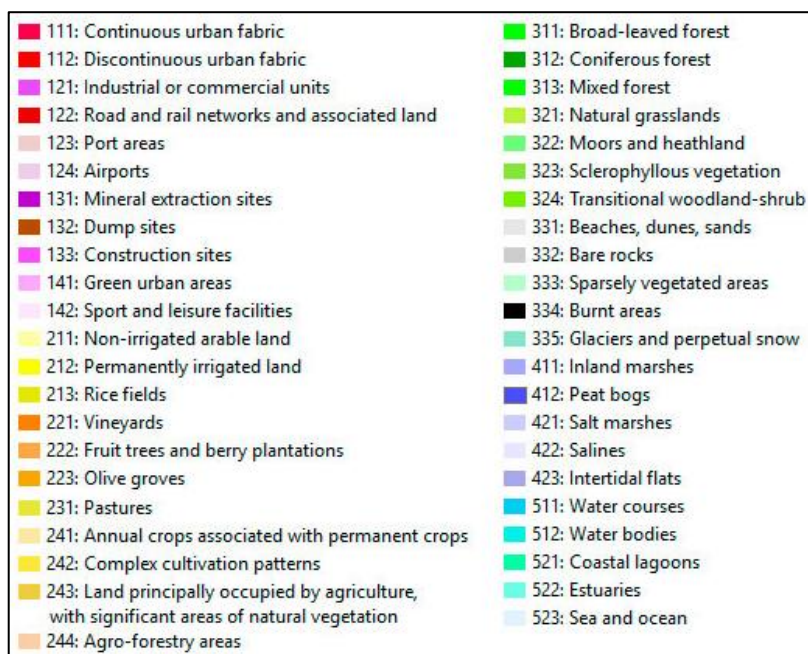


Figura 87. Paleta de colores usados para cada tipo de CORINE Land Cover

Por otra parte, la Figura 88 presenta la misma imagen, pero superpuesta a la ortoimagen del área.

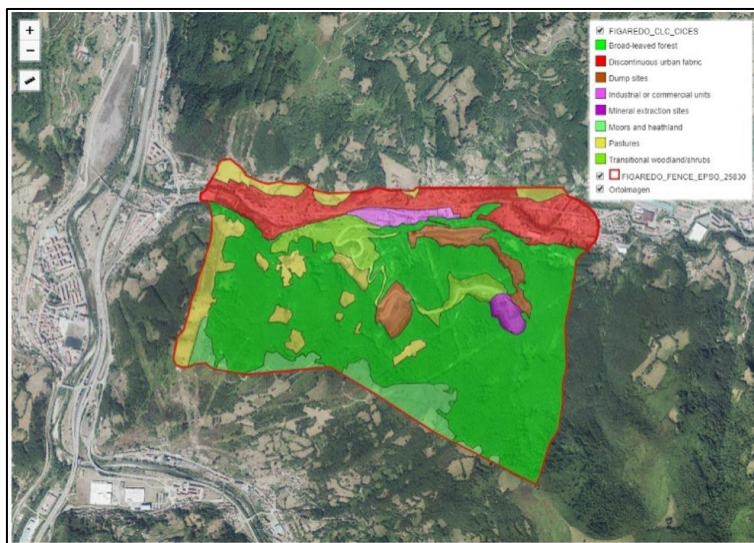


Figura 88. Dibujo en GIS sobre ortoimagen de las clases CLC en Figaredo

La información de cada polígono que está disponible dentro del Sistema de Información Geográfica (GIS) es: área (ha), perímetro (km), nivel de clase 2 y nivel 3 de CLC, y la superficie total de este nivel de clase 3 específico de CLC en toda el área (Figura 89).

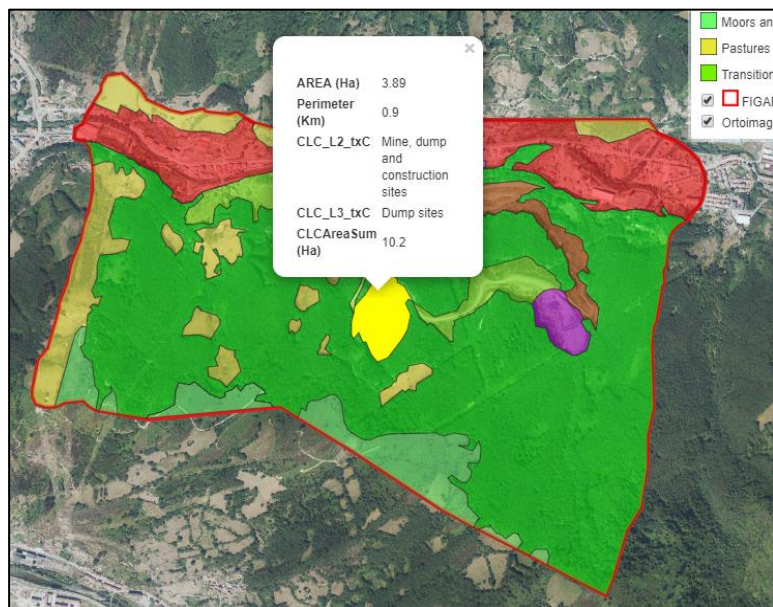


Figura 89. Descripción del polígono en el SIG

Esta información será utilizada posteriormente para desarrollar los cálculos relacionados con la valoración de los servicios de ecosistemas.

La explicación de las diferentes clases de CLC utilizadas en la escombrera de Figaredo es la siguiente (Bossard et al., 2000):

- **Áreas artificiales (clase principal 1):** En el caso de áreas cultivadas entremezcladas con áreas urbanizadas dentro de un sistema, el umbral mínimo que debe considerarse para clasificarlo en tejido urbano discontinuo es del 30% (al menos el 30% de las parcelas pequeñas son tejido urbano). De lo contrario, el área debe clasificarse como patrones de cultivo complejos.
 - **Tejido urbano discontinuo (1.1.2):** La mayor parte del terreno está cubierto por estructuras. Edificios, carreteras y áreas de superficie artificial asociadas con áreas con vegetación y suelo desnudo, que ocupan superficies discontinuas pero significativas. Entre el 30 y el 80% de la superficie total debe ser impermeable.

La discriminación entre el tejido urbano continuo y discontinuo se establece por la presencia de vegetación visible que ilustra casas individuales con jardines o bloques de apartamentos dispersos con áreas verdes entre ellos.

La densidad de las casas es el criterio principal para atribuir una clase de cobertura del suelo a las áreas urbanizadas o el área agrícola (242). En el caso de pequeñas parcelas agrícolas y casas dispersas, el punto de corte que se aplicará para el tejido urbano discontinuo es que al menos el 30% del tejido urbano esté dentro del área de mosaico.

- **Unidades industriales o comerciales, servicios públicos e instalaciones militares (1.2.1):** Las áreas con superficie artificial (con cemento o asfalto, por ejemplo, tierra batida) sin vegetación ocupan la mayor parte del área, que también contiene edificios y/o vegetación.
- **Sitios de extracción de minerales (1.3.1):** Áreas con extracción a cielo abierto de material de construcción (fosas de arena, canteras) u otros minerales (minas a cielo abierto). Incluye pozos de grava inundados, a excepción de la extracción en el lecho del río.
- **Sitios de descarga (1.3.2):** Vertederos públicos, industriales o mineros. Esta clase incluye sitios de descarga de materias primas o desechos líquidos.
- **Zonas agrícolas (clase principal 2)**
 - **Pastos (2.3.1):** Cubierta de hierba densa, de composición floral, dominada por graminácea, no bajo un sistema de rotación. Principalmente para pastoreo, pero el forraje puede cosecharse mecánicamente. Incluye áreas con setos. Pastoreo utilizado por el ganado.

Los pastizales pueden describirse como pastizales de uso extensivo con presencia de estructuras de granja, como cercas, refugios, recintos, lugares de riego, bebederos o trabajos agrícolas regulares: corte, drenaje, producción de heno, prácticas agrícolas, abono.
- **Bosques y áreas seminaturales (clase principal 3)**
 - **Bosque caducifolio (3.1.1):** Vegetación compuesta principalmente de árboles, incluidos arbustos, donde predominan las especies de hoja ancha.

Esta clase incluye áreas con una cubierta de copa de más del 30% o una densidad de 500 sujetos/ha para la estructura de la plantación, los árboles de hoja ancha representan más del 75% del patrón de plantación. En el caso de plantas jóvenes, la proporción de plantas de hoja ancha a es al menos el 75% de la cantidad total de plantas.

- **Páramos y brezales (3.2.2):** Vegetación con cubierta baja y cerrada, dominada por arbustos y plantas herbáceas (brezo, zarzas, escoba, tojo, etc.). Esta clase incluye vegetación de área arbustiva templada que incluye árboles forestales enanos con una altura máxima de 3 m en la etapa de clímax.

- **Arbolado/arbusto de transición (3.2.4):** Vegetación espesa o herbácea con árboles dispersos. Puede representar degradación de bosques o regeneración/recolonización de bosques.

Áreas de formaciones forestales de desarrollo natural (especies jóvenes de frondosas y coníferas con vegetación herbácea y árboles solitarios dispersos), por ejemplo; en prados y pastizales abandonados o después de calamidades de diversos orígenes, parte de esta clase también puede ser varias etapas degenerativas de los bosques causadas por la contaminación industrial, etc.

Finalmente, la Figura 90 presenta una imagen en 3D del área de estudio con las clases CLC impresas.

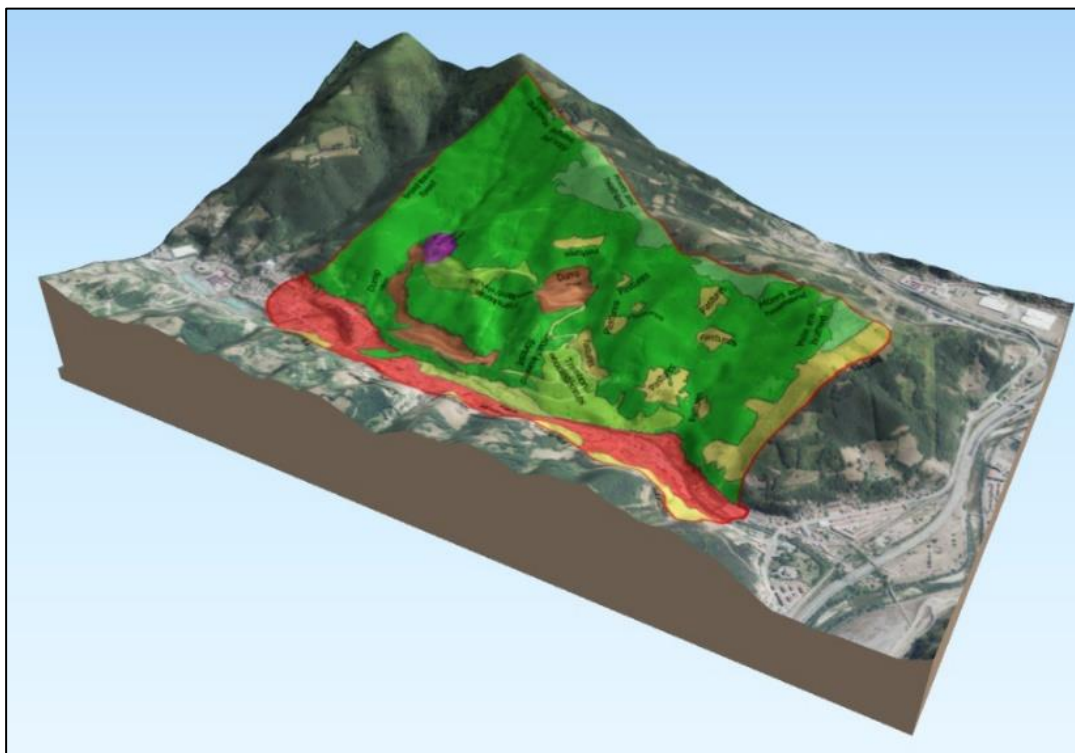


Figura 90. Imagen en 3D de las clases CLC

4.2.3. Evaluación de los servicios de ecosistemas

La Figura 91 presenta el gráfico de araña de las clases de CLC para la escombrera de Figaredo, con una fuerte proyección sobre el bosque y las áreas seminaturales, algo habitual en la región de Asturias.

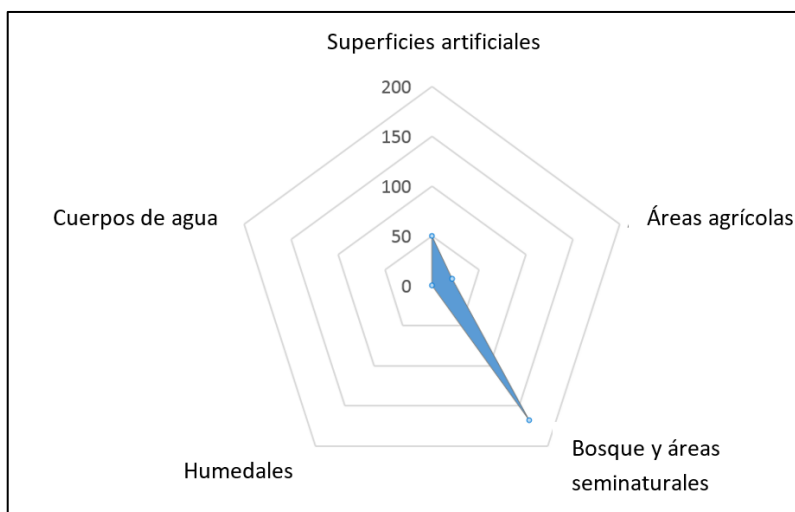


Figura 91. Gráfico de araña de las clases de CLC para el área de estudio (ha)

Una vez realizada la cartografía de los ecosistemas del área de estudio se evaluaron los servicios de ecosistemas, utilizando la Clasificación Internacional Común de los Servicios de los Ecosistemas (CICES V5.1).

Estos servicios son finales ya que son los productos de los ecosistemas (ya sean naturales, seminaturales o modificados) que afectan directamente al bienestar de las personas, siendo una característica básica de estos servicios finales su conexión con las funciones, procesos y estructuras subyacentes de los ecosistemas que los generan.

De esta manera, para cada cobertura terrestre, se consideraron las tres categorías principales de secciones (servicios de aprovisionamiento, servicios de regulación y mantenimiento y servicios culturales) tanto bióticas como abióticas, dividiéndose en tipos principales de resultados o procesos. En función del proceso biológico, físico o cultural, estos tipos principales se subdividieron a su vez en niveles de grupo y categorías de clase según su código en CICES. Los tipos de clase dentro de las categorías de clase vincularán los servicios de ecosistemas a servicios identificables, sugiriendo formas de medir el resultado de los servicios de ecosistemas asociados.

Larondelle y Haase (2012) seleccionaron ocho servicios de ecosistemas, indicadores y métodos para las explotaciones mineras alemanas de Mibrag (Leipzig) con el fin de valorar los paisajes post-explotación minera. Dichos servicios de ecosistemas eran la producción de alimentos, la producción de madera, el suministro de agua dulce, la regulación del clima, la regulación de las inundaciones, la producción primaria, el ocio y la biodiversidad.

A su vez, Kain et al. (2016), en su artículo sobre las consecuencias locales de las alternativas de uso del suelo en Estocolmo, seleccionaron ocho servicios de ecosistemas basándose en consultas con investigadores de ecosistemas activos en el Proyecto URBES (2012). Estos servicios de ecosistemas eran el suministro de alimentos, el suministro de energía, la refrigeración urbana, la regulación de la calidad del aire, la captura de carbono, la retención de aguas pluviales, el ocio físico y el ocio mental.

Baró et al. (2017) idearon un marco para identificar, cartografiar y evaluar los denominados paquetes de servicios de ecosistemas desde un enfoque de oferta y demanda para estudiar la planificación y la gestión del paisaje, aplicándolo al área metropolitana de Barcelona. Se contemplaron los cinco servicios de ecosistemas siguientes: el suministro de alimentos, la regulación del clima global, la purificación del aire, el control de la erosión y el ocio al aire libre. Según Raudsepp-Hearne et al. (2010), los paquetes de servicios de ecosistemas son "conjuntos de servicios que se dan juntos repetidamente". Las evaluaciones, como la desarrollada por Burkhard et al. (2009), se utilizan para identificar los paquetes de servicios de ecosistemas y muestran la capacidad de los distintos tipos de cobertera terrestre para proporcionar servicios de ecosistemas y bienestar.

Según los autores anteriores y teniendo en cuenta las características específicas del área de estudio y la región de Asturias en general, se seleccionaron nueve servicios de ecosistemas para la zona minera de Figaredo siguiendo las clases CICES V5.1. Estos servicios se analizarán con mayor profundidad en el apartado de escenarios de restauración posterior.

Para los servicios de abastecimiento se tuvieron en cuenta las producciones de alimentos y de madera. No se consideró el suministro abiótico de agua dulce ya que en Asturias existen numerosos ríos por doquier y el agua es abundante; de este modo los acuíferos subterráneos no suelen ser necesarios para el abastecimiento de agua, tanto potable como industrial.

En cuanto a los servicios de regulación, en la zona minera de Figaredo se consideró la regulación climática de dos formas: a través de la temperatura y de la humedad. Según Schwarz et al. (2011), ambos tipos son indicadores complementarios para estimar la regulación climática local. Sin embargo, para Larondelle y Haase (2012), el indicador para la regulación climática fue el almacenamiento de carbono sobre la superficie, pero como sustituto de la regulación climática a escala global y no local. En CICES V5.1 al igual que en Kain et al. (2016) se utiliza el término captura de carbono. Este concepto de captura de carbono se utiliza ampliamente en todas las evaluaciones de servicios de ecosistemas que abordan la regulación de la concentración de gases en la atmósfera.

En el área de la mina de Figaredo el servicio de ecosistemas de la regulación de la calidad del aire se consideró dentro del de la purificación del aire, y los servicios de la regulación de las inundaciones y la retención de las aguas pluviales se consideraron dentro del servicio de la regulación del flujo de agua. Por otro lado, siguiendo a Baró et al. (2017) el control de la erosión fue otro de los servicios de ecosistemas considerados.

En cuanto a los servicios culturales, se consideraron adecuadas las características o cualidades biofísicas de las especies o de los ecosistemas, en relación con el ocio físico y mental, para evaluar la biodiversidad.

Por último, no se ha tenido en cuenta la producción primaria neta, que representa el carbono neto absorbido por las plantas a través de la fotosíntesis y que se utiliza para expresar la acumulación neta de carbono por los ecosistemas, según Larondelle y Haase (2012) porque no tiene equivalente en el CICES V5.1.

Así pues, se seleccionaron los siguientes servicios de ecosistemas como los más representativos para la escombrera de Figaredo: los servicios de aprovisionamiento (producción de madera y ganadería), la regulación del clima (temperatura y humedad), la regulación del caudal de agua, el control de la erosión, la purificación del aire, la captura de carbono y las cualidades de especies o ecosistemas (biodiversidad).

4.2.3.1. Servicios de Aprovisionamiento: Producción de madera

Los servicios de aprovisionamiento se valoraron según los precios actuales del mercado.

La producción de madera, como pinos y plantaciones de eucaliptos como materia prima, es siempre una de las alternativas de servicios de ecosistemas tradicionalmente consideradas en Asturias. Cabe destacar que el gobierno regional prohíbe nuevas plantaciones de eucalipto en muchas áreas: Natura 2000, cerca de la costa, y otras. Por lo tanto, como la escombrera de Figaredo está bastante cerca de un área Natura 2000, la producción de madera se centrará únicamente en las plantaciones de pinos.

Las características serán las que se enumeran a continuación:

- El código CICES V5.1 correspondiente es 1.1.1.2, y la clase "Maderas y otros materiales de plantas cultivadas, hongos, algas y bacterias para uso directo o procesamiento (excluidos los materiales genéticos)".
- El indicador de servicios de ecosistemas es la productividad forestal.
- El método de cuantificación $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$

Como referencia se utilizará un estudio sobre los paquetes de servicios de ecosistemas a lo largo del gradiente urbano-rural (Baró et al., 2017), aunque relacionados con la producción de cultivos.

No hubo posibilidad de encontrar una fuente de datos para cuantificar este servicio de ecosistema, ya que el desarrollo de los pinos depende del clima específico. Sí es factible una valoración económica y podría realizarse utilizando los precios de la madera ya que en Asturias, la plantación media de pinos tiene cuatro árboles por cada 10 m^2 , lo que equivale a 300 árboles/ha. Después de un período de entre 30 y 40 años, cada pino producirá 2 toneladas de madera. Así, a un precio de 17 €/tonelada, la producción de pino puede tener un ingreso en 35 años de alrededor de 10.200 €/ha.

La fuente de incertidumbre en esta valoración se derivará principalmente de los precios cambiantes del mercado de la madera de pino en función de la demanda/oferta y la elasticidad.

4.2.3.2. Servicios de Aprovisionamiento: Suministro de alimentos

La provisión de alimentos que se considera en la escombrera de Figaredo es sólo relativa a Pastos. En el área minera de Figaredo, los pastos como los que se están considerando en esta tesis, se utilizan para alimentar principalmente a las vacas criadas con fines nutricionales, para producir carne (Figura 92). Sin embargo, hoy en día, los caballos también se crían con fines nutricionales.

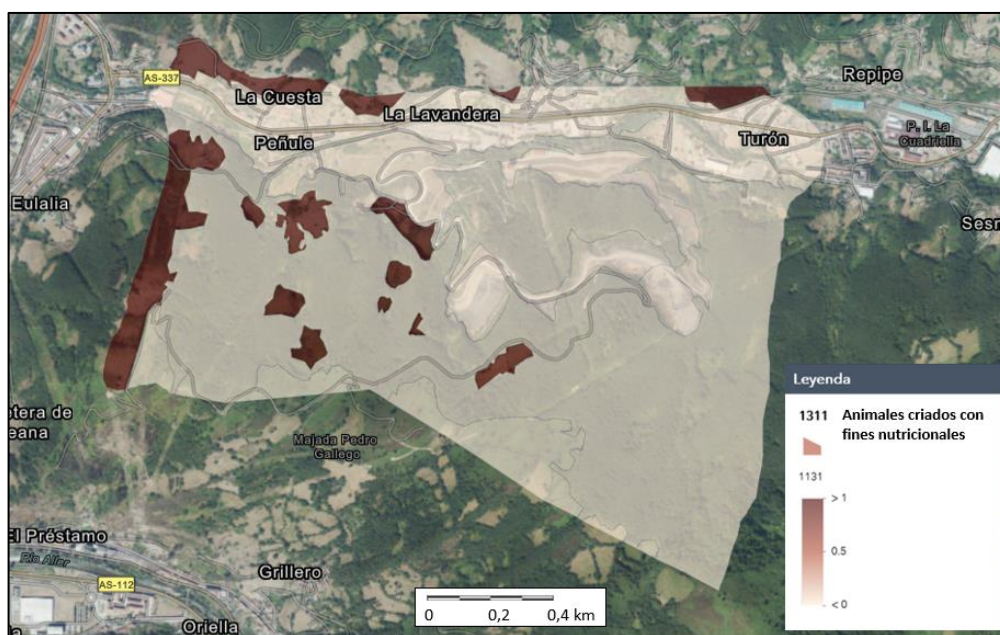


Figura 92. Servicios de aprovisionamiento: Suministro de alimentos en Figaredo

Las características serán las que se enumeran a continuación:

- El código CICES V5.1 será 1.1.3.1, y la clase “Animales criados con fines nutricionales”.
- El indicador de servicios de ecosistemas será la producción pecuaria.
- El método de cuantificación serán las unidades ganaderas $\text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$.

Como referencia se utilizó también el estudio sobre los paquetes de servicios de ecosistemas a lo largo del gradiente urbano-rural (Baró et al., 2017).

La valoración se realizará por métodos directos (por ejemplo, precios de mercado). En Asturias una superficie de 1 ha destinada a la alimentación de las vacas para la producción de carne puede generar alrededor de 900 €/año cada 18 meses, con 300 €/año de gastos en alimentación adicional como pasto seco y pienso. El coste de compra de una vaca lista para inseminación ronda los 1.000 €, más un coste de inseminación de 60 €. La vaca será productiva durante 15 años.

Los servicios de ecosistemas de aprovisionamiento se valoraban de acuerdo con precios de mercado, los servicios de ecosistemas que no son de aprovisionamiento se cuantifican antes de su valoración económica utilizando tablas de coeficientes para cada tipo de cobertura terrestre derivados de experimentos de campo (Bagstad et al., 2013).

La fuente de incertidumbre en esta valoración se derivará del mercado cambiante de los precios de la carne de vaca en función de la demanda/oferta y su elasticidad.

4.2.3.3. Servicios de Regulación: Regulación climática (temperatura)

La regulación climática se realiza en la escombrera de Figaredo por medio de bosques caducifolios, espinos y brezales, bosques/arbustos de transición y pastos (Figura 93).

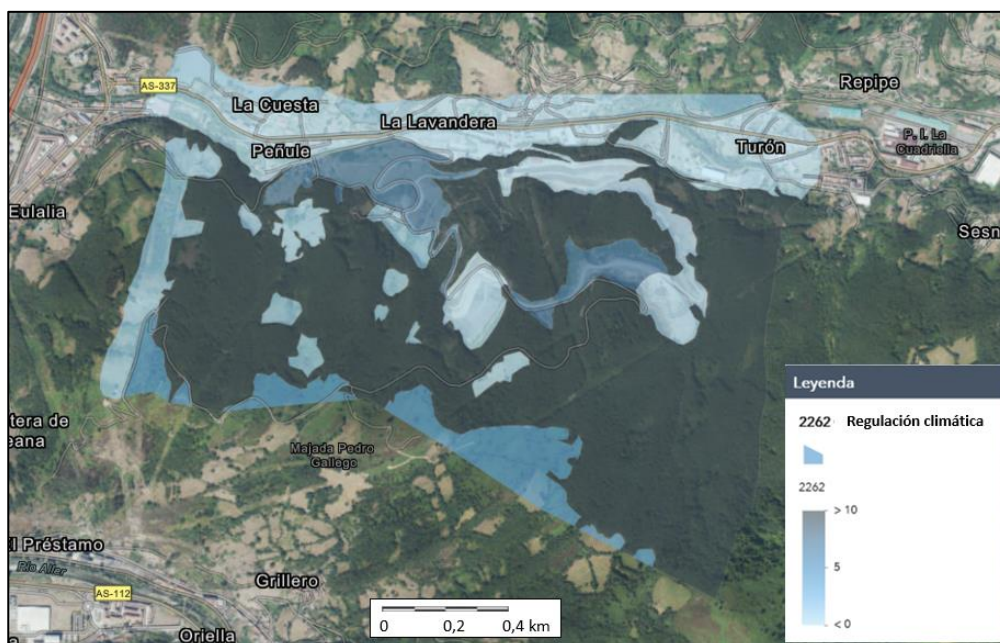


Figura 93. Servicios de regulación: Regulación climática en Figaredo

Las características serán las que se enumeran a continuación:

- El código CICES V5.1 será 2.2.6.2 y la clase “Regulación de temperatura y humedad, incluyendo ventilación y transpiración”.
- El indicador de servicios de ecosistemas serán las emisiones térmicas de la superficie terrestre del satélite Landsat 7 ETM + (banda 6).
- El método de cuantificación fue el índice de emisión, pero con el bosque caducifolio como referencia porque su valor de emisión es el más bajo.

Se utilizó, como referencia, la evaluación de los impactos climáticos de las políticas de planificación en la región urbana de Leipzig, Alemania (Schwarz et al., 2011) y un análisis a largo plazo de los efectos de la urbanización en el balance hídrico (Haase, 2009).

Al evaluar el impacto climático de diferentes políticas de planificación en el área urbana de Leipzig en Alemania, Schwarz et al. (2011) afirmaron que el indicador más apropiado es la temperatura del aire, ya que los árboles y las regiones verdes moderan el clima. Sin embargo, las temperaturas del aire no se estiman fácilmente de manera espacial. Por lo tanto, las emisiones térmicas de la superficie terrestre que indican la cantidad de energía emitida por los cuerpos se utilizarán para medir la regulación de la temperatura.

Las fuentes de incertidumbre en la evaluación son los diferentes valores en diferentes entornos/condiciones climáticas y los supuestos de la modelización (reducción de la complejidad a expensas de la exactitud).

Los valores se normalizaron en un índice entre 1 (mayor emisión) y 10 (menor emisión), según la ecuación (1), similar a la utilizada por Larondelle & Haase (2012).

$$Indice[i] = (max_{norm} + min_{norm}) - \left[(i - min) \times \frac{max_{norm} - min_{norm}}{max - min} + min_{norm} \right] \quad (1)$$

La emisividad térmica de la cobertura terrestre y el índice de emisión normalizado respectivo adaptado de Schwarz et al. (2011) se presentan en la tabla de la Tabla 21.

Tabla 21. Emisividad térmica para las diferentes clases de CLC

Clases CLC	Emisividad térmica	
	Emisión	Índice
Tejido urbano discontinuo (112)	139,4	3,5
Unidades industriales o comerciales (121)	141,5	1,0
Lugares de extracción de minerales (131)	137,0	6,4
Escombreras (132)	139,0	4,0
Pastos (231)	135,4	8,3
Bosque caducifolio (311)	134,0	10,0
Bosque de coníferas (312)	137,4	5,9
Páramos y brezales (322)	137,0	6,4
Bosque/arbustos de transición (324)	136,0	7,6

Las fuentes de incertidumbre en esta evaluación son las diferencias de valores en diferentes condiciones climáticas, ya que estos valores se obtuvieron para la región urbana de Leipzig.

4.2.3.4. Servicios de Regulación: Regulación climática (humedad)

Mientras que CICES V5.0 comparte en el código 2.2.6.2 con la regulación de temperatura y la de humedad, la versión anterior V4.3 tenía códigos diferentes para ellos: 2.3.5.2 "Regulación climática micro y regional" y 2.2.3.2 "Ventilación y transpiración". La razón es que la estructura de clasificación para los servicios de aprovisionamiento en V4.3 se modificó en V5.1 para permitir la agregación cuando no se conoce ningún uso final, de modo que la clasificación se pueda utilizar más fácilmente con fines contables.

Sin embargo, dado que la temperatura y la humedad no están correlacionadas, se decidió

que dividir ambos servicios facilitaría el análisis.

Schwarz et al. (2011) seleccionaron la evapotranspiración como un segundo indicador para estimar la regulación climática local, ya que los bosques y las áreas verdes influyen en las precipitaciones y en la disponibilidad de agua tanto a nivel local como regional. La evapotranspiración es la suma de la evaporación del agua de la superficie de la tierra y la transpiración de la vegetación.

Si bien existe una relación lineal entre la evapotranspiración y el calor de vaporización latente (a mayor evapotranspiración, menor energía disponible como calor sensible), esta correlación desaparece al analizar la emisividad térmica total.

El método de cuantificación estimado (Schwarz et al., 2011) aproximará el potencial de evapotranspiración de las diferentes clases de cobertura terrestre, utilizando ecuaciones que se basaron en estimaciones empíricas y consideraron distintos tipos de suelo y condiciones climáticas. El potencial de evapotranspiración $f[i]$ se calculó de acuerdo con la ecuación (2), siendo ET_0 la referencia del potencial de evapotranspiración del pasto, de 12 cm de altura.

$$f[i] = (\text{max evapotranspiration } [i] \div ET_0) \quad (2)$$

El potencial de evapotranspiración, adaptado de Schwarz et al. (2011), y el respectivo índice de emisión normalizado, se presentan en la Tabla 22.

Tabla 22. Potencial de evapotranspiración para las diferentes clases de CLC

Clases CLC	Potencial de evapotranspiración	
	f	Índice
Tejido urbano discontinuo (112)	0,9	2,8
Unidades industriales o comerciales (121)	0,8	1,0
Lugares de extracción de minerales (131)	1,0	4,6
Escombreras (132)	1,0	4,6
Pastos (231)	1,1	6,4
Bosque caducifolio (311)	1,1	6,4
Bosque de coníferas (312)	1,3	10,0
Páramos y brezales (322)	1,1	6,4
Bosque/arbustos de transición (324)	1,1	6,4

Los valores se normalizaron nuevamente entre 1 (potencial de evapotranspiración más bajo) y 10 (potencial de evapotranspiración más alto). Se utilizó la ecuación (3), ya que no fue necesario invertir la clasificación para reflejar la evapotranspiración más baja como el índice más alto.

$$Index[i] = \left[(i - \min) \times \frac{\max_{norm} - \min_{norm}}{\max - \min} + \min_{norm} \right] \quad (3)$$

Las fuentes de incertidumbre en esta evaluación son nuevamente las diferencias en los tipos de suelo y de sus valores en diferentes condiciones climáticas, ya que estos valores fueron obtenidos para la región urbana de Leipzig.

4.2.3.5. Servicios de Regulación: Regulación del flujo de agua

Otro servicio de regulación que se debe considerar es la regulación del caudal de agua, que se realiza mediante bosque caducifolio, páramos y brezales, bosques de transición/arbustos y pastos (Figura 94).

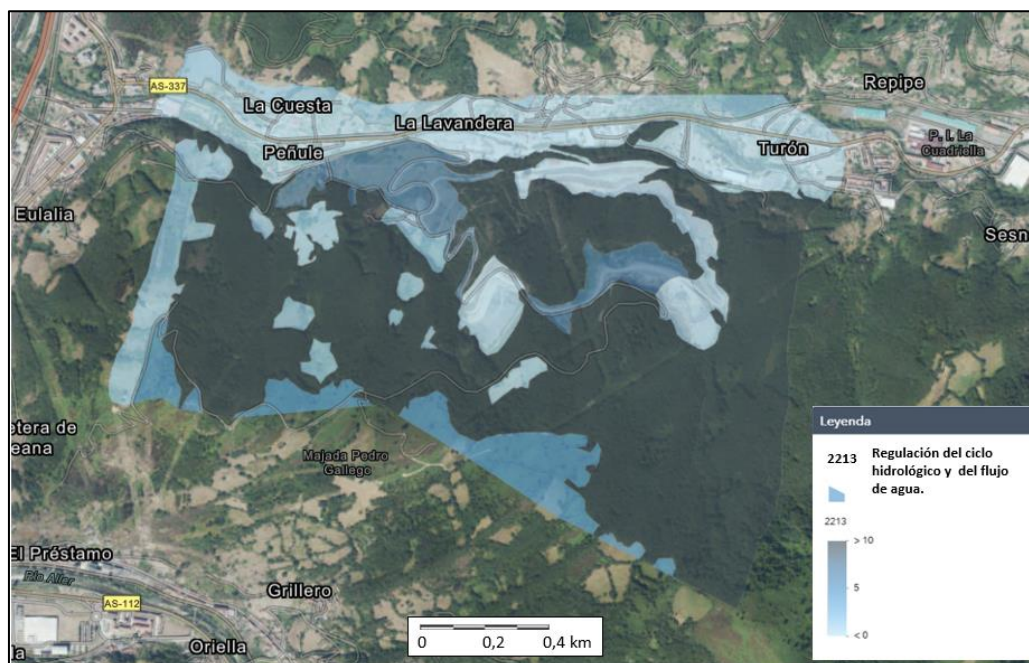


Figura 94. Servicios de regulación: Regulación del ciclo hidrológico y del corriente de agua en la escombrera de Figaredo

Las características serán las que se enumeran a continuación:

- El código CICES V5.1 correspondiente es 2.2.1.3, y la clase ‘Regulación del ciclo hidrológico y caudal de agua’.
- El indicador de servicios de ecosistemas será el volumen de agua retenida por la vegetación ha^{-1} .
- El método de cuantificación, el balance hídrico.

Como referencia, se volverá a utilizar un análisis a largo plazo de los efectos de la urbanización en el balance hídrico (Haase, 2009).

Se tuvieron que considerar algunas aproximaciones ya que no se presentaron todas las clases de CLC de la escombrera de Figaredo. Se seleccionaron valores del año más lluvioso entre los dos analizados, y los lugares de extracción de minerales y las escombreras se asimilaron a tierras forestadas. El valor elegido para los bosques de coníferas fue la media entre bosque caducifolio y páramos y brezales.

Por otro lado, según Tanouchi et al. (2019), el rango de la relación de área impermeable de tejido urbano discontinuo se encuentra entre el 50% y el 80%, por lo que se asignó un valor promedio de escorrentía del 65% de la precipitación total tanto al tejido urbano

discontinuo como a Industrias o unidades comerciales. Los resultados de la cuantificación se presentan en la Tabla 23 junto con el índice de regulación del corriente de agua, calculado de acuerdo con la ecuación (1).

Tabla 23. Escorrentía para las diferentes clases de CLC

Clases CLC	Escorrentía	
	% lluvia	Índice
Tejido urbano discontinuo (112)	65,0	1,0
Unidades industriales o comerciales (121)	65,0	1,0
Lugares de extracción de minerales (131)	12,3	8,3
Escombreras (132)	12,3	8,3
Pastos (231)	0,6	9,9
Bosque caducifolio (311)	0,1	10,0
Bosque de coníferas (312)	6,2	9,2
Páramos y brezales (322)	12,3	8,3
Bosque/arbustos de transición (324)	0,2	10,0

Las fuentes de incertidumbre en la evaluación serán los valores diferentes en diferentes entornos/condiciones climáticas y el hecho de que los supuestos de la modelización (reducción de la complejidad a expensas de la exactitud) ya que se hicieron basadas solo en la precipitación de un año.

4.2.3.6. Servicios de regulación: Control de la erosión.

Otro servicio de regulación contemplado es el control de erosión. Las características son:

- El código CICES V5.1 correspondiente es 2.2.1.1 y la clase "Control de tasas de erosión".
- El indicador de servicios de ecosistemas será la erosión del suelo en g/m^2 .
- El método de cuantificación, la escorrentía estadística estimada por Nunes et al. (2011).

Utilizando los mismos supuestos que con la regulación del caudal de agua y valores del mismo año, la Tabla 24 presenta la erosión del suelo en g/m^2 y un índice de control de erosión calculado según la ecuación (1). En el caso de Tejido urbano discontinuo e Industria o unidades comerciales, como el área no impermeable según Tanouchi et al. (2019) fue del 35%, este porcentaje se utilizó para calcular la erosión del suelo en los lugares de extracción y vertederos de mineral.

Tabla 24. Erosión del suelo para las diferentes clases de CLC

Clases CLC	Erosión del suelo	
	g/m ²	índice
Tejido urbano discontinuo (112)	193,00	6,90
Unidades industriales o comerciales (121)	193,00	6,90
Lugares de extracción mineral (131)	551,30	1,00
Escombreras (132)	551,30	1,00
Pastos (231)	2,40	10,00
Bosques caducifolios (311)	1,40	10,00
Bosques de coníferas (312)	15,60	9,60
Páramos y brezales (322)	29,80	9,10
Bosque/arbustos de transición (324)	1,20	10,00

Las fuentes de incertidumbre en la evaluación serán los diferentes valores en diferentes entornos/condiciones climáticas y las suposiciones hechas basadas solo en la precipitación de un año.

4.2.3.7. Servicios de regulación: Purificación del aire

Las plantas pueden eliminar la contaminación del aire ya que proporcionan grandes superficies para asentar el material particulado y la absorción de gases o reacciones químicas por parte de la hoja en su superficie. Estos procesos suelen denominarse "deposición seca". La cantidad de contaminación que las plantas pueden eliminar depende del tamaño y el área de sus hojas, aunque puede variar con el clima, la época del año y otros contaminantes en la atmósfera. Las características son:

- El código CICES V5.1 es 2.2.6.1. y la clase "Regulación de la composición química de la atmósfera y los océanos".
- El indicador de servicios de ecosistemas será la deposición seca de contaminantes al año.
- El método de cuantificación, se utilizó la captura de contaminantes estudiada por Jones et al. (2017)

Como referencia, se utilizó la captura de contaminantes (Jones et al., 2017), como depósito seco de los siguientes contaminantes: dióxido de azufre (SO₂), material particulado grueso (PM₁₀), material particulado fino (PM_{2.5}), amoníaco (NH₃), dióxido de nitrógeno (NO₂) y ozono (O₃). Otros estudios interesantes consideran el CO (Nowak et al., 2006), pero como los contaminantes se considerarán en conjunto, las variaciones no deberían ser significativas.

En la Tabla 25 se presenta la deposición seca de contaminantes por clases de cobertura terrestre adaptada de Jones et al. (2017) y un índice de deposición seca de contaminantes calculado según la ecuación (3).

Tabla 25. Deposición seca de contaminantes para las diferentes clases de CLC

Clases CLC	Deposición seca de contaminantes	
	k /año	índice
Tejido urbano discontinuo (112)	2,02	1,00
Unidades industriales o comerciales (121)	2,02	1,00
Lugares de extracción mineral (131)	2,02	1,00
Escombreras (132)	2,02	1,00
Pastos (231)	149,40	6,20
Bosques caducifolios (311)	258,90	10,00
Bosques de coníferas (312)	258,90	10,00
Páramos y brezales (322)	120,20	5,10
Bosque/arbustos de transición (324)	189,60	7,60

Una vez más, las fuentes de incertidumbre en la evaluación serán nuevamente los diferentes valores en diferentes entornos/condiciones climáticos y geográficos.

4.2.3.8. Servicios de Regulación: Captura de Carbono

El último servicio de regulación considerado fue el secuestro de carbono, que se realiza en la escombrera de Figaredo por medio de bosques caducifolios, espinos y brezales y bosques/arbustos de transición. Tanto los pastos como la plantación de pinos no se incluyen por ser considerados un servicio de aprovisionamiento, por lo que son incompatibles con la captura de carbono. Las características serán las que se enumeran a continuación:

- El código CICES V5.1 será 2.2.6.1 y la clase “Regulación de la composición química de la atmósfera y los océanos”.
- El indicador de servicios de ecosistemas será el almacenamiento de carbono sobre el suelo por ha⁻¹.
- El método de cuantificación del almacenamiento de carbono sobre el suelo estará relacionado con el uso de la tierra en t C/ha.

Como referencia se utilizará un estudio sobre el almacenamiento de carbono sobre el suelo arbolado en Leipzig, Alemania (Strohbach y Haase, 2012). Las principales fuentes de datos son una estimación de la acumulación de carbono en los bosques de Finlandia mediante la combinación de datos de inventarios forestales con modelos de biomasa, basura y suelo (Liski et al., 2006) y el sistema de comercio de derechos de emisión de la Unión Europea (2015).

La Figura 95 presenta la prestación de servicios de ecosistemas de secuestro de carbono.

4.2.3.9. Servicios Culturales: Calidad de especies y de ecosistemas (biodiversidad)

Las características o cualidades biofísicas de especies y de ecosistemas representados por los bosques típicos asturianos (bosques caducifolios) en el entorno de la mina Figaredo fue el último servicio ecosistémico analizado.

Las características serán las que se enumeran a continuación:

- El código CICES V5.1 será 3.2.2.1 y la clase “Características o rasgos de los sistemas vivos que tienen valor de existencia”. Un ejemplo de servicio debería ser "áreas designadas como áreas silvestres"
- El indicador de servicios de los ecosistemas podría ser el tipo de sistemas vivos o entornos ambientales.
- El método de cuantificación el número de observaciones de especies endémicas o cuasi-endémicas.

Este servicio de ecosistema en particular representa un excelente proxy para cuantificar la biodiversidad. El código 3.2.2.2 tiene la misma clase y el mismo indicador que los servicios ambientales. La única diferencia es que si bien el descriptor simple de este código es "las cosas de la naturaleza que queremos que las generaciones futuras disfruten o usen", el primer código fue "las cosas de la naturaleza que pensamos que deberían conservarse". En nuestra opinión, ambos son complementarios e indisolubles, al menos en este caso.

Aunque existen diferentes métricas para evaluar la biodiversidad, considerando aspectos como la riqueza, la uniformidad y la identidad de las especies, un estudio sobre el nexo entre la reducción urbana y los servicios de ecosistemas de Haase et al. (2014) se utilizó como referencia para el biotopo específico de la escombrera de Figaredo, para simplificar el proceso.

La Tabla 27 presenta el impacto en la biodiversidad en los diferentes casos de cobertura terrestre presentes en el área de la mina Figaredo, adaptado de Haase et al. (2014), y el índice de biodiversidad calculado con la ecuación (3). Según Cavard et al. (2011), diferentes especies de árboles, como en un bosque caducifolio típico en la escombrera de Figaredo, están asociadas con una provisión de diversidad más prominente que un caso de bosque de una sola especie. Además, y dado que las plantaciones de coníferas se utilizarán para la producción de madera, su impacto en la biodiversidad se consideró al mismo nivel que los pastos. Por otro lado, los páramos, los brezales y los bosques/arbus-tos de transición cuantificaron a medio camino entre los pastos y los bosques caducifolios.

Tabla 27. Impacto en la biodiversidad e índice de impacto normalizado respectivo (adaptado de Haase et al., 2014)

Clases CLC	Impacto	Índice
Tejido urbano discontinuo (112)	0	1
Unidades industriales o comerciales (121)	0	1
Lugares de extracción mineral (131)	1	4
Escombreras (132)	1	4
Pastos (231)	2	7
Bosques caducifolios (311)	3	10
Bosques de coníferas (312)	2	7
Páramos y brezales (322)	2,5	8,5
Bosque/arbustos de transición (324)	2,5	8,5

La nueva provisión de servicios de ecosistemas de cada escenario generado fue cartografiada y cuantificada, con el fin de permitir el análisis de los cambios en la provisión de servicios que se requieren para cuantificar las compensaciones entre ellos.

La Tabla 28 presenta una descripción general de los indicadores de servicios de los ecosistemas que se consideraron importantes/relevantes en el área de la escombrera de Figaredo, sus métodos de cuantificación y las referencias primarias utilizadas.

Tabla 28. Descripción general de los indicadores de servicios de ecosistemas, métodos de cuantificación y referencias primarias utilizados en el estudio de caso de la escombrera de Figaredo

Servicio de Ecosistema	Indicador	Método de cuantificación	Referencias
Producción de madera	Productividad forestal	m ³ /ha/año	Baró et al. (2017)
Suministro de alimentos	Producción ganadera	unidad/ha/año	Baró et al. (2017)
Regulación climática (Temperatura)	Emisiones térmicas en superficie	Emisividad térmica	Schwarz et al. (2011)
Regulación climática (Humedad)	Evapotranspiración	Potencial de Evapotranspiración	Schwarz et al. (2011)
Regulación de flujo de agua	Escorrentía	Escorrentía en % de lluvia total	Nunes et al. (2011)
Control de la erosión	Pérdida de suelo	Erosión del suelo en g/m ² durante el periodo monitorizado	Nunes et al. (2011)
Purificación de aire	Captura de contaminantes	Deposición seca de contaminantes en t/año	Jones et al. (2017)
Captura de Carbono	Almacenamiento de Carbono	Almacenamiento de carbono sobre el suelo en t/ha	Strohbach & Haase (2012)
Calidad of especies o ecosistemas (Biodiversidad)	Impacto de los patrones de cobertura relacionados con la contracción	Grado de idoneidad	Haase et al. (2014)

4.3. Escenarios de restauración

4.3.1. Introducción

Este apartado se centra en la generación de escenarios para cada caso, con el fin de permitir analizar los cambios en la prestación de servicios que son necesarios para cuantificar las compensaciones entre ellos.

Actualmente está adquiriendo una gran importancia el uso de escenarios en las evaluaciones de los servicios de ecosistemas ya que las evaluaciones iniciales presentaban un panorama estático en un mundo en continuo cambio.

Teniendo en cuenta las recomendaciones para la planificación y desarrollo futuro del paisaje postminero, así como la necesidad de mejorar los resultados socioeconómicos y catalizar el desarrollo de nuevos puestos de trabajo, se propondrán diferentes tipos de acciones de rehabilitación y restauración de ecosistemas con el fin de generar diferentes escenarios, por ejemplo:

- Recolonización del lugar por vegetación local.
- Plantaciones forestales comerciales y bosques secundarios utilizando especies vegetales locales.
- Desarrollo para la agricultura (tierras cultivables y pastos).
- Instalaciones con fines lúdicos y recreativos.
- Espacio para la vida silvestre y la conservación de la naturaleza incluyendo áreas de páramos.
- Desarrollo de zonas de agua artificiales, por ejemplo, embalses, arroyos, cascadas, etc.

Se hizo un especial hincapié en la consulta de posibles escenarios con las partes interesadas (autoridades locales, asociaciones vecinales, industria minera del carbón, sindicatos y ONGs medioambientales), con el fin de garantizar el éxito de todo el proceso.

No se consideró la valorización energética de los residuos mineros, la extracción de minerales o su uso en el proceso de obtención de agregados de carreteras y construcción, materias primas para la industria cementera, etc., ya que estos procesos de valorización son anteriores al desarrollo de cualquier acción de rehabilitación y restauración ecológica.

4.3.2. Alineación de las evaluaciones de servicios de ecosistemas con escenarios de cambios futuros

4.2.3.1. Escenarios en la evaluación del Millenium Ecosystem Assessment

El grupo de trabajo de escenarios del Millenium Ecosystem Assessment (2005) desarrolló

cuatro escenarios mundiales para explorar futuros plausibles para los ecosistemas y el bienestar humano.

Los escenarios fueron desarrollados con un enfoque en las condiciones futuras de 2050, aunque incluyen cierta información hasta finales de siglo. Exploraron dos caminos de desarrollo global, uno en el que el mundo se vuelve cada vez más global y el otro en el que se vuelve cada vez más regional, así como dos enfoques diferentes para la gestión de los ecosistemas, uno en el que las acciones son reactivas y la mayoría de los problemas se abordan sólo después de que se vuelven obvios y el otro en el que la gestión de los ecosistemas es proactiva y las políticas buscan deliberadamente mantener los servicios de ecosistemas a largo plazo. Los escenarios desarrollados fueron los siguientes:

- **Global:** Este escenario representa una sociedad globalmente conectada que se centra en el comercio mundial y la liberalización económica y adopta un enfoque reactivo de los problemas de los ecosistemas, pero que también toma medidas energéticas para reducir la pobreza y la desigualdad e invertir en bienes públicos como la infraestructura y la educación. El crecimiento económico es el más alto de los escenarios, mientras que se supone que este escenario tiene la población más baja en 2050.
- **Fortaleza:** Este escenario representa un mundo regionalizado y fragmentado que se ocupa de la seguridad y la protección, principalmente de los mercados regionales, presta poca atención a los bienes públicos y adopta un enfoque reactivo a los problemas de los ecosistemas. Las tasas de crecimiento económico son las más bajas de todos los escenarios (particularmente bajas en los países en desarrollo) y disminuyen con el tiempo, mientras que el crecimiento de la población es el más alto.
- **Adaptación:** En este escenario, los ecosistemas regionales a escala de cuencas hidrográficas son el foco de la actividad política y económica. Las instituciones locales se fortalecen y las estrategias de gestión de ecosistemas son locales; las sociedades desarrollan un enfoque fuertemente proactivo para la gestión de los ecosistemas. Las tasas de crecimiento económico son algo bajas inicialmente, pero aumentan con el tiempo, y la población en 2050 es casi tan alta como fortaleza.
- **TechnoGarden:** Este escenario representa un mundo conectado globalmente que depende fuertemente de la tecnología ambientalmente racional, utilizando ecosistemas altamente administrados, a menudo diseñados, para ofrecer servicios de ecosistemas y adoptando un enfoque proactivo para la gestión de los ecosistemas en un esfuerzo por evitar problemas. El crecimiento económico es relativamente alto y se acelera, mientras que la población en 2050 se encuentra en el rango medio de los escenarios.

Los escenarios no son predicciones; en cambio, se desarrollaron para explorar las características impredecibles e incontrolables del cambio en los servicios de ecosistemas y una serie de factores socioeconómicos. El futuro representará una mezcla de enfoques y

consecuencias descritas en los escenarios, así como eventos e innovaciones que aún no se han imaginado. No es probable que ningún escenario coincida con el futuro.

Estos cuatro escenarios no fueron diseñados para explorar toda la gama de posibles futuros para los servicios de ecosistemas; otros escenarios podrían desarrollarse con resultados más optimistas o pesimistas para los ecosistemas, sus servicios y el bienestar humano. Los escenarios se desarrollaron utilizando modelos cuantitativos y análisis cualitativos.

Para algunos factores conductores (como el cambio de uso de la tierra y las emisiones de carbono) y algunos servicios de ecosistemas (como el flujo de agua y la producción de alimentos), las proyecciones cuantitativas se calcularon utilizando modelos globales establecidos y revisados por pares. Se estimaron cualitativamente otros factores impulsores (como el crecimiento económico y las tasas de cambio tecnológico), los servicios de ecosistemas (particularmente los servicios de apoyo y culturales, como la formación del suelo y las oportunidades recreativas), y los indicadores de bienestar humano (como la salud humana y las relaciones sociales).

En general, los modelos cuantitativos utilizados para estos escenarios abordaban cambios incrementales, pero no abordaban umbrales, riesgo de eventos extremos o impactos de cambios grandes, extremadamente costosos o irreversibles en los servicios de ecosistemas. Estos fenómenos se abordaron cualitativamente, considerando los riesgos e impactos de los grandes pero impredecibles cambios en los ecosistemas en cada escenario.

En los cuatro escenarios, durante la primera mitad del siglo XXI se prevé que la variedad de influencias indirectas y directas que afectan a los ecosistemas y sus servicios siga siendo en gran medida las mismas que en el último medio siglo, pero la importancia relativa de los diferentes factores comenzará a cambiar. Algunos factores, como el crecimiento de la población mundial, comenzarán a disminuir en importancia y otros, como la distribución de personas, el cambio climático y los cambios en los ciclos de nutrientes, ganarán importancia.

En tres de los cuatro escenarios, los servicios de ecosistemas muestran mejoras netas en al menos una de las tres categorías de provisión, regulación y servicios culturales. Estas tres categorías de servicios de ecosistemas están en peores condiciones en 2050 que en la actualidad en un solo escenario: Fortaleza. Sin embargo, incluso en escenarios que muestran una mejora en una o más categorías de servicios de ecosistemas, la pérdida de biodiversidad continúa en tasas altas.

Por último, la Tabla 29 presenta los resultados de los escenarios para los servicios de ecosistemas en 2050 para cada servicio ecosistémico específico que se consideró para analizar estos escenarios globales.

Tabla 29. Resultados de escenarios para servicios de ecosistemas en 2050 (adaptado del Millennium Ecosystem Assessment, 2005)

Servicios	Global		Fortaleza		Adaptación		TechnoGarden	
	Países Industriales	Países en desarrollo	Países Industriales	Países en desarrollo	Países Industriales	Países en desarrollo	Países Industriales	Países en desarrollo
Servicios de Aprovisionamiento								
Alimentos	+	+	=	-	=	-	+	+
Combustible	+	+	+	+	+	+	+	+
Recursos genéticos	=	=	-	-	+	+	=	+
Recursos bioquímicos y farmacéuticos	-	+	-	-	=	=	+	+
Recursos ornamentales	=	=	=	-	+	+	=	=
Agua potable	+	+	=	-	+	-	+	=
Servicios de Regulación								
Regulación de la calidad del aire	=	=	=	-	=	=	+	+
Regulación climática	=	=	-	-	=	=	+	+
Regulación del agua	=	-	-	-	+	+	=	+
Control de la erosión	=	-	-	-	+	+	=	+
Purificación del agua	=	-	-	-	+	+	=	+
Control de enfermedades humanas	=	+	=	-	=	+	+	+
Control de plagas	=	-	-	-	+	+	=	=
Polinización	-	-	-	-	=	=	-	-
Protección contra tormentas	=	-	=	-	+	+	+	=
Servicios Culturales								
Valores espirituales y religiosos	=	=	=	-	+	+	-	-
Valores estéticos	=	=	=	-	+	+	=	=
Ocio y ecoturismo	-	+	-	+	-	-	+	+
Diversidad cultural	-	-	-	-	+	+	-	-
Sistemas de conocimiento (diversidad y memoria)	=	-	-	-	+	+	=	=

+ Incremento = Permanece igual desde el año 2000 - Decrecimiento

4.2.3.2. Mapping and assessment of ecosystems and their service (MAES)

La Acción 5 de la Estrategia de la Unión Europea para la Diversidad Biológica para 2020 pide a los Estados miembros que cartografíen y evalúen el estado de los ecosistemas y sus servicios en su territorio nacional. Los resultados de esta cartografía y evaluación deben apoyar el mantenimiento y restauración de los ecosistemas y sus servicios.

En el Marco Común de Aplicación, se creó un grupo de trabajo denominado Mapping and Assessment of Ecosystems and their Service (Maes et al., 2013). El objetivo del Grupo de Trabajo MAES era apoyar la aplicación de la Acción 5 por la Unión Europea y sus Estados miembros. La primera acción del Grupo de Trabajo fue apoyar el desarrollo de un marco analítico coherente que aplicaran la UE y sus Estados miembros para

garantizar la aplicación de enfoques coherentes.

El documento de debate (Maes et al., 2013) es un documento de recursos que recopila información de antecedentes y proporciona la base para un marco conceptual común y un conjunto de herramientas para garantizar una cartografía y evaluación coherentes en toda Europa y a través de escalas.

El marco que se describe en el documento de debate puede integrar diferentes tipos de información que son relevantes para una evaluación de los ecosistemas (Maes et al., 2013):

- El estado de la biodiversidad y los ecosistemas en Europa.
- El flujo de servicios de ecosistemas de los ecosistemas a la sociedad para mejorar el bienestar humano.
- Cambios de valor asociados a las variaciones en el suministro de servicios de ecosistemas.
- Escenarios y perspectivas plausibles para el cambio social y económico en toda Europa que tienen impactos positivos o negativos en la biodiversidad, los ecosistemas y sus servicios.

Para la acción de la Estrategia de biodiversidad se identificaron cuatro líneas de trabajo principales (Maes et al., 2013):

- Cartografía y evaluación biofísica de la base del estado de los principales ecosistemas.
- Cartografía y evaluación biofísica de los servicios de ecosistemas definidos.
- Alineación de las evaluaciones de los servicios de ecosistemas con escenarios de cambios futuros, desarrolladas junto con los responsables políticos y las partes interesadas para garantizar su legitimidad y, en consecuencia, el uso de los resultados en la toma de decisiones.
- Valoración de los servicios de ecosistemas para escenarios de referencia y contraste e integración en la contabilidad ambiental y económica.

Un análisis de perspectivas o escenarios que muestre las implicaciones para la biodiversidad y los servicios de ecosistemas de diferentes futuros posibles es un componente esencial de una evaluación de los ecosistemas.

4.3.3. Reglas de transición paisajística

Los escenarios utilizados para la proyección del cambio de paisaje minero deben abordar varios desarrollos alternativos del paisaje basados en el cambio de las clases de cobertura terrestre, de acuerdo con las reglas de transición. Las reglas de transición dirigen el cambio de clases de cobertura terrestre de una clase a otra.

Schwarz et al. (2011) desarrolló una metodología para estimar el impacto de diversas

políticas de planificación espacial. La Tabla 30 presenta el amplio alcance de las seis políticas de planificación espacial seleccionadas para el estudio que fueron ideadas por administraciones estatales de menor nivel: local y regional.

Tabla 30. Políticas de planificación espacial seleccionadas para el estudio (adaptado de Schwarz et al., 2011)

Indicador principal	Políticas seleccionadas	Objetivos
Conversion de terrenos abandonados	Re-desarrollo minero	<ul style="list-style-type: none"> • Para convertir y restaurar antiguas áreas mineras a cielo abierto. • Para crear un área ecológicamente estable y terrenos seguros. • Permitir diversas opciones de uso de la tierra.
Desarrollo	Renovación urbana	<ul style="list-style-type: none"> • Para revitalizar terrenos urbanos abandonados
	Planes municipales de desarrollo	<ul style="list-style-type: none"> • Para regular un nuevo desarrollo.
	Desarrollo económico	<ul style="list-style-type: none"> • Apoyar el desarrollo económico y la liquidación de inversiones en la region.
Protección de la Naturaleza	Corredores verdes	<ul style="list-style-type: none"> • Para mantener áreas de alto valor ecológico. • Para habilitar usos recreativos
	Anillos verdes	<ul style="list-style-type: none"> • Para restaurar y proteger el paisaje cultivado y creado por el hombre. • Desarrollar usos recreativos.

Con el fin de calcular el impacto potencial en la regulación climática de las políticas de planificación, se elaboraron un conjunto de normas de transición en el uso del suelo que se presentan en la Tabla 31.

Tabla 31. Reglas de transición para traducir las políticas de planificación en cambios en el uso de la tierra (adaptado de Schwarz et al., 2011)

Política	Normas de transición del uso del suelo
Re-desarrollo minero	Lugares de extracción mineral → agua (512)
Renovación urbana	Áreas de reestructuración → áreas urbanas verdes (141)
Planes municipales de desarrollo	Cualquier uso de la tierra ^a → W (residencial): tejido urbano discontinuo (112), M (uso mixto de la tierra) → tejido urbano discontinuo (112), GE, GI, SO: (comercio) unidades industriales y comerciales (121), Verde: áreas urbanas verdes (141).
Desarrollo económico	Cualquier uso de la tierra ^a → Unidades industriales y comerciales (121)
Corredores verdes	Cualquier uso de la tierra ^a → áreas urbanas verdes (141)
Anillos verdes	Cualquier uso de la tierra ^a → áreas urbanas verdes (141)

Los números entre paréntesis se refieren al código CLC.

^a Excepto las zonas de agua, que se mantienen constantes

RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN. UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.

Por su parte, Larondelle & Haase (2012) analizaron tres escenarios de cambio de uso de suelo en una gran zona de minas a cielo abierto de lignito, al sur de Leipzig:

- Caracterizado por un enfoque en el turismo como la forma dominante de uso futuro de la tierra.
- Definido por una producción agrícola máxima.
- Caracterizado por la máxima reforestación.

La Tabla 32 presenta los procedimientos de transformación para los tres escenarios que se desarrollaron a partir de los documentos de planificación actuales.

Tabla 32. Procedimientos de transformación para los tres escenarios desarrollados a partir de documentos de planificación actuales (adaptado de Larondelle & Haase, 2012)

Uso del terreno	Procedimiento
Tejido urbano	Zonas de amortiguamiento alrededor de asentamientos existentes y nuevos lagos
Lugares de extracción	Puesta a cero
Terrenos cultivable	Depende de la descripción del escenario
Praderas y pastizales	Depende de la descripción del escenario
Bosque	Cambio de bosque de transición por bosque en función de la descripción del escenario
Transición bosque-arbustos	Puesta a cero
Áreas de escasa vegetación	Puesta a cero
Cuerpos de agua	Área del lago minero después de inundaciones exitosas

En los paisajes afectados por la minería, la transformación de pozos mineros y vertederos de residuos, domina la transformación del paisaje (Larondelle & Haase, 2012). En los paisajes afectados por pozos mineros subterráneos los vertederos de residuos siguen siendo importantes y la consideración de la estabilidad subterránea juega un papel para el desarrollo del paisaje sobre el terreno.

Cabe señalar que las presiones externas sobre la economía especializada de la industria relacionada con la minería y la minería plantean desafíos para el desarrollo futuro de la industria, el tráfico y los asentamientos; entre ellos la reducción o abandono industrial, la contracción demográfica y el alto desempleo.

Las influencias externas también pueden tener efectos positivos, como la proximidad a las aglomeraciones urbanas, que en el caso de las minas abandonadas al sur de Leipzig ofrecieron la oportunidad de convertir las fosas mineras en lagos dedicados a la recreación local. Por otro lado, también hay que tener en cuenta procesos como el llenado de pozos mineros o la recuperación de vertederos de residuos por vegetación.

4.3.4. Desarrollo de escenarios

4.3.4.1. Tipologías de escenarios y técnicas de desarrollo

Según Börjeson et al. (2006), los escenarios de usos alternativos del terreno pueden ser descritos como escenarios exploratorios y estratégicos, lo que significa que proyectan lo que puede suceder con el paisaje si se actúa de cierta manera, es decir, seguir una cierta estrategia de desarrollo.

Los escenarios predictivos responden a la pregunta ¿Qué pasará?, y su objetivo es hacer un intento de predecir lo que va a suceder en el futuro. Los conceptos de probabilidad y posibilidad están estrechamente relacionados con escenarios predictivos, ya que tratar de prever lo que sucederá en el futuro de una manera u otra tiene que relacionarse con la probabilidad estimada (subjétivamente) del resultado.

Los escenarios exploratorios se definen por el hecho de que responden a la pregunta ¿Qué puede suceder? Se pueden distinguir entre dos tipos: escenarios externos y escenarios estratégicos. Los escenarios externos responden a la pregunta del usuario: ¿Qué puede suceder con el desarrollo de factores externos? Los escenarios estratégicos responden a la pregunta: ¿Qué puede suceder si actuamos de cierta manera? Su objetivo es explorar situaciones o acontecimientos que se consideren posibles, generalmente desde una variedad de perspectivas.

Por último, la pregunta ¿Cómo se puede alcanzar un objetivo específico?, es respondido por escenarios normativos. En el caso de escenarios normativos, el estudio tiene puntos de partida explícitamente normativos, y el foco de interés se centra en ciertas situaciones u objetivos futuros y cómo podrían realizarse.

4.3.4.2. Smic Prob-Expert

Los métodos de probabilidad de impacto cruzado tienen como objetivo definir probabilidades simples y condicionales de hipótesis y/o eventos, así como las probabilidades de combinaciones de estos últimos, teniendo en cuenta las interacciones entre eventos o hipótesis. El objetivo de estos métodos no es sólo determinar los escenarios más plausibles para los responsables de la toma de decisiones, sino también examinar combinaciones de hipótesis que uno habría excluido inicialmente.

Smic Prob-Expert fue creado por Michel Godet y desarrollado dentro del Laboratory for Investigation in Prospective Strategy and Organisation (LIPSOR) y es una herramienta gratuita que se puede descargar en:

<http://en.lapropective.fr/methods-of-prospective/downloading-the-applications.html>

En la práctica, si se considera un sistema con n hipótesis, el Smic Prob-Expert permitirá elegir, sobre la base de los datos proporcionados por los expertos, aquellas que merecen un estudio más detallado en términos de probabilidad de ocurrencia. El Smic Prob-Expert

describe los futuros más probables que luego sirven como base para la construcción de escenarios.

El método Smic Prob-Expert consiste en interrogar a un panel de personas de la manera más objetiva posible. Este grupo debe estar compuesto por al menos 30 personas para obtener resultados estadísticamente significativos.

El método Smic Prob-Expert tiene dos fases diferentes:

1. **Fase 1:** Formular las hipótesis y elegir a los expertos. La encuesta comienza con cinco o seis hipótesis fundamentales y algunas hipótesis accesorias. Los expertos interrogados deben ser elegidos de acuerdo con los mismos criterios que el método Delphi. Se les pide que hagan lo siguiente:
 - a) Evaluar la probabilidad simple de que se produzca una hipótesis por medio de una escala de 1 (muy baja probabilidad) a 5 (altamente probable).
 - b) Evaluar la probabilidad condicional de una hipótesis si las otras se producen o no.

Dadas estas preguntas, cualquier experto está obligado a revelar el nivel de coherencia implícita en su razonamiento.

2. **Fase 2:** Probabilidad de escenarios. El método Smic Prob-Expert permite analizar los datos sin procesar mediante:
 - c) Corrección de las opiniones de los expertos para obtener resultados coherentes (es decir, que cumplan con los axiomas de probabilidad estándar).
 - d) Asignar una probabilidad a cada una de las 2^n combinaciones posibles de n hipótesis.

Utilizando la probabilidad media asignada a cada hipótesis por todo el conjunto de grupos de expertos, se puede establecer una jerarquía para las hipótesis y, en consecuencia, los escenarios más probables. A continuación, es aconsejable seleccionar tres o cuatro de estos escenarios, entre ellos un escenario de referencia (con una alta probabilidad media de ocurrencia), y escenarios contrastados, cuya probabilidad puede ser baja, pero cuya importancia para la organización no debe descuidarse.

A diferencia del método Delphi, el Smic Prob-Expert tiene en cuenta la interdependencia de las preguntas formuladas y asegura un alto grado de coherencia en las respuestas. Es fácil de implementar, se puede completar en un tiempo relativamente corto y los resultados son generalmente fáciles de interpretar.

La información recopilada durante una encuesta para el Smic Prob-Expert es sustancial, ya que hay tantas jerarquías de escenarios como expertos cuestionados. Por lo tanto,

existe el problema de agregar las respuestas proporcionadas por varios expertos. Una solución es elaborar una tipología de expertos basada en la cercanía de sus respuestas o considerarlas en términos de grupos expertos. Los datos crudos obtenidos (representados en forma de histogramas), permiten identificar cierto consenso, sacar tendencias de pensamiento mediante análisis de sensibilidad y así identificar ciertos grupos de expertos.

4.3.5. Evaluación de escenarios para la Mina Figaredo

Se hizo un especial hincapié en la consulta de posibles escenarios con las partes interesadas (autoridades locales, asociaciones vecinales, industria minera del carbón, sindicatos y ONGs medioambientales), con el fin de garantizar el éxito de todo el proceso.

Entre las diferentes acciones que se pueden considerar para recuperar el lugar, las siguientes seis alternativas fueron consideradas como las más factibles, teniendo en cuenta las características de la zona de la mina de Figaredo:

- (1) plantación de pinos para producir madera como materia prima (Madera-Fiber),
- (2) vacas criadas como producción de carne (Alimentos-Food),
- (3) la reconstrucción de un bosque caducifolio similar a los ya presentes en la región (Paisaje-Landscape),
- (4) instalación de generación de energía fotovoltaica renovable (Solar),
- (5) recolonización por vegetación local (Sin restauración-No restore) y
- (6) área de recreación física (Ocio-Recreation).

Estas alternativas se introdujeron en la herramienta Smic Prob-Expert como las hipótesis que se utilizarán para desarrollar la evaluación de escenarios (Tabla 33).

Tabla 33. Lista de hipótesis en la evaluación de los escenarios

#	Long label	Short label
1	Pine tree plantation	Fiber
2	Cows reared for nutritional purpose	Food
3	Broad-leaved forest	Landscap
4	Photovoltaic energy	Solar
5	Recolonisation by local vegetation	No restore
6	Physical recreation	Recreation

© LPSOR-ENTIA-PROB-EXPERT

El primer paso fue definir las probabilidades simples de las hipótesis. Con este fin, se formaron dos grupos de expertos: Universidad de Oviedo (UNIOVI) y Hulleras del Norte, S.A. (HUNOSA). En segundo lugar, los grupos de expertos definieron las probabilidades condicionales de hipótesis, en el caso de que se desarrollen otras hipótesis. En tercer lugar, se definieron las probabilidades condicionales de hipótesis, en el caso de que no se desarrollen otras hipótesis.

Después de que se introdujeran las probabilidades simples y condicionales en la herramienta, fue posible determinar la probabilidad de todos los escenarios posibles. El

objetivo de Smic Prob-Expert es calcular las probabilidades de cada escenario, creadas según las hipótesis definidas.

La Figura 96 presenta el histograma de escenarios y su probabilidad según todos los expertos.

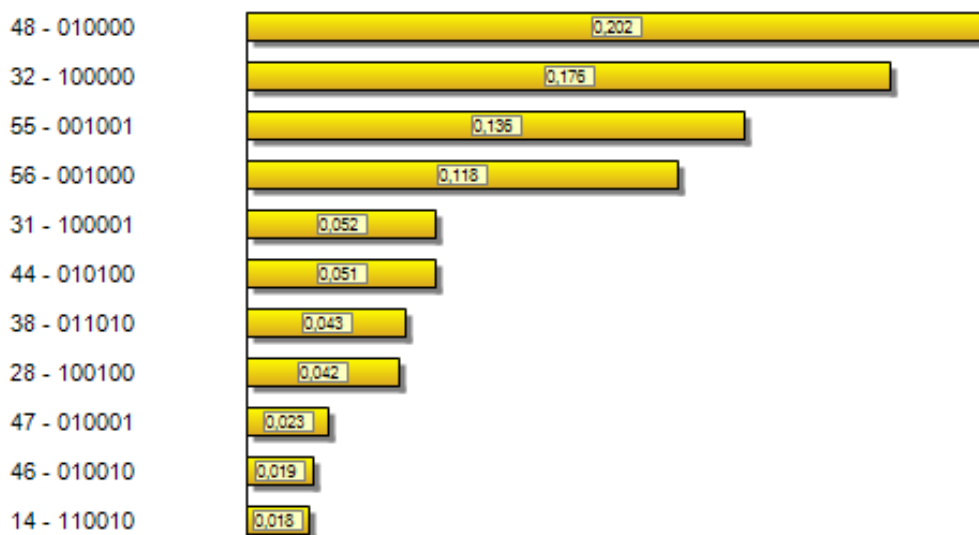


Figura 96. Histograma de escenarios y su probabilidad según todos los expertos

La probabilidad de cada escenario se calcula para cada experto a través de un método de minimización cuadrática. El método Smic Prob-Expert transforma las probabilidades definidas de hipótesis por parte de los expertos en datos coherentes, es decir, respetando las fórmulas básicas de las probabilidades. Por lo tanto, los datos sin procesar proporcionados por los expertos serán reemplazados por datos recalculados por el software.

Los cuatro escenarios con mayor probabilidad fueron:

1. **Escenario 010000** que corresponde a la segunda alternativa, Alimentación (Food), con una probabilidad de 0,202.
2. **Escenario 100000** que corresponde a la primera alternativa, Madera (Fiber), con una probabilidad de 0,176.
3. **Escenario 001001** que corresponde a una combinación de la tercera alternativa, Paisaje (Landscape), con la sexta alternativa, Ocio (Recreation), con una probabilidad de 0,135.
4. **Escenario 001000** que corresponde a la tercera alternativa por sí sola, Paisaje (Landscape), con una probabilidad de 0,118.

Tanto las alternativas paisaje+recreación como paisaje tienen probabilidades similares. Por lo tanto, se propondrá un escenario mixto y se llamará Paisaje (Landscape). Corresponderá a la alternativa de la naturaleza más la recreación física, con el fin de permitir a las personas caminar y realizar observación de la naturaleza alrededor de la zona. Esta solución se basa en el hecho de que, dentro de la antigua zona minera de carbón en Asturias, existen ya muchas instalaciones recreativas relacionadas con la minería del carbón.

La herramienta Smic Prob-Expert también permite rastrear los escenarios preferidos por los expertos, así como las posiciones convergentes entre los mismos. Cuanto más cerca está un experto de un escenario, más probable es su realización. Igualmente, la proximidad entre los expertos se utiliza para identificar sus posiciones convergentes con respecto a la probabilidad de realización de escenarios. Se utiliza el análisis factorial.

La Figura 97 presenta el mapa de cercanía entre expertos y escenarios. Como se puede observar, los expertos de UNIOVI están cerca de los escenarios de la alimentación (Food) y del paisaje (Landscape), mientras que HUNOSA está más centrado al escenario de la madera (Fiber). Esto puede ser consecuencia de que la empresa está desarrollando plantaciones de pinos en otras antiguas zonas mineras de carbón con el fin de desarrollar actividad económica y casi no se preveían otras alternativas para la rehabilitación de escombreras.

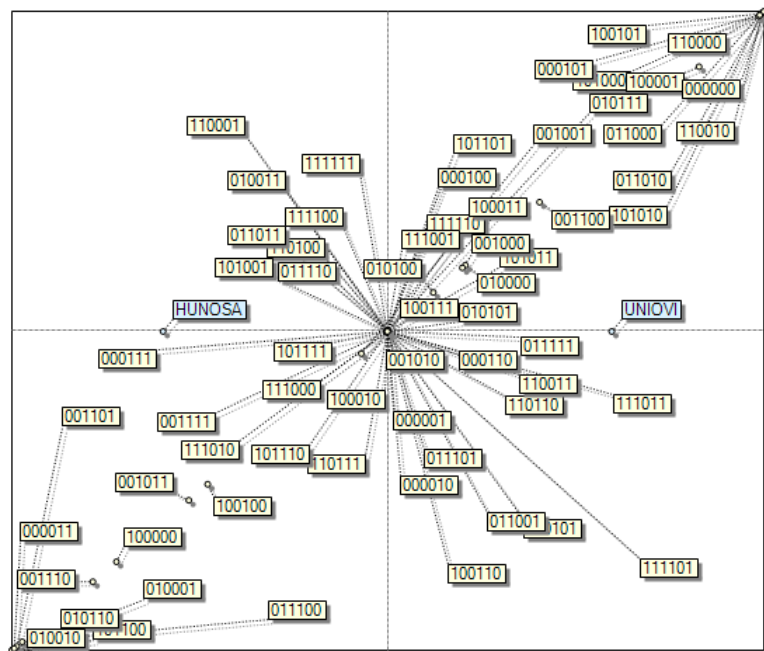


Figura 97. Mapa de cercanía entre expertos y escenarios

La Figura 98 representa el histograma de sensibilidad para todos los expertos. El análisis de sensibilidad estima el cambio de probabilidad del evento j (DP_j) debido a un cambio de probabilidad del evento i (DP_i). Los resultados se presentan en forma de matriz de elasticidad. El análisis de sensibilidad sugiere qué hipótesis se mantienen y cuáles descartar para empujar el sistema en la dirección deseada. Las elasticidades se pueden calcular a través de simulaciones, ejecutando el modelo de relaciones entre probabilidades unas cuantas veces. Sin embargo, cuando hay un alto número de expertos, el impacto de un evento en otro se puede estimar comparando desplazamientos de $P(i)$, $P(i/ j)$, $P(i/ -j)$ histogramas.

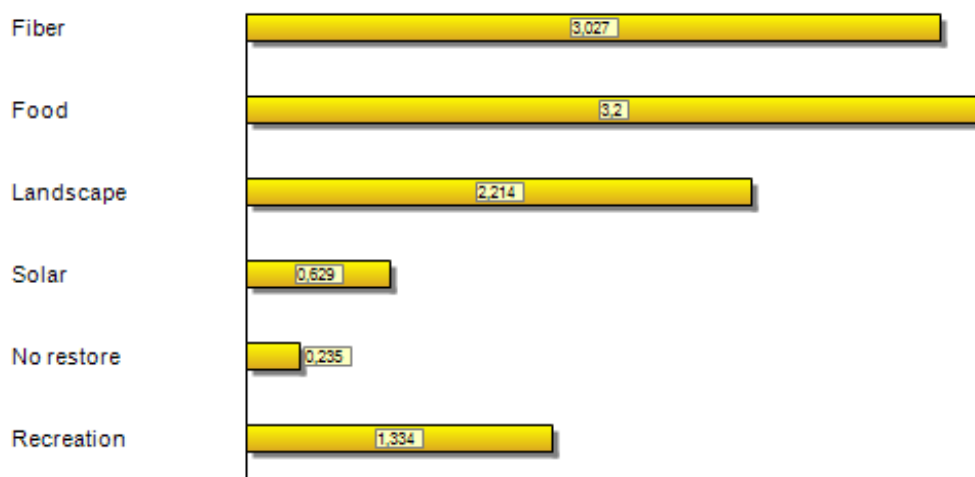


Figura 98. Histograma de sensibilidad a la influencia de todos los expertos

4.4. Evaluación de las técnicas de restauración

En este apartado de la tesis doctoral se evaluarán las técnicas de rehabilitación en la escombrera de Figaredo. Para ello, se desarrollaron campañas de análisis de agua y caracterización de suelos, junto con una evaluación de la vegetación, aportando datos sobre su comportamiento, para determinar qué prácticas de rehabilitación permiten desarrollos ambientales y vegetales más exitosos.

Asimismo, se realizó una evaluación comparativa de la vegetación aérea en áreas seleccionadas en la escombrera, de acuerdo con los siguientes criterios:

- Recuperación: revegetación espontánea.
- Biotopos forestales: biotopos sin árboles
- Biotopos en el plano-biotopos en la pendiente-biotopos en el pie de la pendiente.
- Biotopos húmedos: biotopos secos.

Los resultados de esta tarea serán considerados para la formulación de acciones alternativas de rehabilitación de tierras y restauración ecológica.

4.4.1. Restauración del Sector 1

A continuación, se va a describir la restauración del sector 1 de la escombrera de Figaredo o escombrera de Sarabia realizado en 2008.

La restauración de la zona inferior de la escombrera de Sarabia consistió en lo siguiente:

- construir una pista, desde la plaza exterior del pozo Figaredo, para permitir el acceso de vehículos industriales a la escombrera de Sarabia desde la carretera que une Turón y Figaredo;
- acondicionar el acceso desde Peñule hasta el poblado de Sarabia, a través de una

pista independiente siendo utilizada únicamente a esos efectos;

- canalizar las escorrentías de la parte superior de la escombrera hacia la plaza exterior del Pozo Figaredo, a través de la pista de acceso a la escombrera, evitando los problemas que dichas escorrentías ocasionaban en ese momento en el entorno de Peñule, y
- acondicionar, estabilizar y revegetar los taludes definitivos de la parte baja de la escombrera, en su límite Oeste, en el área delimitada por la pista de acceso desde la plaza exterior del pozo Figaredo y por la pista de acceso a Sarabia desde Peñule.

En la Figura 99 se puede observar la escombrera de Sarabia o sector 1 de Figaredo a través de una fotografía tomada en 2010.



Figura 99. Vista de la escombrera de Sarabia o sector 1 de Figaredo (2010)

La investigación y caracterización de las escombreras de Sarabia y San Vicente permitió evaluar su posible aprovechamiento energético como suministro a la Central Térmica de La Pereda. La caracterización no consistió únicamente en la presentación de un conjunto de datos dispersos obtenidos en un muestreo, sino que tal muestreo sirvió de base para la construcción, mediante técnicas geoestadísticas y paquetes gráficos de representación de yacimientos, de un modelo tridimensional de la escombrera, que permitió realizar una valoración cualitativa y cuantitativa de los parámetros básicos que definieron la viabilidad de su aprovechamiento como recurso energético.

La definición de los taludes definitivos se basó en los cálculos de estabilidad, realizados de acuerdo con los programas informáticos existentes en la empresa (Figura 100).

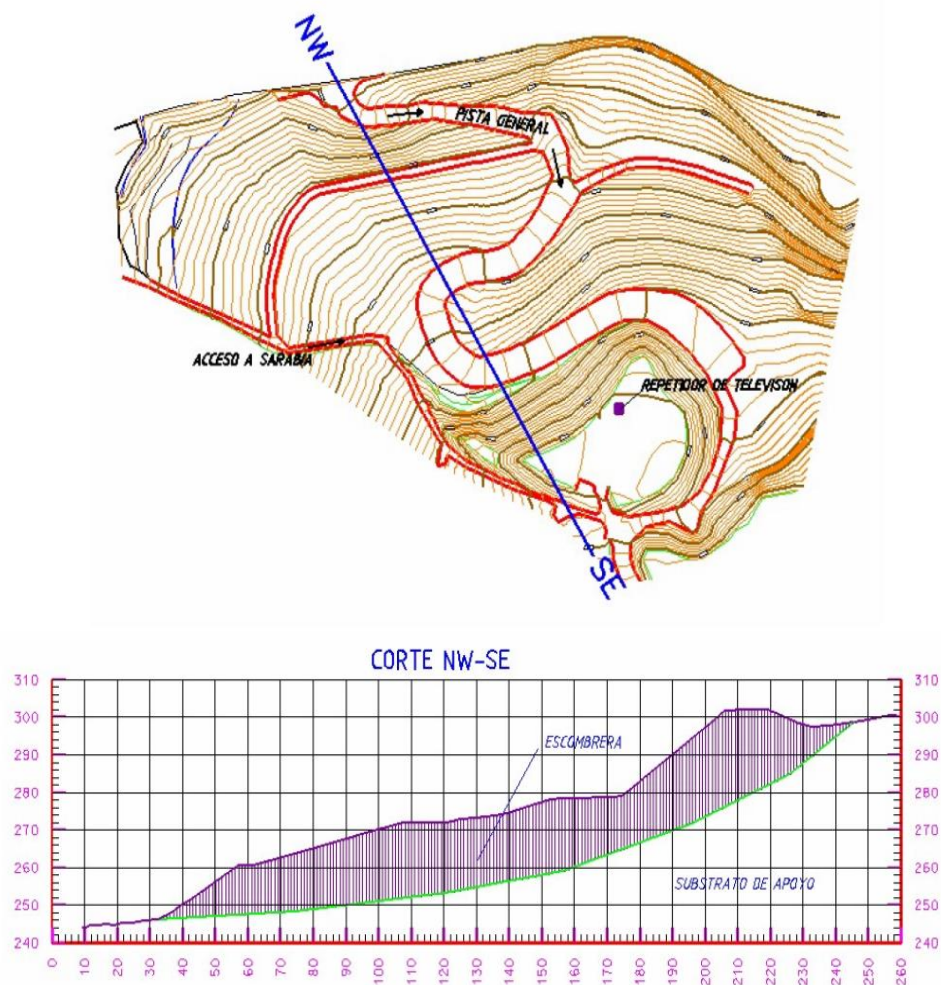


Figura 100. Perfil de estudio de la estabilidad de taludes en la restauración de la escombrera de Sarabia (HUNOSA, 2008)

Los parámetros de entrada para los cálculos de estabilidad del talud fueron los siguientes:

- Suelo en escombrera:
 - Densidad: 18 kN/m^3 .
 - Cohesión: 10 kPa .
 - Angulo rozamiento: 33° .
- Substrato rocoso (pizarra débil):
 - Densidad: 24 kN/m^3 .
 - Cohesión: 60 kPa .
 - Angulo rozamiento: 35° .
- Presión de poros, $R_u = 0,08$ aplicado a la escombrera, y $R_u = 0,5$ al substrato de apoyo (supuesto saturado).
- Aceleración sísmica horizontal = $0,04g$.

Los resultados del círculo de deslizamiento con mínimo factor de seguridad fueron, según los diferentes procedimientos de cálculo, los siguientes:

- Fellenius: 1,048.
- Janbu: 1,042.
- Bishop: 1,175.
- Spencer: 1,175.

Respecto al tipo de cuneta adoptada se eligió la forma “tolva” recubierta con hormigón pobre y con un ángulo de sus taludes de 34°, que se acercaba bastante al talud medio natural de los materiales de la escombrera y con la condición de radio (r) = tirante (h) que, al tener el mínimo perímetro mojado, es la sección de mínima resistencia hidráulica.

El cálculo realizado da como resultado un calado de Manning de 0,4 metros, por lo que la sección definitiva de la cuneta será de 0,50 metros de profundidad, con 1,50 metros de anchura total en su parte superior y la forma de “tolva” indicada en la Figura 101.

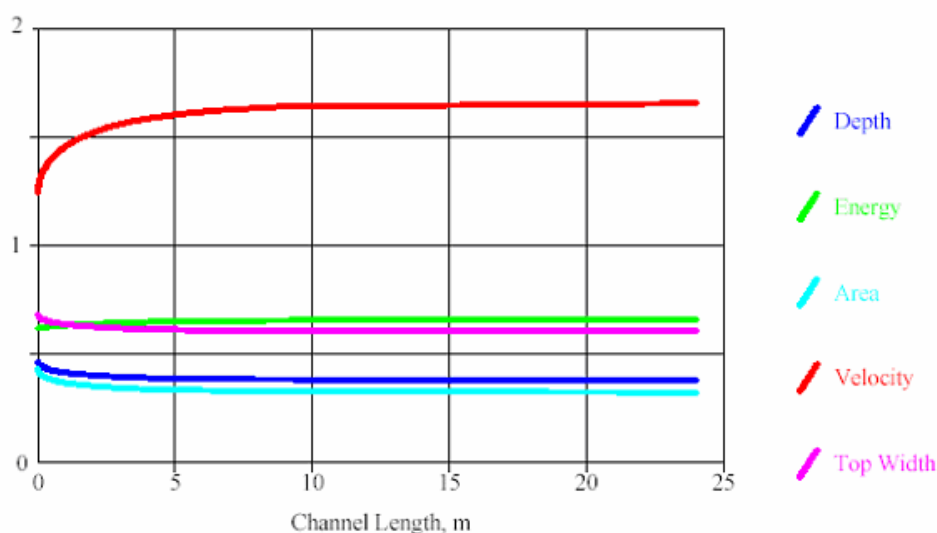


Figura 101. Resultados del cálculo hidráulico de las cunetas con sección tipo “tolva” (HUNOSA, 2008)

Para favorecer la germinación de herbáceas se dotó a toda la superficie de los taludes restaurados de una capa de tierra vegetal de 25 cm de espesor aproximado. La tierra vegetal provenía de acopios externos, desde los cuales se procedió al vertido en talud y al posterior extendido y afino de la tierra para dejar la superficie del talud preparada para la fase de siembra.

La siembra se realizó con especies herbáceas seleccionadas teniendo en cuenta las características de los terrenos (pendiente, orientación, etc.) y las cualidades específicas de las diferentes especies (rápida germinación, enraizamiento vigoroso, etc.). Los métodos de siembra fueron la hidrosiembra en taludes y la siembra manual en plataformas con menos de 5° de pendiente.

Los componentes de la siembra y sus proporciones fueron las que se presentan en la Tabla 34 siguiente:

Tabla 34. Componentes y proporciones de la siembra (HUNOSA, 2008)

Componentes	Dosificación (kg/ha)
Mulch	200
Estabilizador	35
Semillas	150
Abono inorgánico NPK (8-24-16)	100
Enmienda orgánica (humus de lombriz)	240

La Figura 102 muestra la situación actual de la escombrera de Sarabia o sector 1 de Figaredo tras la restauración. Esta foto fue construida mediante el vuelo de drones del servicio de topografía de HUNOSA.



Figura 102. Vista aérea actual del sector 1 de Figaredo o escombrera de Sarabia (HUNOSA)
Los componentes previstos se justificaron sobre la base de las consideraciones que se explican a continuación:

- Mulch: Sirve de protección al suelo y a la semilla depositada sobre el mismo.
- Estabilizadores: Materiales orgánicos aplicados mediante una solución acuosa que hace que penetren a través de la superficie del terreno y favorezcan la aglomeración de partículas, dando lugar a enlaces coloidales y mejorando el conjunto de la estructura del suelo.
- Abono y enmiendas: Su aplicación se justifica dada la falta de estructura del suelo y la posible pérdida de nutrientes de la capa de tierra vegetal aplicada.

- Las semillas utilizadas fueron: *Lolium perenne* (25%), *Lolium multiflorum* (15%), *Dactylis glomerata* (12%), *Festuca rubra* (10%), *Agrostis stolonifera* (8%), *Trifolium repens* (15%), *Vicia sativa* (6%) y *Lotus corniculatus* (9%).

4.4.2. Restauración de los Sectores 2, 3 y 4

En 2014 se inició el plan de explotación, para el abastecimiento de la térmica de La Pereda, y la restauración de las escombreras que pertenecían al Pozo Figaredo, en Mieres, actuación que se ha desarrollado por fases.

Desde el inicio de estos trabajos se realizó la hidrosiembra, aplicando al suelo una suspensión homogénea de agua, semillas, abono mineral, compost, abono de liberación lenta, mantillo y estabilizador de suelos a gran presión. Se utilizó una mezcla de semillas herbáceas (*Festuca rubra*, *Lolium perenne*, *Trifolium pratense*, *Medicago sativa*, *Melilotus officinalis*, *Trifolium repens*, *Lolium multiflorum*, *Festuca ovina*, *Festuca arundinacea* y *Dactylis glomerata*). Además de las herbáceas, se incluyeron semillas de árboles para promover la regeneración del sustrato arbóreo creando una masa regular.

También se ha realizado una siembra uniforme en toda la zona revegetada, distribuyendo aleatoriamente las especies seleccionadas: fresno, abedul, arce y acebo. Se han plantado 1.021 árboles de estas cuatro especies y se ha controlado su crecimiento mediante visitas periódicas para comprobar la bondad de los cálculos que se estaban realizando.

No fue factible una instalación para la generación de energía renovable debido a la ubicación y orientación del área. La recolonización de la vegetación local tampoco fue recomendable, ya que las áreas no restauradas en la mina Figaredo no pudieron lograr una revegetación espontánea completa después de más de once años (Figura 103).



Figura 103. Área no restaurada cerca del sector 1 que fue explotada antes de 2009 (foto tomada en noviembre de 2020)

El primer paso después de la reexplotación de la escombrera es desarrollar trabajos de estabilidad de taludes, para lograr una adecuada configuración final del talud. En segundo lugar, la hidrosiembra debe realizarse en todas las zonas explotadas. Tanto las obras de estabilidad de taludes como la hidrosiembra son costes irrecuperables ya que, en todos los casos, deben incurrirse y no pueden recuperarse. Por lo tanto, no deben considerarse dentro de la evaluación de coste-beneficio.

Después de varios ensayos, se diseñó una plantación óptima de árboles con una densidad de 250 árboles/ha. Las especies utilizadas para la reconstrucción de un bosque caducifolio asturiano destacan por su baja tasa de mortalidad, pueden adaptarse a todo tipo de terrenos, y su requerimiento de suelo es muy inferior al de otros: *Fraxinus excelsior* (36%), *Betula alba* (36%), *Acer pseudoplatanus* (20%) e *Ilex aquifolium* (8%).

Los huecos de plantación deben desinfectarse y se debe agregar tierra vegetal. Los árboles deben plantarse con una red protectora. Durante los primeros meses de la plantación se deben desarrollar las obras de mantenimiento y riego, seguidas de un mantenimiento anual durante al menos cinco años, que incluyen las siguientes tareas:

- desbroce en un perímetro de aproximadamente un metro alrededor de cada planta.
- limpieza manual con azada de las malas hierbas que rodean el árbol
- cavado circundante, rompiendo los terrones grandes
- fertilizante de liberación lenta que aporta a cada árbol un mínimo de 150 g de fertilizante
- comprobar el estado de los tutores.

Adicionalmente, conviene regar una vez por semana en la época más calurosa, con un aporte de agua de unos 35 litros en cada planta de riego. Los costes se presentan en la Tabla 35.

Tabla 35. Costes de plantación y mantenimiento (HUNOSA)

Item	€/m ²	€/ha
Plantación de árboles (250 árboles/ha)	0,170	1.700
Plantación de árboles (300 árboles /ha)	0,204	2.040
Clareo y limpieza	0,045	450
Fertilizante de liberación lenta	0,020	200
Regadío	0,013	130

4.4.3. Análisis de agua y suelo en la escombrera de Figaredo

La Figura 104 presenta la ubicación de las muestras de agua y suelo que se recolectaron en la mina Figaredo hasta el 28 de enero de 2021.

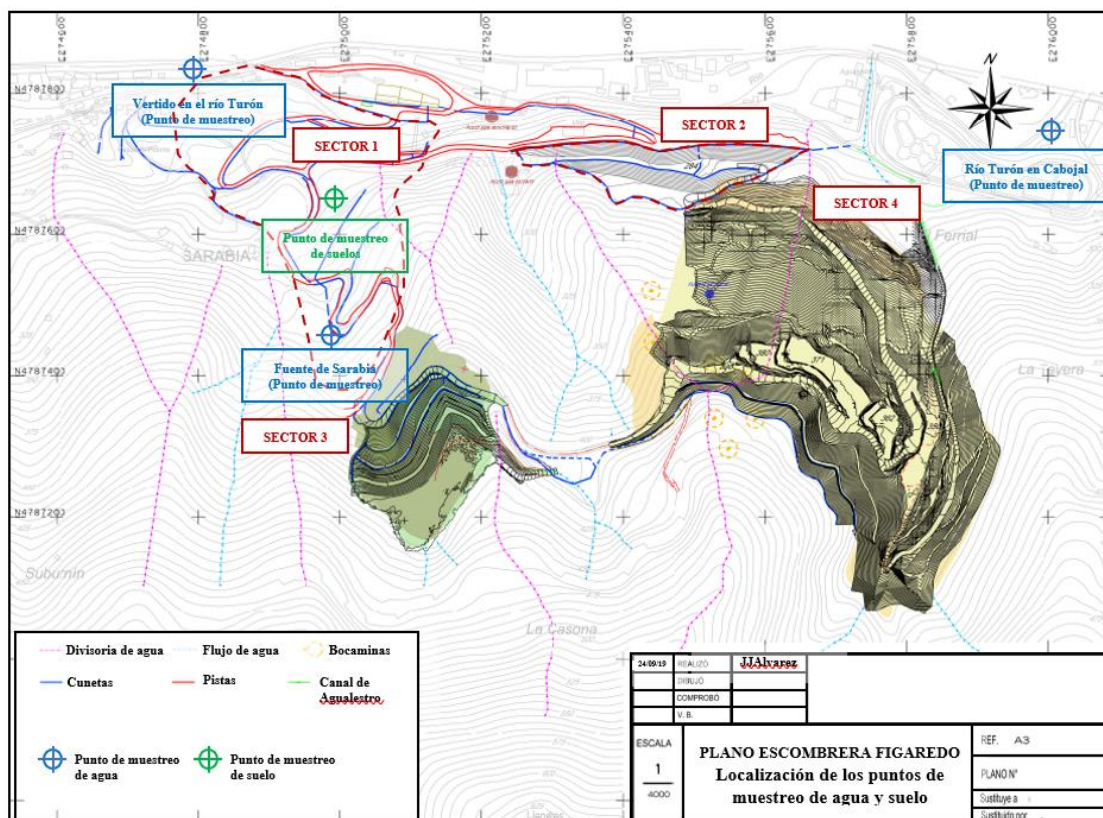


Figura 104. Situación de las muestras de agua (en azul) y de suelo (en verde) en Figaredo

Las muestras de suelo para el análisis se tomaron en el Sector 1 (Figura 105), el cual fue restaurado en 2009 (en verde en la Figura 104). Las muestras de agua para el análisis (Figura 105, Figura 106 y Figura 107) se recolectaron cada mes desde febrero de 2020 hasta enero de 2021 en tres puntos (en azul en la Figura 104) diferentes:

- Muestras aguas arriba de la escombrera, en el río Turón, en la localidad de Cabojal, situadas en la parte superior derecha de la Figura 104.
- Muestras de agua tomadas en el manantial de Sarabia (Figura 106), en el Sector 1 del vertedero, situado en la parte inferior izquierda de la Figura 104.
- Muestras de agua debajo de la escombrera (Figura 107), también en el río Turón, situado en la parte superior izquierda de la Figura 104.

En la Tabla 36 se presenta los análisis de suelos tomados el 28/06/2020 y el 25/11/2020, en el Sector 1 que fue restaurado en 2009.

La Tabla 37 presenta el análisis de las muestras de agua, tomadas aguas arriba de la escombrera, en el río Turón, en la localidad de Cabojal, situado en el margen superior derecho de la Figura 104.



Figura 105. Lugar donde se tomó la muestra de suelo en el Sector 1 (foto tomada en noviembre de 2020)



Figura 106. Fuente de Sarabia, lugar donde se tomó la muestra de agua en el Sector 1 (dentro de la escombrera) (foto tomada en noviembre de 2020)



Figura 107. Río Turón aguas abajo de la escombrera, lugar donde se tomó la muestra de agua (foto tomada en noviembre de 2020)

Tabla 36. Análisis de suelo semestrales en la escombrera de Figaredo

Análisis	Valor		Análisis	Valor	
	02/06/2020	25/11/2020		02/06/2020	25/11/2020
Arcilla	25,0%	21,0%	Limo	20,0%	26,8%
Arena	55,0%	52,2%	Magnesio (Mg) (cambio)	1,78meq/100 g	1,32meq/100 g
Arsenico (As)	<0,01mg/kg	<0,01mg/kg	Manganeso Mn)	33,6 mg/kg	40,3mg/kg
Azufre (S)	<0,01mg/kg	<0,01mg/kg	Materia Orgánica (Walkey-black)	9,17%	2,42%
Boro (Bo)	1,32mg/kg	1,12mg/kg	Mercurio (Hg)	<0,01mg/kg	<0,01mg/kg
Cadmio (Cd)	<0,01mg/kg	<0,01mg/kg	Nitrogeno (N)	0,326%	0,145%
Calcio (Ca)	8,13meq/100g	1,92meq/100g	Niquel (Ni)	<0,01mg/kg	<0,01mg/kg
Capacidad de intercambio catiónico (CEC)	12,3meq/100g	3,41meq/100g	Plomo (Pb)	<0,01mg/kg	<0,01mg/kg
Carbonatos to- tales (CaCO ₃)	22,3%	6,27%	Potasio (K) (change)	0,74meq/100 g	0,13meq/100 g
Cobre (Cu)	12,3mg/kg	14,8mg/kg	Relación C/N	16,3	9,68
Cromo (Cr)	<0,01mg/kg	<0,01mg/kg	Textura	Areno-arcillosa	Areno-arcillosa
Fosforo asimi- lable (P)	48,7mg/kg	9,75mg/kg	Zinc (Zn)	26,7mg/kg	29,6mg/kg
Hierro (Fe)	52,3mg/kg	78,7mg/kg	pH (1:25 m/v)	7,9	6,3
Humedad	11,2%	21,2%	pH in CIK	6,21	7,2

Tabla 37. Análisis de muestras de agua en Cabojal (HUNOSA)

Análisis en el río Turón en Cabojal	Valor mínimo	Valor máximo	Moda
pH (25°C)	8,4	7,8	8,2
Cond.(25°C) (µS/cm)	999	305	675*
Sólidos en suspension (mg/l)	19,6	<5	<5
Sólidos totales disueltos (mg/l)	757,8	234,8	499,1
DQO (mg/l O ₂)	<25	<25	<25
DBO ₅ (mg/l O ₂)	<25	<25	<25
Sulfatos (mg/l SO ₄ ²⁻)	220	22	108,8*
Cloruros (mg/l Cl ⁻)	21,3	7,1	14,2
Amonio (mg NH ₄ ⁺ /l)	0,49	0,10	0,12
Nitratos (mg/l NO ₂ ⁻)	5,8	<5	<5
Nitritos (mg/l NO ₃ ⁻)	0,093	<0.033	<0.033

(*) Se toma el valor medio debido a que existe mucha dispersión.

**RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN.
UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.**

La Tabla 38 presenta el análisis de las muestras de agua, tomadas en el manantial de Sarabia, en el Sector 1 de la escombrera, situado en el lado inferior izquierdo de la Figura 104.

Tabla 38. Análisis de muestras de agua-manantial de Sarabia (HUNOSA)

Análisis en el manantial de Sarabia	Valor mínimo	Valor máximo	Moda
pH (25°C)	8,0	7,4	7,7
Cond.(25°C) (µS/cm)	5440	3490	4755,8*
Sólidos en suspensión (mg/l)	<5	<5	<5
Sólidos totales disueltos (mg/l)	4626,4	2647,3	3649,1*
DQO (mg/l O ₂)	<25	<25	<25
DBO ₅ (mg/l O ₂)	<25	<25	<25
Sulfatos (mg/l SO ₄ ²⁻)	3000	135	2234,7*
Cloruros (mg/l Cl ⁻)	28,4	7,1	14,2
Amonio (mg NH ₄ ⁺ /l)	0,8	<0,10	<0,10
Nitratos (mg/l NO ₂ ⁻)	6,2	<5	<5
Nitritos (mg/l NO ₃ ⁻)	<0,033	<0,033	<0,033

(*) Se toma el valor medio debido a que existe mucha dispersión.

La Tabla 39 presenta el análisis de las muestras de agua, tomadas aguas abajo de la escombrera, en el río Turón, en la localidad de Cabojal, situado en el margen superior izquierdo de la Figura 104.

Tabla 39. Análisis de muestras de agua en el río Turón, aguas abajo de la escombrera (HUNOSA)

Análisis en el manantial de Sarabia	Valor mínimo	Valor máximo	Moda
pH (25°C)	8,3	7,9	8,2
Cond.(25°C) (µS/cm)	989	308	658,7*
Sólidos en suspensión (mg/l)	360	<5	<5
Sólidos totales disueltos (mg/l)	750,2	237,1	484,2*
DQO (mg/l O ₂)	<25	<25	<25
DBO ₅ (mg/l O ₂)	<25	<25	<25
Sulfatos (mg/l SO ₄ ²⁻)	200	<20	110
Cloruros (mg/l Cl ⁻)	28,4	7,1	14,2
Amonio (mg NH ₄ ⁺ /l)	0,24	0,11	0,12
Nitratos (mg/l NO ₂ ⁻)	6,2	<5	<5
Nitritos (mg/l NO ₃ ⁻)	0,053	<0.033	<0.033

(*) Se toma el valor medio debido a que existe mucha dispersión.

4.4.4. Evaluación comparativa de la vegetación aérea en la escombrera

Para determinar el grado de desarrollo vegetal de la escombrera restaurada, se desarrollaron dos visitas de campo a Figaredo. El primero el 2 de febrero de 2020 y el segundo el 11 de noviembre de 2020.

Sector 1

En el Sector 1 se llevó a cabo en 2009, tal y como se explica en el apartado de “Restauración del Sector 1” anterior, mediante obras de estabilidad de taludes, con el fin de lograr la configuración final del talud.

En cuanto a la hidrología de la zona rehabilitada, se consideró como principio básico de actuación que la escorrentía de la parte superior de la escombrera sea conducida, a través de las cunetas de drenaje hacia la plaza exterior de la Mina Figaredo, para ser finalmente arrojada al río Turón después de ser decantada en las balsas ubicadas cerca de la caña del pozo minero.

Tras esta actuación, y con el fin de favorecer la germinación de las plantas herbáceas, se cubrió toda la superficie de los taludes restaurados con una capa de tierra vegetal de aproximadamente 25 cm de espesor. La tierra vegetal provenía de acopios externos, y se extendió y refinó para preparar la superficie del talud para la fase de siembra.

La siembra se realizó con especies herbáceas seleccionadas teniendo en cuenta las características del terreno (pendiente, orientación, etc.) y las cualidades específicas de las diferentes especies (germinación rápida, enraizamiento vigoroso, etc.). Los métodos de siembra fueron hidrosiembra en pendientes y siembra manual en plataformas con pendiente inferior a 5°. Los componentes de la siembra y sus proporciones se presentan en la Tabla 34.

Se utilizan fertilizantes y enmienda orgánica debido a la falta de estructura del suelo y la posible pérdida de nutrientes de la capa superior del suelo aplicada. Finalmente, las semillas utilizadas se presentan en la Tabla 40.

Tabla 40. Composición de las semillas en el sector 1 de la escombrera (HUNOSA)

SEMILLAS	PORCENTAJE
Lolium perenne	25%
Lolium multifforme	15%
Dactylis glomerata	12%
Festuca rubra	10%
Agrostis stolonifera	8%
Trifolium repens	15%
Vicia sativa	6%
Lotus corniculatus	9%

RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN. UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.

El mantillo sirve de protección al suelo y a las semillas que se depositan en él. Los estabilizadores son materiales orgánicos aplicados en solución acuosa que, al penetrar en el suelo, contribuyen a aglomerar las partículas, mejorando la estructura general del suelo.

La Figura 108 presenta una berma, en el Sector 1, y la Figura 109 presenta dos detalles de la vegetación en la berma. Cabe señalar que varias áreas que no fueron restauradas desarrollaron árboles debido a la proximidad de un área no explotada con árboles.



Figura 108. Berma en el sector 1 de Figaredo (foto tomada en noviembre de 2020)



Figura 109. Detalle de la vegetación existente en la berma en el sector 1 de la escombrera (foto tomada en noviembre de 2020)

Sector 2

El Sector 2 se sometió a hidrosiembra en noviembre de 2016. Los componentes de la siembra y sus proporciones se presentan en la Tabla 41.

Tabla 41. Componentes y dosificación de la hidrosiembra en el Sector 2 de la escombrera (HUNOSA)

COMPONENTE	Siembra (kg/ha)	Cobertura (kg/ha)	Total (kg/ha)
Mulch	900	720	1620
Estabilizador	22	18	40
Semillas Herbáceas	295	0	295
Semillas de arbustos	5	0	5
Fertilizante inorganico	700	0	700
Enmienda orgánica (compost)	0	225	225
Fertilizante de liberación lenta	120	0	120

Por otro lado, la composición de semillas herbáceas se muestra en la Tabla 42 y la composición de semillas de arbustos se presenta en la

Tabla 43.

Tabla 42. Composición de las semillas herbáceas en el Sector 2 de la escombrera (HUNOSA)

Semillas Herbáceas	Porcentaje	Semillas Herbáceas	Porcentaje
Festuca rubra	9%	Trifolium repens	9%
Lolium perenne	23%	Lolium multiflorum	19%
Trifolium pratense	4%	Festuca Ovina	9%
Medicago sativa	2%	Festuca arundinacea	9%
Melilotus officinalis	4%	Dactylis glomerata	12%

Tabla 43. Composición de las semillas de arbustos en el Sector 2 de la escombrera (HUNOSA)

Semillas de arbustos	Porcentaje
Fraxinor excelsior	100%

La Figura 110 presenta los resultados antes y seis meses después del proceso de hidrosiembra (mayo de 2017).



Figura 110. Resultados de la hidrosiembra después de seis meses en el Sector 2 (desde noviembre de 2016 hasta mayo de 2017)

**RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN.
UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.**

La Figura 111 presenta el estado del sector 2 en febrero de 2020 y la Figura 112 el estado en noviembre de 2020.



Figura 111. Sector 2 en febrero de 2020 (3 años y 3 meses después de la siembra)



Figura 112. Sector 2 en noviembre de 2020 (cuatro años después de la siembra)

Tras el ensayo realizado en 2017, se desarrolló la plantación en el Sector 2 en abril de 2018 con una densidad de 250 árboles/ha, totalizando 406 árboles. La plantación se adaptó a la orografía, distribuyéndose en toda la superficie en las zonas más aptas para la plantación.

La Tabla 44 presenta las diferentes plantas que se utilizaron en el Sector 2 así como sus alturas. Las especies utilizadas destacan por su baja tasa de mortalidad, siendo ideales para su implantación en la escombrera. Pueden adaptarse a todo tipo de terrenos y su requerimiento de suelo es mucho menor que el de otros.

Tabla 44. Plantas usadas en el Sector 2 de la escombrera (HUNOSA)

ESPECIE	PORCENTAJE	ALTURA	UNIDADES
Fraxinus excelsior	36%	1,25 m	146
Betula alba	36%	1,25 m	146
Acer pseudoplatanus	20%	1,25 m	81
Ilex aquifolium	8%	20-25 cm	33

Se desinfectaron los hoyos de plantación y se añadió tierra vegetal. Los árboles se plantaron con guías de árboles y una red protectora (Figura 113).



Figura 113. Guía y red protectora del árbol en febrero 2020

Durante los primeros meses de la plantación se desarrollaron obras de mantenimiento y riego. Posteriormente, también se desarrolló un mantenimiento anual.

La Figura 114 y la Figura 115 presentan el estado de diferentes plantas en febrero de 2020 y noviembre de 2020 respectivamente.



Figura 114. Sector 2 en febrero 2020



Figura 115. Sector 2 en noviembre de 2020

Sector 3

La hidrosiembra del Sector 3 se llevó a cabo en noviembre de 2016, octubre de 2017 y abril de 2018, utilizando los mismos componentes y semillas que en el Sector 2. En la Figura 116 se presenta la etapa anterior en noviembre de 2016 y los resultados alcanzados en abril de 2018.



Figura 116. Sector 3 en noviembre de 2016 y en abril de 2018

En la Figura 117 se presenta otra perspectiva del sector 3 de la escombrera. La parte superior se hidrosembró en febrero-marzo de 2020 (Figura 118 izquierda) y, después de nueve meses, el estado de desarrollo se presenta en la Figura 118 derecha.



Figura 117. Otra vista del Sector 3 de la escombrera en febrero de 2020



Figura 118. Área plana superior del Sector 3 de la escombrera en febrero de 2020 (izquierda) y en noviembre de 2020 (derecha)

**RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN.
UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.**



Figura 119. Proyección de la hidrosiembra (foto tomada en octubre de 2019)

Finalmente, la Figura 119 presenta la proyección de hidrosiembra en el Sector 3 de la escombrera de Figaredo.

La plantación en el Sector 3 se llevó a cabo en abril de 2018, con la misma densidad y procedimientos que en el Sector 2.

La Tabla 45 presenta las plantas utilizadas en el Sector 3 de la escombrera.

Tabla 45. Plantas utilizadas en el Sector 3 de la escombrera (HUNOSA)

ESPECIE	PORCENTAJE	ALTURA	UNIDADES
Fraxinus excelsior	35%	1,25 m	128
Betula alba	35%	1,25 m	128
Acer pseudoplatanus	15%	1,25 m	55
Ilex aquifolium	15%	20-25 m	55

En la Figura 120, Figura 121, Figura 122 y Figura 123 se presentan los árboles de cada una de las especies, que fueron plantadas en abril de 2018, a fecha de noviembre de 2020, poco más de dos años y medio después de realizada la plantación.



Figura 120. Ilex aquifolium en noviembre de 2020, Sector 3 de la escombrera

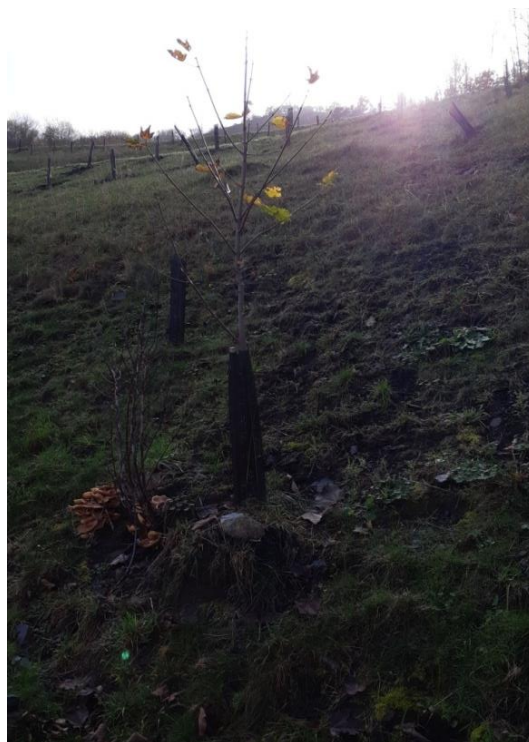


Figura 121. Acer pseudoplatanus en noviembre de 2020, Sector 3 de la escombrera



Figura 122. Betula alba en noviembre de 2020, Sector 3 de la escombrera



Figura 123. Fraxinus excelsior en noviembre de 2020, Sector 3 de la escombrera

Sector 4

El sector 4 de la escombrera de Figaredo se encuentra en explotación en la actualidad para valorizar el contenido de carbón del material que la compone (Figura 124).



Figura 124. Explotación del Sector 4 en noviembre 2020

Los procedimientos y métodos utilizados en la restauración del Sector 4 fueron los mismos que en los otros sectores, excepto el uso de malla de coco en las áreas de fuerte pendiente (Figura 125).



Figura 125. Sector 4 en octubre de 2016 y en abril de 2018

En la Figura 126 y Figura 127 se presentan la orografía inicial del Sector 4 de la escombrera en 2015 y la orografía final actual de 2021. Antes de empezar la explotación, la plataforma de colmatación de la escombrera fluctuaba entre las cotas 408 y 417 m.s.n.m. Se empezó a explotar en septiembre de 2015 y en la actualidad hay tres bancos de explotación a cotas 347, 354 y 362 metros sobre el nivel del mar.

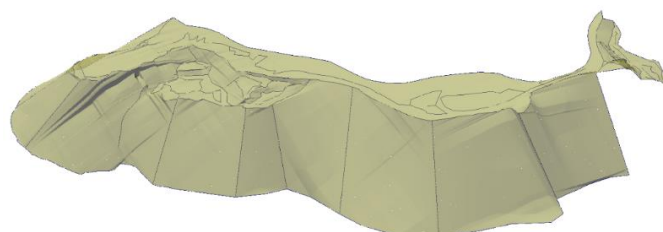


Figura 126. Orografía inicial del Sector 4 en 2015

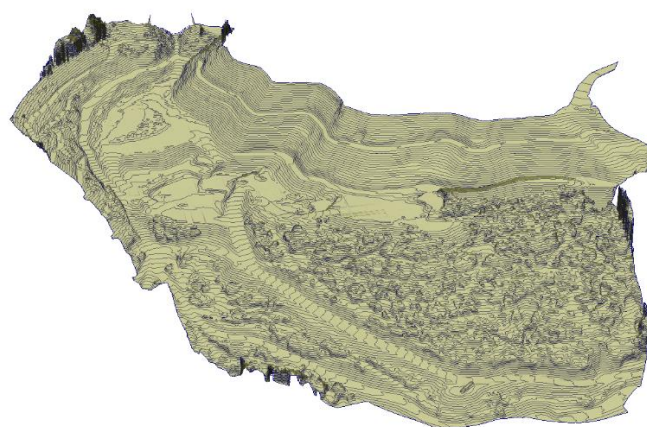


Figura 127. Orografía actual del Sector 4 en 2021

4.5. Evaluación de costes y beneficios

Los servicios de ecosistemas de aprovisionamiento se evaluaron empleando su valor actual neto (VAN), utilizando las inversiones y costes del mercado, durante un período suficientemente largo con un horizonte de 70 años o más para considerar el valor residual igual a cero y proponiendo tasas de descuento apropiadas de acuerdo con una clasificación específica de los servicios que no son de aprovisionamiento.

A continuación, es necesario definir las tasas de descuento utilizadas en los cálculos. Se propone utilizar distintas tasas de descuento en función de los productos producidos por los servicios de aprovisionamiento.

Se distinguen tres categorías principales de productos:

- (1) Producción no intensiva de productos naturales tales como explotaciones familiares de animales, plantaciones familiares de árboles, agricultura familiar, etc.
- (2) Producción intensiva de productos naturales, como granjas intensivas de animales, explotación forestal intensiva, agricultura intensiva, etc.
- (3) Producción de productos industriales como energía renovable, instalaciones industriales, etc.

Al considerar un horizonte tan largo (70 años) y el hecho de que la tasa media de referencia del mercado hipotecario europeo en 2020 fue del 2%, y la tasa de inflación media fue del 1%, la tasa nominal para los productos naturales no intensivos propuestos debería de ser del 2%, lo que equivale a una tasa constante del 1%.

Este valor equivale a una tasa de crecimiento moderado, según TEEB (2010), y es igual al límite inferior del rango propuesto por Wu y Chen (2017) para un nivel de riqueza permanente. Este hecho también es equivalente a la tasa de interés sin riesgo, de acuerdo con Scheule y Jortzik (2020).

Para facilitar los cálculos, se recomienda suponer que los precios de los productos puedan mantenerse constantes en los próximos años.

Aunque al final del 2021 se ha producido un incremento considerable de la inflación como consecuencia de los efectos de la pandemia del Covid-19 y de la invasión de Ucrania por parte de Rusia, es lógico asumir que las tasas de interés deberían incrementarse una cantidad similar, por lo que no sería descabellado adoptar el mismo 1% como tasa del mercado hipotecario europeo.

En el caso de la producción intensiva de productos naturales se propone una tasa de descuento constante del 3%-3,5%, lo que corresponde con el valor inferior del intervalo presentado por Shaw y Wlodarz (2013) para Europa, y con el valor superior del intervalo propuesto por Wu y Chen (2017).

En el supuesto de que exista una producción de materiales industriales, como sucede en este caso, suele haber una inversión externa que intenta obtener rendimientos del capital, se propone un tipo de descuento constante o en torno al 6,0%-7,0%, que coincide con el valor superior del intervalo propuesto para Europa por Shaw y Wlodarz (2013) o con la tasa de mercado propuesta por Scheule y Jortzik (2020).

Se supone que estos valores serán válidos cuando el riesgo de producción de materiales industriales puede considerarse medio.

Como ya se había reflejado anteriormente, en Asturias, la plantación media de pinos contiene cuatro árboles por cada 10 m², lo que equivale a 300 árboles/ha. Tras un período de entre 30 y 40 años, cada pino producirá 2 toneladas de madera. Así, a un precio real de 17 €/tonelada, la producción de pino puede tener un ingreso en 35 años de alrededor de 10.200 €/ha.

La ecuación (4) presenta el valor actual neto (VAN) por hectárea para una plantación de pino.

$$VAN_{Madera} = -2,040 - \frac{780}{(1+0.01)} - \frac{780}{(1+0.01)^2} - \dots - \frac{780}{(1+0.01)^5} - \dots + \frac{10.200}{(1+0.01)^{35}} + \dots + \frac{10.200}{(1+0.01)^{70}} = 2,388 \text{ €} \quad (4)$$

La Ecuación (5) presenta el VAN por ha para la cría de ganado para carne de acuerdo con los datos previamente analizados en el apartado 4.2., que decía que en Asturias se suele alquilar 1 ha de terreno a razón de 100 €/año. Por otro lado, una superficie similar destinada a la alimentación de las vacas para la producción de carne puede generar alrededor de 900 €/año cada 18 meses, con 300 €/año de gastos en alimentación adicional como pasto seco y pienso. El coste de compra de una vaca lista para inseminación ronda los 1.000 €, más un coste de inseminación de 60 €. La vaca será productiva durante 15 años.

$$VAN_{Alimento} = -1,060 + \frac{600}{(1+0.01)} - \frac{300}{(1+0.01)^2} + \dots - \frac{760}{(1+0.01)^{15}} - \frac{300}{(1+0.01)^{16}} + \dots + \frac{600}{(1+0.01)^{35}} - \dots - \frac{300}{(1+0.01)^{75}} = 3,167 \text{ €} \quad (5)$$

Finalmente, la ecuación (6) presenta el VAN por ha, correspondiente a un bosque caducifolio (paisaje), con una densidad de 250 árboles/ha. Lo mismo que sucede en el caso del escenario de Madera (Fibre), el desbroce, la limpieza, los fertilizantes de liberación lenta y el riego debe realizarse durante los cinco primeros años y al mismo precio de 780 €/ha/año.

$$VAN_{Paisaje} = -1,700 - \frac{780}{(1+0.01)} - \frac{780}{(1+0.01)^2} - \dots - \frac{780}{(1+0.01)^5} = -5,486 \text{ €} \quad (6)$$

Para valorar económicamente los servicios de ecosistemas que no son de aprovisionamiento, se utilizaron técnicas basadas en la ponderación jerárquica de unos servicios respecto a otros (Salo y Hämäläinen, 1995), empleando el software libre WINPRE o

Workbench for INteractive PREference Programming (Hämäläinen y Helenius, 1998) para facilitar esta implementación.

WINPRE proporciona soporte tanto para Preference Assessment by Imprecise Ratio Statements o PAIRS (Salo y Hämäläinen, 1992) como para el uso de declaraciones de valores de intervalo en el Analytical Hierarchy Process o AHP (Saaty, 1980). Una vez que se ha seleccionado un servicio de ecosistema de referencia, en este caso la biodiversidad, se comparan los atributos restantes con respecto a la referencia, teniendo en cuenta el entorno específico y la escala local utilizada.

Para valorar económicamente el conjunto de servicios de ecosistemas, se debe seleccionar en primer lugar el servicio de ecosistemas cuya valoración sea más viable. En este caso, una valoración económica indirecta de la captura de carbono utilizando el EU Emissions Trading System (2015) de la Unión Europea es el más viable. Este sistema de comercio es el primer mercado primario de carbono del mundo. Sigue siendo el más grande, y es una piedra angular de la política de la Unión Europea para combatir el cambio climático y su herramienta esencial para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero de manera rentable.

Según este mercado, durante 2019 y 2020 el valor medio de los permisos para emitir una tonelada de dióxido de carbono equivalente es de 25 €/t (EMBER, 2021). Como 3,67 t de CO₂ contienen 1 t de C, el valor medio para la captura de 1 t de C se puede estimar en 91,75 €/t. Un índice de 10,0 para el almacenamiento de carbono sobre la superficie del terreno se establece en 68,31 t de C/ha y debe valorarse en 6,267 €. Este valor se utilizará como valor de referencia para ecosistemas ponderados al 100%.

La Figura 128 presenta la ponderación de los servicios de ecosistemas que no son de aprovisionamiento del área de estudio usando la biodiversidad como el servicio de ecosistema de referencia, ya que es el más fácil de comprender de todos los servicios de ecosistemas involucrados en el estudio de caso. Fue desarrollado utilizando el método Delphi con expertos de España y Polonia.

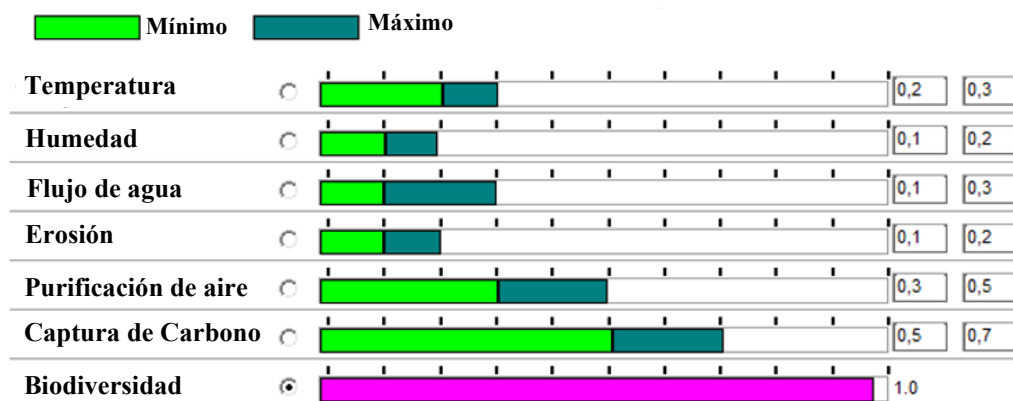


Figura 128. Ponderación de los servicios de ecosistemas de no aprovisionamiento con la biodiversidad como punto de referencia (WINPRE)

La Figura 129, tomada del programa WINPRE presenta los intervalos de valores para el servicio de ecosistemas de temperatura. Cuando un índice se puntúa con decimales, el intervalo seleccionado se situará entre los valores enteros inferior y superior de esa cifra; por ejemplo, para el escenario de madera (Fibre) con un valor de 5,9 y para el escenario de alimentación (Food) fue de 8,3. El intervalo seleccionado para el escenario de paisaje se situó entre el valor y un punto menos con valores enteros, por ejemplo, el índice de paisaje fue 10.

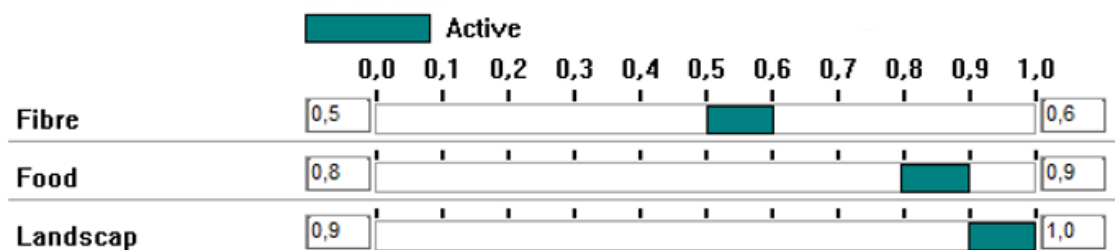


Figura 129. Valor del servicio de ecosistemas de temperatura (WINPRE)

La Figura 130 muestra los intervalos de valores para el servicio de ecosistemas de humedad. Para el escenario de madera (Fibre) el valor fue 10 y los de alimentación (Food) y de paisaje (Landscape) de 7.

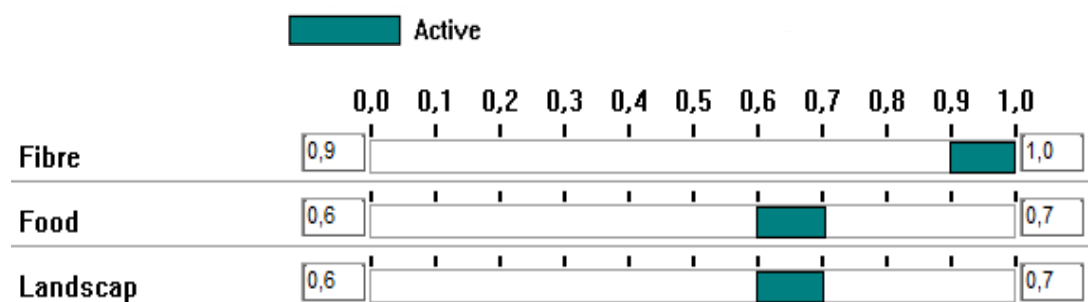


Figura 130. Valor del servicio de ecosistemas de humedad (WINPRE)

La Biodiversidad fue valorada como referencia con un 100% de importancia. En el caso de Humedad y Erosión se ponderó su importancia entre el 10 y el 20% de la Biodiversidad, ya que la región de Asturias es muy húmeda y la erosión no es un problema excepto en pendientes muy pronunciadas. Se consideró que la captura de carbono tenía una importancia de entre el 50 y el 70% de la Biodiversidad, etc. A ningún atributo se le dio mayor ponderación que el 100%.

La Figura 131 muestra los intervalos de valores para el servicio de ecosistemas de flujo de agua. Para los escenarios de madera (Fibre), de alimentación (Food) y de paisaje (Landscape) los valores son de 10.

**RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN.
UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.**

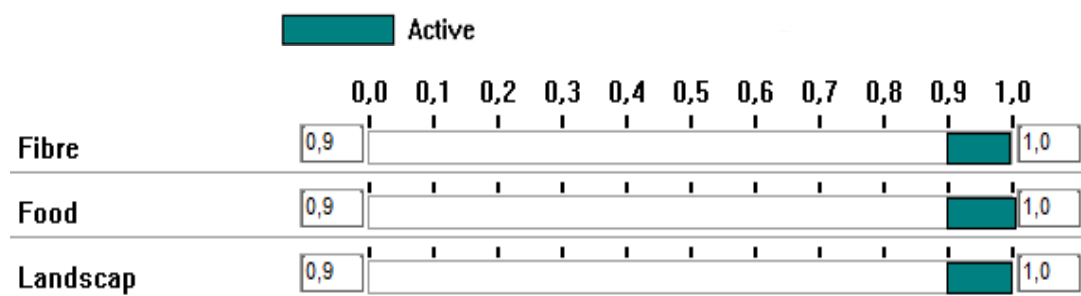


Figura 131. Valor del servicio de ecosistemas de flujo de agua (WINPRE)

La Figura 132 presenta los intervalos de valores para el servicio de ecosistemas de erosión. Para los escenarios de madera (Fibre), de alimentación (Food) y de paisaje (Landscap) los valores son de 10.

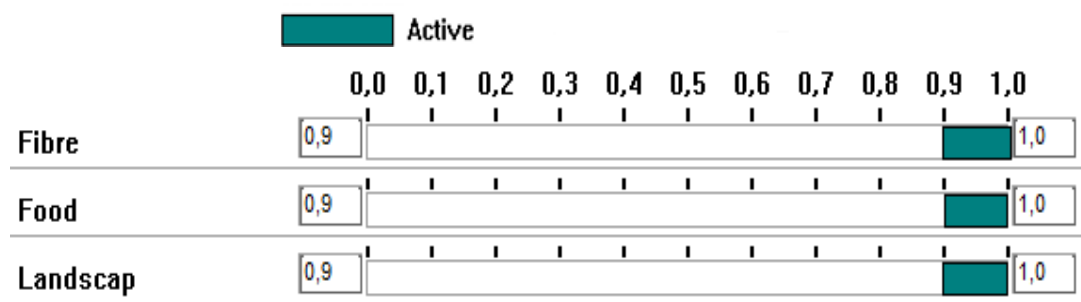


Figura 132. Valor del servicio de ecosistemas de erosión (WINPRE)

La Figura 133 presenta los intervalos de valores para el servicio de ecosistemas de purificación de aire. Para los escenarios de madera (Fibre) y de paisaje (Landscape) los valores son de 10 mientras que para el de alimentación es de 7.

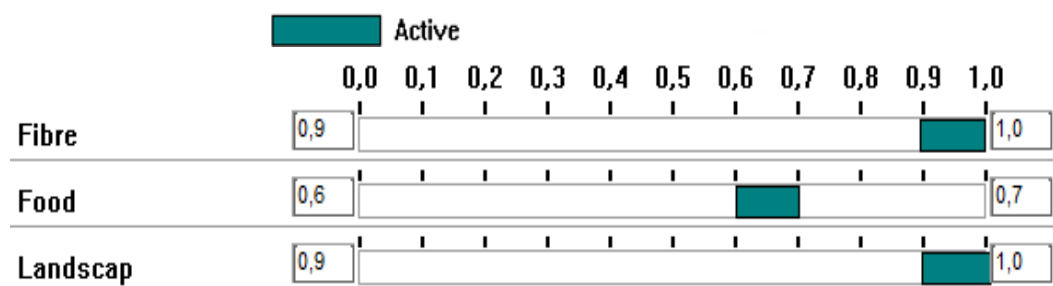


Figura 133. Valor del servicio de ecosistemas de purificación de aire (WINPRE)

La Figura 134 presenta los intervalos de valores para el servicio de ecosistemas de captura de carbono. Para los escenarios de madera (Fibre) y de alimentación (Food) los valores son de 1 mientras que para el de paisaje (Landscape) es de 10.

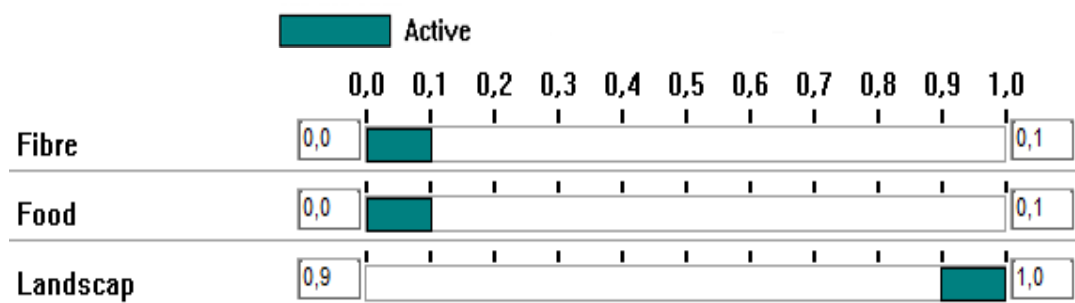


Figura 134. Valor del servicio de ecosistemas de captura de carbono (WINPRE)

Para obtener valores económicos coherentes de todos los servicios de ecosistemas que no son de aprovisionamiento se basará en la comparación anterior y en la valoración económica del servicio de ecosistemas con la valoración más directa posible del mercado: la captura de carbono, que se valoró utilizando el sistema de comercio de derechos de emisión de la Unión Europea. Este sistema de comercio es el primer mercado primario de carbono del mundo.

En primer lugar, debe seleccionarse el servicio de ecosistemas cuya estimación sea más factible para valorar económicamente los servicios de ecosistemas. En este caso, lo más adecuado es la valoración económica indirecta de la captura de carbono a través del EU Emissions Trading System (2015).

Según el EU Emissions Trading System (2015), durante 2019 y 2020, periodo en el que se desarrolló esta investigación, el valor medio de los derechos de emisión de la Unión Europea, que permite la emisión de 1 tonelada de dióxido de carbono equivalente, fue de 25 euros/t (Ember, 2022). Dado que 3,67 t de CO₂ contienen 1 t de C, el valor medio de la captura de 1 t de C puede estimarse en 91,75 euros/t. Por lo tanto, una tasa de almacenamiento de carbono sobre la superficie del suelo de 10, que equivale a 68,31 t C/ha (Tabla 26), debería valorarse en 6.267 EUR/ha. Este valor será el valor de referencia para los servicios de ecosistemas ponderados al 100%. Se parte de la base de que todos los servicios de ecosistemas que no son de aprovisionamiento ponderados al 100% tienen el mismo valor, dado que los valores específicos de cada servicio de ecosistemas procederán de la comparación relativa entre ellos.

Por lo tanto, la contribución máxima de todos los servicios de ecosistemas que no son de aprovisionamiento y que son representativos del área de Figaredo se presenta en la Tabla 46.

**RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN.
UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.**

Tabla 46. Contribución máxima de servicios de ecosistemas por hectárea

SERVICIO DE ECOSISTEMA	CONTRIBUCIÓN (%)	VALOR (€/ha)
Temperatura	25	1.567
Flujo de agua	20	1.235
Erosión	15	940
Purificación de aire	40	2.507
Captura de Carbono	60	3.760
Humedad	15	940
Biodiversidad	100	6.267
TOTAL		17.216

La Tabla 47 presenta el valor total por hectárea de los escenarios considerados obtenido de la suma del valor de los servicios de ecosistemas de aprovisionamiento, calculado a través del VAN (ecuaciones 4, 5 y 6), más el rango de contribución de los servicios de ecosistemas que no son de aprovisionamiento en función de los coeficientes normalizados, obtenidos de diferentes estudios empíricos que se transformaron en índices para cada tipo de cobertura terrestre.

Tabla 47. Valor total por hectárea de los escenarios considerados

ESCENARIOS	VAN DE SERVICIOS DE ECOSISTEMAS DE APROVISIONAMIENTO (€)	RANGO DE SERVICIOS DE ECOSISTEMAS DE NO APROVISIONAMIENTO	VALOR DE SERVICIOS DE ECOSISTEMAS DE NO APROVISIONAMIENTO (€)	VALOR TOTAL (€/ha)
Paisaje	-5.486	0,60	16.011	10.525
Madera	2.386	0,67	10.330	12.716
Alimentos	3.323	0,72	9.813	13.136

Los tres valores tienen los mismos órdenes de magnitud; por lo tanto, son comparables, dando confianza de que todo el proceso va en la dirección correcta. Aunque el escenario que ofrece mayor valor es el de Paisaje (Landscape), la diferencia entre Alimentación (Food) y Madera (Fibre) es sólo del 3,3 %. Por lo tanto, ambos escenarios podrían considerarse plausibles. La selección entre ellos podría basarse en elegir el escenario más sencillo de alcanzar (menos inversión necesaria) o más rápido para producir rentabilidad. En el caso de Asturias, y para la zona de Figaredo, sin duda sería la Alimentación. Finalmente, la diferencia entre Madera y Paisaje es del 21%, y entre Alimentación y Paisaje del 25%, valores que pueden considerarse significativos para descartar el escenario Paisaje.

Como la diferencia entre los escenarios de producción de madera y alimentación no es significativa (solo 2,4%), se puede considerar que ambos proporcionan un valor similar a la sociedad en el caso de la mina Figaredo. Así, la selección entre ellos debe basarse en la facilidad de emprender, que se puede medir en este caso particular en la menor

inversión necesaria para realizar el escenario. Luego, la producción de alimentos debe seleccionarse para el caso específico de la escombrera de Figaredo.

4.6. Determinación del precio de los derechos de emisión de CO₂

Se realizó un ejercicio para estimar cuál debería de ser el precio de los derechos de emisión de la Unión Europea para elegir el escenario Paisaje.

El escenario Paisaje es el que da prioridad a la biodiversidad, como muestra la Figura 135, donde se presentan los rangos de valores de este atributo. Para los escenarios de madera (Fibre) y de alimentación (Food) los valores son de 7 mientras que para el de paisaje (Landscape) es de 10.

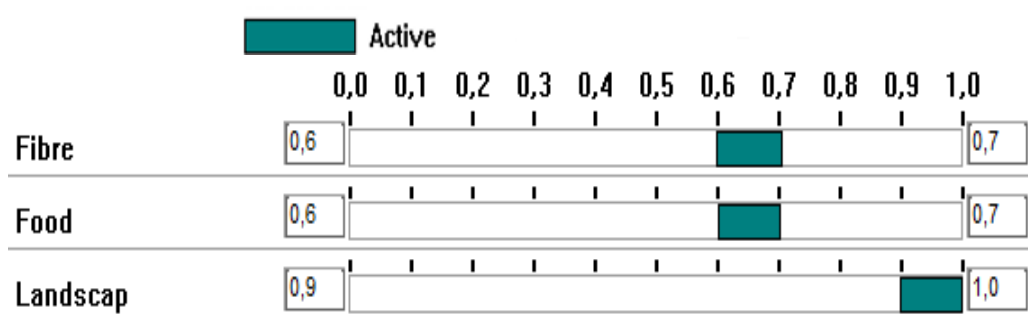


Figura 135. Valor del servicio de ecosistema de Biodiversidad (WINPRE)

Esto equivale a permitir que la naturaleza (biodiversidad) fije el precio de los derechos de emisión de la Unión Europea en el entorno de la mina de Figaredo.

Para ello, y para que no hubiera dudas sobre la preponderancia entre los distintos escenarios, se asumió que el valor del escenario Paisaje debe estar al menos un 25% por encima del valor más alto de los otros dos escenarios, utilizando el mismo porcentaje que Harmsworth y Jacoby (2015) propusieron como mínima mejora al considerar los beneficios de las iniciativas de cambio relacionadas con el éxito de nuevos productos. Para alcanzar este objetivo, el valor total del escenario Paisaje debería ser de 38.754 €/ha, tal y como se presenta en la Tabla 48.

Tabla 48. Valor total actualizado por ha de los distintos escenarios

ESCENARIOS	MAYOR CONTRIBUCIÓN DE LOS SERVICIOS DE ECOSISTEMAS (€)	INTERVALO MEDIO	VALORES DE LOS SERVICIOS DE ECOSISTEMAS (€)	NPVs (€)	VALOR TOTAL (€)
Paisaje	47.570	0,93	44.240	-5.486	38.754
Madera	47.570	0,60	28.542	2.386	30.928
Alimentos	47.570	0,57	27.115	3.323	30.438

Al dividir el valor de los servicios de ecosistemas en el escenario Paisaje entre 0,93 se obtiene 47.570 €/ha., que es el valor total actualizado de la mayor contribución potencial de los servicios de ecosistemas en la zona de la mina de Figaredo.

Para alcanzar este resultado, fue necesario valorar 68,31 t C/ha. (equivalente a una tasa de almacenamiento de carbono sobre la superficie del suelo de 10,0) en 17.298 €, lo que significa que el valor medio de captura de 1 t de C debe estimarse en 253,23 €, dividido entre las 3,67 t de CO₂ contenidas en 1 t de C, lo que dió como resultado 1 tonelada equivalente de emisión de dióxido de carbono valorada en unos 69 € en lugar de 25 €.

Este valor de 69 euros es muy similar al precio de los permisos de carbono de la Unión Europea a 17 de diciembre de 2021, que es de 73,5 €, tras la escalada de precios que coincide con la fase 4 de la asignación de derechos de emisión en el EU Emissions Trading System (2015).

4.7. Propuesta de nuevos servicios de ecosistemas

El EU Emissions Trading System (2015) es el primer y el mayor mercado primario de carbono del mundo, que se introdujo en 2005 y que ha reducido las emisiones en torno al 43% en los distintos sectores relacionados con el comercio de derechos de emisión.

El EU Emissions Trading System (2015) ha sufrido varios cambios desde su introducción en 2005 y consta de cuatro fases.

La fase 3 comenzó en 2013 y duró hasta 2020. Entre 2019 y 2023, el número de derechos en reserva se duplicó hasta alcanzar el 24% de los derechos en circulación, lo que provocó una escalada de los precios significativa de la fase 3 en 2019 (de 5 €/t a 25 €/t).

Por último, la fase 4, que comenzó en 2021, coincidió con una serie de propuestas legislativas adoptadas por la Comisión Europea el 14 de julio de 2021, en las que se estableció cómo alcanzar la neutralidad climática en 2050. Las propuestas incluían un objetivo intermedio de reducción neta de al menos el 55% de las emisiones de gases de efecto invernadero para 2030, lo que produjo una gran escalada de precios hasta situarse en torno a los 80 €/t.

La Figura 136 presenta los precios de los permisos de emisión de carbono de la Unión Europea desde 2012 hasta septiembre de 2022, adaptados de EMBER (2022) y Trading Economics (2022)

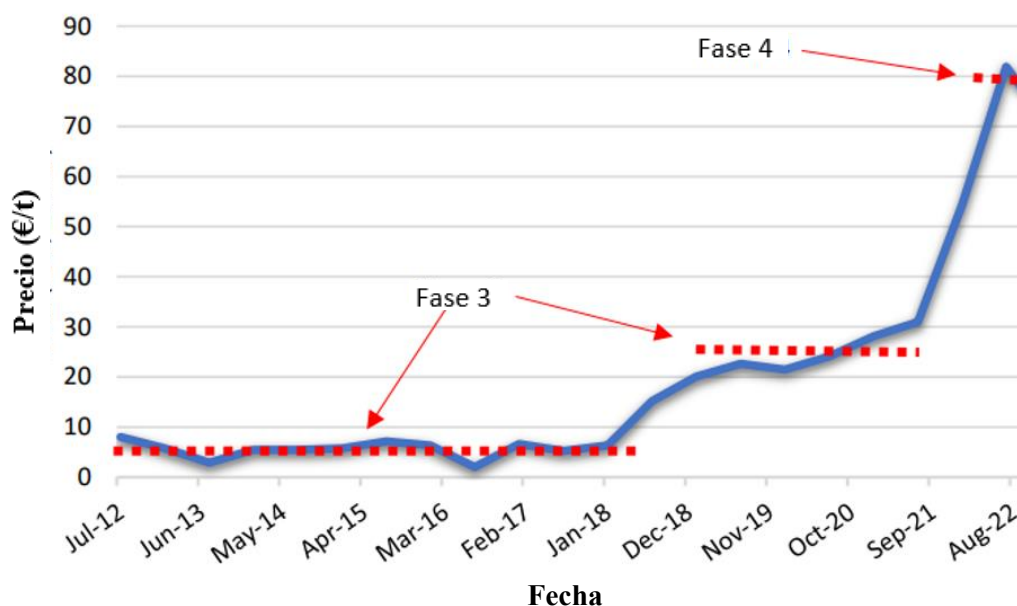


Figura 136. Precios de los permisos de emission de carbono de la Unión Europea desde julio de 2012 (adaptado de EMBER, 2022 y Trading Economics, 2022). Las líneas de puntos representan distintos periodos de precios estables.

Teniendo en cuenta el último nivel de precios de 80 €/t, el nuevo precio para el valor más alto de almacenamiento de carbono sobre la superficie del suelo (bosque caducifolio) es de 20.056 €/ha. La Tabla 49 presenta la nueva contribución máxima de todos los servicios de ecosistemas que no son de aprovisionamiento representativos del área minera de Figaredo.

Tabla 49. Nueva contribución máxima de servicios de ecosistemas por ha de acuerdo con la fase 4 de EU Emissions Trading System (2015)

SERVICIO DE ECOSISTEMA	CONTRIBUCIÓN (%)	VALOR (€/ha)
Temperatura	25	5.014
Flujo de agua	20	4.011
Erosión	15	3.008
Purificación de aire	40	8.022
Captura de Carbono	60	12.034
Humedad	15	3.008
Biodiversidad	100	20.056
TOTAL		55.154

La Tabla 50 presenta el nuevo valor total por hectárea de los escenarios considerados de acuerdo con los precios de la fase 4 de EU Emissions Trading System (2015). Como se puede observar la situación es completamente distinta ya que en esta ocasión el escenario Paisaje es el que ofrece, sin lugar a duda, el valor más destacado.

**RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN.
UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.**

Tabla 50. Nuevo valor total por ha de los escenarios considerados de acuerdo con la fase 4 de EU Emissions Trading System (2015)

ESCENARIOS	NPV DE SERVICIOS DE ECOSISTEMAS DE APROVISIONAMIENTO (€)	RANGO DE SERVICIOS DE ECOSISTEMAS DE NO APROVISIONAMIENTO	VALOR DE SERVICIOS DE ECOSISTEMAS DE NO APROVISIONAMIENTO (€)	VALOR TOTAL (€/ha)
Paisaje	5.486	0,93	51.293	45.807
Madera	2.386	0,60	33.092	35.478
Alimentos	3.323	0,57	31.438	34.761

Aunque la valoración de los escenarios propuestos ha cambiado radicalmente, la situación del área de estudio no ha cambiado en absoluto. La condición socioeconómica de la zona post-minera, deprimida económicamente debido a la supresión de la actividad minera y con una elevada tasa de desempleo, no puede permitirse eliminar drásticamente ninguna forma de actividad económica en aras de la biodiversidad. Además, en los alrededores de la mina de Figaredo, la biodiversidad no presenta un problema sustancial.

Como ya se ha mencionado, una alternativa sencilla fue reconsiderar la ponderación jerárquica desarrollada anteriormente, dando más importancia a la biodiversidad. Sin embargo, esta alternativa es artificial y arbitraria, por lo que no es la solución al problema. No obstante, la alternativa más prometedora fue la introducción de un nuevo vector para contrarrestar los esfuerzos por eliminar las emisiones de dióxido de carbono sin eliminar necesariamente a los humanos de la ecuación.

El CICES V5.1, en sus servicios de ecosistemas culturales, se centra única y exclusivamente en las características de los sistemas vivos o en los elementos de los sistemas vivos de la naturaleza. La introducción de nuevos servicios de ecosistemas centrados en la naturaleza humana para combatir las desigualdades entre los seres humanos, señaladas por Ballesteros (2016), debe proponerse con la certeza de que los seres humanos también son parte integrante de la biodiversidad. Se les puede denominar "los servicios de ecosistemas que faltan". Según los autores que trabajan en la reintegración de los seres humanos en el resto del medio ambiente, a través de la restauración socioecológica (Xie et al., 2017), el bienestar humano podría considerarse el servicio de ecosistemas que falta, y se define como el estado de ser feliz, saludable o próspero (Merriam-Webster, 2022).

Sin embargo, Aronson (2022) exploró las pruebas del impacto de la disfunción de los ecosistemas en la salud humana, introduciendo una nueva dimensión en la restauración ecológica y ayudando a restaurar el capital social. Así, parecen aparecer al menos dos nuevas dimensiones, según Merriam-Webster (2022):

1. La riqueza, el estado de estar bien, especialmente en lo que respecta a la buena fortuna, la felicidad, el bienestar o la prosperidad.
2. La salud humana, la condición de estar sano en cuerpo, mente o espíritu.

En relación con estas dimensiones, cabe hacer las dos observaciones siguientes. En primer lugar, aunque la riqueza tiene el mismo significado que bienestar, ya que puede considerarse más centrada en la prosperidad, parece ser la palabra perfecta para ilustrar la dimensión relativa al patrimonio de las comunidades. En segundo lugar, Aronson (2022) exploró la necesidad de identificar y fortalecer los vínculos relativos a la salud de los ecosistemas, la restauración ecológica y la salud humana, ya que la restauración ecológica puede mejorar y convertirse en autoreforzante para la salud de los ecosistemas, la salud humana y el bienestar. Sin embargo, estos vínculos no son bien conocidos ni están bien definidos, por lo que la introducción de la salud humana como servicio de ecosistemas tendrá que esperar para comprender plenamente el concepto y evaluar su contribución.

De acuerdo con estos conceptos, se pidió a expertos de España y Polonia que se sometieran de nuevo al método Delphi en relación con la ponderación de los servicios de ecosistemas de la zona de estudio que no son de aprovisionamiento, utilizando la biodiversidad como servicio de ecosistemas de referencia, pero introduciendo también la riqueza de la comunidad local. El resultado obtenido se presenta en la Figura 137.

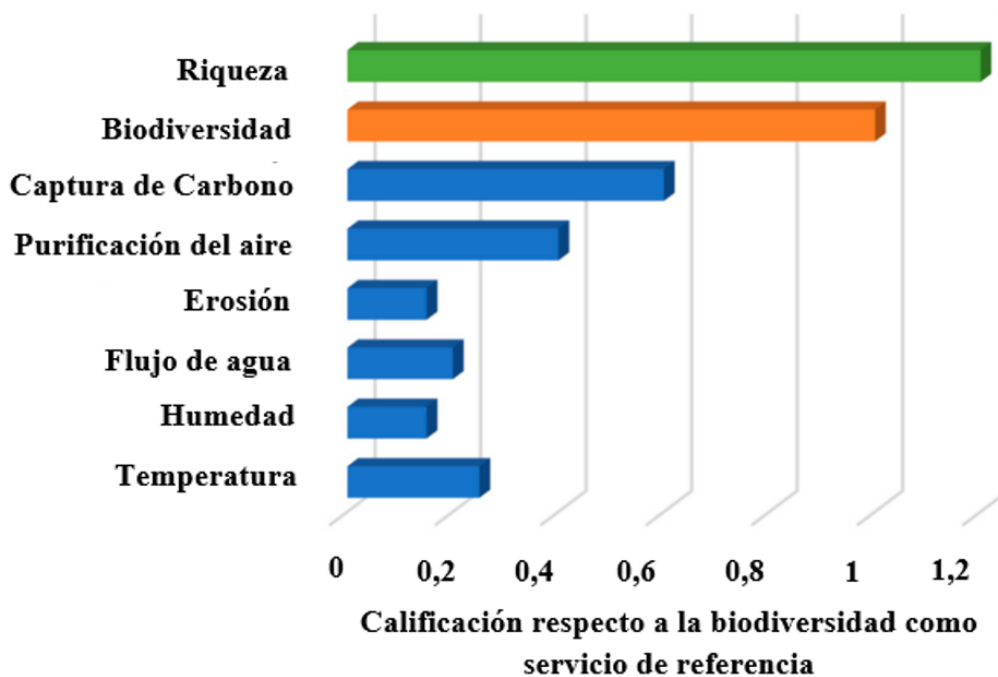


Figura 137. Ponderación de los servicios de ecosistemas de no aprovisionamiento con la biodiversidad como referencia, incluida la riqueza el nuevo servicio de ecosistemas.

La Tabla 51 presenta la contribución máxima de todos los servicios de ecosistemas que no son de aprovisionamiento representativos de la zona minera de Figaredo, incluyendo la riqueza, que se evaluó en un 20% por encima de la biodiversidad.

**RESTAURACIÓN DE TERRENOS AFECTADOS POR LA MINERÍA DEL CARBÓN.
UNA APLICACIÓN DE LOS “SERVICIOS DE ECOSISTEMAS”.**

Tabla 51. Nueva contribución máxima de los servicios ecosistémicos por hectárea según la fase 4 del EU Emissions Trading System (2015), incluida la riqueza.

SERVICIO DE ECOSISTEMA	CONTRIBUCIÓN (%)	VALOR (€/ha)
Temperatura	25	5.014
Flujo de agua	20	4.011
Erosión	15	3.008
Purificación de aire	40	8.022
Captura de Carbono	60	12.034
Humedad	15	3.008
Biodiversidad	100	20.056
Riqueza	120	24.067
TOTAL		79.221

La Tabla 52 presenta el nuevo valor total por ha de los escenarios considerados según los precios de la fase 4 del EU Emissions Trading System (2015), incluyendo la consideración del nuevo servicio de ecosistemas: la riqueza.

Tabla 52. Nuevo valor total por hectárea de los escenarios considerados según la fase 4 EU Emissions Trading System (2015), incluida la riqueza como nuevo servicio de ecosistemas

ESCENARIOS	NPV DE SERVICIOS DE ECOSISTEMAS DE APROVISIONAMIENTO (€)	RANGO DE SERVICIOS DE ECOSISTEMAS DE NO APROVISIONAMIENTO	VALOR DE SERVICIOS DE ECOSISTEMAS DE NO APROVISIONAMIENTO (€)	VALOR TOTAL (€/ha)
Paisaje	-5.486	0,65	51.293	45.807
Madera	2.386	0,66	52.346	54.732
Alimentos	3.323	0,70	55.504	58.829

Tras introducir la riqueza como nuevo servicio de ecosistemas, el escenario que ofrece un valor más significativo vuelve a ser el de la Alimentación, una cuestión derivada de la situación socioeconómica del área de estudio debido a la recesión provocada por el cierre de la mina.

5. CONCLUSIONES Y FUTURAS LÍNEAS DE TRABAJO

5.1. Conclusiones

Esta tesis doctoral presenta una nueva metodología para valorar los servicios de ecosistemas basada en el precio de los derechos de emisión de dióxido de carbono de la Unión Europea. Su principal ventaja es que facilita la valoración económica de los servicios de ecosistemas que no son de aprovisionamiento, que es el talón de Aquiles de los estudios actuales. A continuación, se presentan las principales conclusiones alcanzadas durante la investigación.

En primer lugar, aunque se ha intentado evaluar el valor de los servicios de ecosistemas, su agrupación y ponderación para obtener el valor total sigue siendo una cuestión esencial debido a la "escasa comparabilidad" de los valores. La asignación de pesos relativos a los distintos criterios evaluados con métodos de valoración diferentes es complicada, y los valores calculados presentan grandes variaciones y discrepancias.

En segundo lugar, la metodología presentada en esta tesis puede evitar la escasa comparabilidad de los valores de los servicios de ecosistemas que no son de aprovisionamiento de la siguiente manera:

1. Cuantificando los servicios de ecosistemas antes de su valoración económica mediante tablas de coeficientes, para cada tipo de cobertura terrestre, derivadas de experimentos de campo.
2. Seleccionar un servicio de ecosistemas de referencia y comparar el resto de ellos con este servicio.
3. Valorar económicamente los servicios de ecosistemas basándose en la valoración de la captura de carbono mediante EU Emissions Trading System (2015).

Este sistema de comercio hace que el servicio de ecosistemas de regulación de la captura de carbono tenga la valoración más directa posible y relacionada con el precio de mercado de todos los servicios que no son de aprovisionamiento.

En tercer lugar, el servicio de ecosistemas de referencia que permite establecer comparaciones con los demás de la forma más obvia o intuitiva es la biodiversidad, lo que facilita el desarrollo del proceso de valoración.

En cuarto lugar, no debe aplicarse ningún descuento a los servicios de ecosistemas que no son de aprovisionamiento, ya que no representan flujos de caja reales, sino valores atemporales. En cambio, los servicios de ecosistemas de aprovisionamiento deberían valorarse calculando su valor actual neto según los precios de mercado. De esta forma, los resultados obtenidos para los distintos escenarios propuestos fueron muy razonables y acordes con lo esperado para el área de estudio. Además, tenían los mismos órdenes de magnitud y, por lo tanto, eran comparables, lo que daba la seguridad de que todo el proceso iba en la dirección correcta.

En quinto lugar, fue posible estimar el precio de los derechos de emisión de la UE tras la escalada de precios que coincide con la fase 4 de la asignación de derechos, dando prioridad al escenario Paisaje, permitiendo que la naturaleza (biodiversidad) fije el precio de los derechos de emisión de la Unión Europea en la zona de estudio, para que se convierta en el escenario a elegir.

La aplicación de la Fase 4 del EU Emissions Trading Scheme, que comenzó en 2021, coincidió con una serie de propuestas legislativas adoptadas por la Comisión Europea, en las que se establecía cómo se alcanzaría la neutralidad climática en 2050. Estas propuestas incluían un objetivo intermedio de al menos un 55% de reducción neta de las emisiones de gases de efecto invernadero para 2030. Este hecho produjo un aumento del precio de los derechos de emisión de carbono de aproximadamente un 312%, lo que provocó un cambio drástico en las valoraciones de los servicios de ecosistemas, empezando por una de las valoraciones más utilizadas: la captura de carbono.

Esto obligó a replantear la premisa de la valoración de los servicios de ecosistemas, siendo la alternativa más directa la de reconsiderar la importancia de la biodiversidad. Sin embargo, esta alternativa sólo puede considerarse artificial y arbitraria, por lo que no es una solución razonable al problema. Una alternativa más prometedora es introducir uno o varios vectores nuevos para contrarrestar los esfuerzos por reducir las emisiones de gases de efecto invernadero sin eliminar necesariamente a los seres humanos de la ecuación. En última instancia, se trata de cultivar un ecologismo centrado en las personas y centrado en el cuidado de la naturaleza en general y de la naturaleza humana en particular, reconociendo las diferencias humanas para orientar correctamente nuestra relación con la naturaleza.

Una vez enfocada la solución del problema, era necesario decidir qué servicios ecosistémicos debían incorporarse al conjunto de valoraciones, ya que el CICES V5.1 se centra única y exclusivamente en las características, rasgos o elementos de los sistemas vivos de la naturaleza. El CICES V5.1 carece de una atención específica a la naturaleza humana, pero sí a sus dimensiones culturales y religiosas: la vida humana debe reintegrarse en el resto del medio ambiente, y la restauración socioecológica debe desempeñar un papel vital en ello.

Según estas tendencias de restauración socioecológica, el bienestar humano se podría considerar el servicio de ecosistemas que falta. Sin embargo, el bienestar se define como el estado de ser feliz, saludable o próspero. El CICES V5.1 cuenta con un servicio de ecosistemas cultural relacionado con las características de los sistemas vivos que permiten experiencias estéticas, y que pueden suponerse vinculadas a la felicidad, así como la religión, el entretenimiento, la educación y la formación. Sin embargo, ningún servicio de ecosistemas se centra en la salud humana y en la riqueza, palabra que se vincula con la prosperidad. Así pues, la salud humana y la riqueza podrían considerarse los "servicios ecosistémicos ausentes".

Por último, aunque la riqueza es un servicio de ecosistemas bastante fácil de tener en

cuenta, los vínculos de la salud humana con los ecosistemas y la restauración ecológica no son bien conocidos ni están bien definidos, por lo que la introducción de este servicio de ecosistemas tendrá que esperar para poder comprender y evaluar su contribución plena.

La investigación futura, aparte de la que ya se está llevando a cabo en relación con los vínculos de la salud humana con los ecosistemas y la restauración ecológica, debería centrarse en la comparación entre la metodología propuesta y los métodos de cálculo alternativos que se utilizan actualmente, basados principalmente en el análisis de decisiones multicriterio (MCDA) y el análisis coste-beneficio (CBA), bien utilizados individualmente o en combinación.

5.2. Futuras líneas de trabajo

La restauración de áreas afectadas por la actividad minera es un desafío importante en su gestión ambiental. La restauración exitosa de estas zonas puede mejorar la calidad del suelo y del agua, aumentar la biodiversidad y la capacidad de almacenamiento de carbono y mejorar la capacidad de adaptación de los ecosistemas a los cambios climáticos. En este sentido, los servicios de ecosistemas y el aprovechamiento de escombreras de carbón resultan muy útiles a la hora de restaurar dichas áreas degradadas, permitiendo la obtención de tierras raras y otras materias primas de valor.

Una posible línea de investigación relacionada con el aprovechamiento de las escombreras de carbón es el desarrollo de tecnologías para recuperar tierras raras y otras materias primas valiosas a partir de estos residuos mineros. Las escombreras de carbón suelen contener una variedad de metales y minerales, incluyendo tierras raras, que son esenciales para la producción de tecnologías limpias como turbinas eólicas, paneles solares y baterías de almacenamiento de energía. Sin embargo, la recuperación de estos metales y minerales puede ser difícil y costosa debido a la complejidad de las escombreras de carbón y la variedad de contaminantes que contienen. Por lo tanto, una futura línea de trabajo podría centrarse en el desarrollo de tecnologías más eficientes y económicas para recuperar estos metales y minerales de las escombreras de carbón.

Existen publicaciones relacionadas con tecnologías que se están investigando en la actualidad y que utilizan la lixiviación por bacterias. Este proceso utiliza bacterias para extraer metales de las rocas y minerales, siendo especialmente útil para recuperar metales y minerales de las escombreras de carbón y pudiendo ser, además, una manera más sostenible y amigable con el medio ambiente para recuperar metales y minerales que otros procesos tradicionales como la extracción química.

Otra tecnología que se está investigando es el uso de la electroquímica para recuperar metales y minerales de las escombreras de carbón. Este proceso utiliza una corriente eléctrica para disolver los metales y minerales en las escombreras de carbón, lo que permite su recuperación. La electroquímica podría ser una forma más eficiente y económica de recuperar metales y minerales de las escombreras de carbón, ya que puede reducir los

costes y la cantidad de residuos producidos en comparación con otros procesos.

Los servicios de ecosistemas son los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas, como la polinización de los cultivos, la purificación del agua, la regulación del clima y la mitigación de inundaciones y deslizamientos de tierra. La restauración de áreas mineras puede proporcionar una serie de servicios de ecosistemas, como la mejora de la calidad del agua y la recreación. Sin embargo, para lograr estos beneficios, es necesario utilizar enfoques que fomenten la biodiversidad y la resiliencia del ecosistema restaurado.

Uno de los enfoques que se están investigando es el uso de técnicas de agricultura regenerativa para la restauración de áreas mineras. Se trata de un enfoque de la agricultura que se centra en la mejora de la salud del suelo y la biodiversidad del ecosistema mediante la implementación de prácticas agrícolas sostenibles. La aplicación de técnicas de agricultura regenerativa en la restauración de áreas mineras puede mejorar la calidad del suelo, aumentar la biodiversidad y mejorar la capacidad del ecosistema para almacenar carbono. Además, algunas plantas utilizadas en la agricultura regenerativa pueden acumular tierras raras y otros metales valiosos en sus tejidos, lo que puede ser una forma de aprovechar las áreas mineras restauradas.

Otro camino que se está investigando es el uso de la fitoremediación para la restauración de áreas mineras. La fitoremediación es un proceso que utiliza plantas para eliminar o reducir la contaminación del suelo o el agua. Algunas plantas tienen la capacidad de absorber metales pesados y otros contaminantes del suelo, lo que puede ser útil para la restauración de áreas mineras contaminadas. Esta técnica también puede mejorar la calidad del suelo y proporcionar otros servicios de ecosistemas, como la protección contra la erosión.

6.- BIBLIOGRAFÍA

- ADARO, L. (1914). Emplazamiento de sondeos para la probable prolongación de los senos hulleros por debajo de los terrenos mesozoicos. Boletín del Instituto Geológico y Minero de España. T.34, pág. 9-79. Madrid.
- ADARO, L. Y JUNQUERA, G. (1916). Criaderos de Hierro de España. Tomo II, (Hierros de Asturias). Memoria del Instituto Geológico y Minero de España. pág. 1-610. Madrid.
- ÁGUEDA VILLAR, J.A., COLMENERO NAVARRO, J.R., FERNÁNDEZ GONZÁLEZ, L.P., SALVADOR GONZÁLEZ, C.I., BARBA REGIDOR, P. Y BARBA REGIDOR, F.J. (1986-1987). Facies generadoras de carbón en el westfaliense superior de la cuenca carbonífera central asturiana. Acta geológica hispana. Departamento de Estratigrafía de la Universidad de Oviedo - I.G.M.E. (21-22), pág. 131-139. Asturias.
- AHLROTH, S. & FINNVEDEN, G. (2011). Ecovalue08 - A new valuation set for environmental systems analysis tools. J. Clean. Prod. 2011, 19, 1994–2003. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.06.005>
- AHLROTH, S.; NILSSON, M.; FINNVEDEN, G.; HJELM, O. & HOCHSCHORNER, E. (2010). Weighting and valuation in selected environmental systems analysis tools-Suggestions for further developments. J. Clean. Prod. 2011, 19, 145–156. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.04.016>
- ALEKSEENKO, V.A.; BECH, J. & ALEKSEENKO, A.V. (2017). Environmental impact of disposal of coal mining wastes on soils and plants in the Rostov Region, Russia. Journal of Geochemical Exploration. Article in press.
- ALEKSEENKO, V.; BECH, J. & ALEKSEENKO, A. (2017). Natural self-reclamation of soils and landscapes affected by agriculture and mining. In EGU General Assembly Conference Abstracts, 19: 2429.
- ALLER, J.A. (1986). La estructura del sector meridional de las unidades del Aramo y Cuenca Central de Asturias. Consejería de Industria y Energía. Principado de Asturias. 180 pp.
- ARAMBURU, C. Y BASTIDA, F. (1995). Geología de Asturias. Ediciones Trea, S.L. ISBN: 84-89427-30-5
- ARONSON, J. (2022). Ecosystem health, ecological restoration, and human health: Let's identify and strengthen the linkages. In Proceedings of the 13th European Conference on Ecological Restoration, Alicante, Spain, 5–9.
- ARONSON, J. & ALEXANDER, S. (2013). Ecosystem restoration is now a global priority: time to roll up our sleeves. Restoration Ecology 21: 293-296.

- ARONSON, J.C.; BLATT, C.M. & ARONSON, T.B. (2016). Restoring ecosystem health to improve human health and well-being: Physicians and restoration ecologists unite in a common cause. *Ecol. Soc.*, 21, 39. <https://doi.org/10.5751/ES-08974-210439>
- BAGSTAD, K.J.; SEMMENS, D.J.; WAAGE, S. & WINTHROP, R. (2013). A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation. *Ecosyst. Serv.*, 5, 27–39. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.07.004>
- BALLESTEROS, J. (2021). *Taming Finance, Caring for Nature* (in Spanish: *Domeñar las Finanzas, Cuidar la Naturaleza*); Tirant lo Blanch: Valencia, Spain.
- BARBA REGIDOR, P. Y COLMENERO NAVARRO, J.R. (1984). Contribución al conocimiento sedimentológico westfaliense superior de la cuenca carbonífera central. *Trabajos de geología, Universidad de Oviedo*. (14), pág. 35-43.
- BARBARA, K., GYÖRGY, B., GERARD, H. & STEPHAN, A. (2017). Updated CLC illustrated nomenclature guidelines. European Environment Agency, (3436), 1–124. Retrieved from https://land.copernicus.eu/user-corner/technical-library/corine-land-cover-nomenclature-guidelines/docs/pdf/CLC2018_Nomenclature_illustrated_guide_20170930.pdf%0Ahttp://land.copernicus.eu/user-corner/technical-library/Addendum_finaldraft_v2_August_2014.pdf
- BARÓ, F., GÓMEZ-BAGGETHUN, E. & HAASE, D. (2017). Ecosystem service bundles along the urban-rural gradient: Insights for landscape planning and management. *Ecosystem Services*, 24, 147–159. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.02.021>
- BARÓ, F., HAASE, D., GÓMEZ-BAGGETHUN, E. & FRANTZESKAKI, N. (2015). Mismatches between ecosystem services supply and demand in urban areas: A quantitative assessment in five European cities. *Ecological Indicators*, 55, 146–158. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.03.013>
- BARÓ, F., PALOMO, I., ZULIAN, G., VIZCAINO, P., HAASE, D. & GÓMEZ-BAGGETHUN, E. (2016). Mapping ecosystem service capacity, flow and demand for landscape and urban planning: A case study in the Barcelona metropolitan region. *Land Use Policy*, 57, 405–417. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.06.006>
- BEGON, M., HARPER, J.L. & TOWNSEND, C.R. (1997). *Ekologie – jedinci, populace a společenstva*. Vydavatelství Univerzity Palackého, Olomouc, 628 pp. In Czech.
- BELLVER CAPELLA, V. (2021). For a People-Centred Ecologism. *Aceprensa*. 8 December 2021. Available online: <https://www.aceprensa.com/ciencia/medio-ambiente/por-un-ecologismo-centrado-en-las-personas/>
- BOLETÍN OFICIAL DEL ESTADO (2008). Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008, sobre los residuos y por la que se

- derogan determinadas Directivas. DOUE núm. 312, de 22 de noviembre de 2008, páginas 3 a 30 (28 pág). Ref. DOUE-L-2008-82319
- BÖRJESON, L., HÖJER, M., DREBORG, K. H., EKVALL, T. & FINNVEDEN, G. (2006). Scenario types and techniques: Towards a user's guide. *Futures*, 38 (7), 723–739. <https://doi.org/10.1016/j.futures.2005.12.002>
- BOSSARD, M.; FERANEC, J. & OTAHEL, J. (2000). CORINE Land Cover Technical Guide - Addendum; European Environmental Agency: Copenhagen, Denmark. Available online: https://www.eea.europa.eu/publications/tech40add/at_download/file
- BOSSARD, M., FERANEC, J., & OTAHEL, J. (2000). CORINE landcover technical guide - Addendum 2000 – Technical report N° 40. European Environmental Agency, (40), 105. Retrieved from <http://www.eea.eu.int>
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964). *Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde*. 3. neubearb. und wesentlich vermehrte Aufl. Wien: Springer-Verlag. 631 pp.
- BURKHARD, B., KROLL, F., MÜLLER, F. & WINDHORST, W. (2009). Landscapes' capacities to provide ecosystem services - A concept for land-cover based assessments. *Landsc. Online* 15, 1–22. <https://doi.org/10.3097/LO.200915>
- BÜTTNER, G., & KOSZTRA, B. (2011). Manual of CORINE Land Cover changes. European Environment Agency, 154.
- CARLSSON, A. & OLSSON, T. (1981). Hydraulic properties of a fractured granitic rock mass at Forsmark, Sweden. In *Sveriges Geologiska Undersökning*. Ser C783. Uppsala.
- CAVARD, X., MACDONALD, S.E., BERGERON, Y. & CHEN, H.Y.H. (2011). Importance of mixed woods for biodiversity conservation: Evidence for understory plants, song birds, soil fauna, and ectomycorrhizae in northern forests. *Environ. Rev.* 19, 142–161. <https://doi.org/10.1139/A11-004>
- CAO, P.; OUYANG, X. & XU, J. (2022). How Do Ecosystem Services Affect Poverty Reduction Efficiency? A Panel Data Analysis of State Poverty Counties in China. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 19, 1886. <https://doi.org/10.3390/ijerph19031886>
- CEDEX (2011). Catálogo de residuos utilizables en construcción. Ficha técnica. Estériles de carbón.
- CIARKOWSKA, K., GARGIULO, L. & MELE, G. (2016). Natural restoration of soils on mine heaps with similar technogenic parent material: a case study of long-term soil evolution in Silesian-Krakov upland Poland. *Geoderma*, 261: 141-150.
- COMISIÓN EUROPEA (2011). Estrategia de la UE sobre la biodiversidad hasta 2020: nuestro seguro de vida y capital natural. Comunicación de la Comisión al Parlamento

- Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones, COM (2011) 244 final. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:52011DC0244&from=ES>
- COMISIÓN EUROPEA (2016). Propuesta de reglamento del Parlamento Europeo y del Consejo sobre la inclusión de las emisiones y absorciones de gases de efecto invernadero resultantes del uso de la tierra, el cambio de uso de la tierra y la silvicultura en el marco de actuación en materia de clima y energía hasta 2030, y por el que se modifica el Reglamento n.º 525/2013 del Parlamento Europeo y el Consejo, relativo a un mecanismo para el seguimiento y la notificación de las emisiones de gases de efecto invernadero y de otra información relevante para el cambio climático. COM (2016) 479 final. 2016/0230 (COD). https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:9901f171-5017-11e6-89bd-01aa75ed71a1.0020.02/DOC_1&format=PDF
- Cooke, J. A. & Johnson, M.S. (2002). Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals: A review of theory and practice. *Environmental Reviews*, 10(1): 41-71.
- COPERNICUS PROGRAMME (2014). European Earth Observation and Monitoring Programme. Regulation (E.U.) No 377/2014 of the European Parliament and of the Council of 3 April 2014 establishing the Copernicus Programme and repealing Regulation (E.U.) No 911/2010. European Union.
- COSTANZA, R. (2008). Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. *Biological Conservation*, 141, 350–352. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.12.020>
- DAMIGOS, D. (2006). An overview of environmental valuation methods for the mining industry. *J. Clean. Prod.*, 14, 234–247. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.06.005>
- DE GROOT, R., BRANDER, L., VAN DERPLOEG, S., COSTANZA, R., BERNARD, F., BRAAT, L. & VAN BEUKERING, P. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1(1), 50–61. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005>
- DE GROOT, R. S., BLIGNAUT, J., VAN DER PLOEG, S., ARONSON, J., ELMQVIST, T., & FARLEY, J. (2013). Benefits of Investing in Ecosystem Restoration. *Conservation Biology*, 27(6), 1286–1293. <https://doi.org/10.1111/cobi.12158>
- DE GROOT, R.S., WILSON, M.A. & BOUMANS, R.M.J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecol. Econ.* 2002, 41, 393–408. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7)
- DEER, D.U. & MILLER, R.P. (1966). Engineering classification and index properties for intact rock. Technical report N°. AFWL-TR-65-116. University of Illinois. Urbana. Illinois.

- DGOH (1990). Unidades hidrogeológicas de España e Islas Baleares. Síntesis de características y mapa a escala 1:1.000.000. Serv. Geol. Informaciones y Estudios 52. https://aguas.igme.es/igme/publica/sim_hidro_Murcia/tomo%20XXIII/46.pdf
- DÍAZ GONZÁLEZ, R. (2010). Mecanización integral de una explotación de carbón y mejora de las condiciones de extracción del bruto. P.F.C. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Minas de Oviedo.
- DOLEY, D., & AUDET, P. (2013). Adopting novel ecosystems as suitable rehabilitation alternatives for former mine sites. *Ecological Processes*, 2(1): 22-35.
- DONG, X.B. et al. (2014). Environmental and economic consequences of the overexploitation of natural capital and ecosystem services in Xilinguole League, China. *Energy Policy* 67: 767-780.
- EMBER TECHNOLOGIES, INC. (2022). Daily EU ETS Carbon Market Price (Euros); Sandbag Climate Campaign CIC: England/Wales, UK, 2022. Available online: <https://ember-climate.org/data/carbon-price-viewer/>
- ENADIMSA (1968). Investigación Geológica de la cuenca hullera asturiana. Informe inédito. Asturias.
- ENADIMSA (1973). Investigación Geológica y minera de los yacimientos hulleros de Asturias. Zona Caudal-Aller. Asturias.
- EUROPEAN UNION (2022). Carbon Permits. Available online: <https://tradingeconomics.com/commodity/carbon>
- EUROPEAN UNION EU Emissions Trading System Handbook; European Commission: Brussels, Belgium, (2015). Available online: https://ec.europa.eu/clima/system/files/2017-03/ets_handbook_en.pdf
- EUROPEAN UNION (2021). Revision for Phase 4 (2021–2030); European Commission: Brussels, Belgium. Available online: https://climate.ec.europa.eu/eu-action/eu-emissions-trading-system-eu-ets/revision-phase-4-2021-2030_en
- EVANS, D.M. et al. (2013). Reforestation practice for enhancement of ecosystem services on a compacted surface mine: Path toward ecosystem recovery. *Ecological Engineering* 51: 16-23.
- FANDOS, P., LÓPEZ, M.J., ORDOÑEZ, T., DÍEZ, R. Y DE SAN ANTONIO, J.A. (2002). Valle del Turón: de la Colladiella a Figaredo. Todo un parque minero. Historia minera del Valle de Turón. GRUCOMI.
- FENG, L., XUSHENG, L., DAN, Z., BEIBEI, W., JIASHENG, J. & DAN, H. (2011). Evaluating and modeling ecosystem service loss of coal mining: A case study of Mentougou district of Beijing, China. *Ecological Complexity* 8 (2011): 139-143.

- FERNÁNDEZ VALCARCE, J.A. (1996). Análisis hidrogeológico de las explotaciones subterráneas de carbón en el grupo Aller. Asturias.
- FISCHER, J.; RIECHERS, M., LOOS, J., MARTIN-LOPEZ, B. & TEMPERTON, V.M. (2021). Making the UN Decade on Ecosystem Restoration a Social-Ecological Endeavour. *Trends Ecol. Evol.* 2021, 36, 20–28. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2020.08.018>
- FISHER, B., TURNER, R.K., & MORLING, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), 643–653. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>
- FORMAN, R. T.T., & GODRON, M. (1981). Patches and Structural Components for a Landscape Ecology. *BioScience*, 31(10), 733–740.
- FRAZIER, A.E., & KEDRON, P. (2017). Landscape Metrics: Past Progress and Future Directions. *Current Landscape Ecology Reports*, 2(3), 63–72. <https://doi.org/10.1007/s40823-017-0026-0>
- GAN, X., FERNANDEZ, I., GUO, J., WILSON, M., ZHAO, Y., ZHOU, B. & WU, J. (2017). When to use what: Methods for weighting and aggregating sustainability indicators. *Ecol. Indic.* 2017, 81, 491–502. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.05.068>
- GARCÍA-LOYGORRI, A., ORTUÑO, G., CARIDE DE LIÑÁN, C., GERVILLA, M., GREBER, CH. Y FEYS, R. (1971). El Carbonífero de la Cuenca Central Asturiana. *Trabajos de Geología*, 3, Fac. Ci. Universidad de Oviedo. Pp. 101-150. Figs 1-24, láms 1-5.
- GODET, M. (1975). Smic: A new cross impact method. *Futures* 1975, 8, 336–349.
- GOLDAN, T., MORARU, R. & DANCIU, C. (2012). Landscape restoration of areas affected by coal processing activities in western Jiu Valley, Romania. 12th International Multidisciplinary Scientific Geoconf. I: 639-643.
- GONZÁLEZ MORADAS, M.R. (1991). Caracterización geotécnica de los estériles de carbón asturianos y su aprovechamiento en ingeniería civil. Tesis doctoral Universidad de Oviedo.
- GRULICH, V. & CHOBOT, K. (eds.). (2017) Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Cévnaté rostliny. Red List of Threatened Species of the Czech Republic. Vascular Plants. 178 pp.
- GUTIÉRREZ CLAVEROL Y TORRES ALONSO (1995). Geología de Oviedo. Descripción, recursos y aplicaciones. Ayuntamiento de Oviedo. Ed. Paraiso. Asturias.
- HAASE D. (2009) Effects of urbanisation on the water balance - A long-term trajectory. *Environ Impact Assess Rev* 29:211–219. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2009.01.002>

- HAASE, D. (2016). Reflections on urban landscapes, ecosystems services and nature-based solutions in cities. *Planning Theory & Practice* 17 (2): 276-280.
- HAASE, D., HAASE, A. & RINK, D. (2014). Conceptualising the nexus between urban shrinkage and ecosystem services. *Landsc. Urban Plan.* 2014, 132, 159–169. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.09.003>
- HAASE, D., HAASE, A., RINK, D., & QUANZ, J. (2019). Shrinking Cities and Ecosystem Services: Opportunities, Planning, Challenges, and Risks. In M. Schröter et al. (Ed.), *Atlas of Ecosystem Services* (pp. 271–277). Springer International Publishing AG. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-96229-0>
- HAIGH, M. (2017). Impacts of reclaimed opencast coal-land on headwater ecosystem services. In *Ecosystem services of headwater catchments*: 183-205. Springer, Cham.
- HAINES-YOUNG, R., & POTSCHIN, M.B. (2018). Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure. European Environment Agency, (January), 53. Retrieved from www.cices.eu
- HÄMÄLÄINEN, R.P.; HELENIUS, J. (2021). WIMPRE: Workbench for Interactive Preference Programming; Helsinki University of Technology: Finland, Helsinki, 1998. Available online: <https://sal.aalto.fi/en/resources/downloadables/winpre>
- HAO, G., YUN, F. & FANGFANG, L. (2016). Soil diagnosis and land suitability assessment for vegetation restoration on coal waste piles in Liupanshui, Guizhou, China. *International Journal of Mining Reclamation and Environment* 30 (3): 209-216.
- HARMSWORTH, C. & JACOBY, J. (2015). *Managing Change Initiatives: Real and Simple*; Trafford Publishing: Bloomington, IN, USA.
- HAVRLANT, M. (2003). Historie a současnost Ostravských hald báňského průmyslu. *Vlastivědné listy Slezska a severní Moravy*. 29, Sv. 1. In Czech.
- HEIN, L., VAN KOPPEN, K., DE GROOT, R.S. & VAN IERLAND, E.C. (2006). Spatial Scales, Stakeholders and the Valuation of ecosystem services. *Ecol. Econ.*, 57, 209–228. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.04.005>
- HUNOSA. DIRECCIÓN TÉCNICA Y DE APROVISIONAMIENTO. DEPARTAMENTO TÉCNICO (2008). Proyecto de actuaciones en escombreras del Pozo Figaredo para el año 2008. Restauración parcial de escombrera de Sarabia y Estudio para evaluación de posible aprovechamiento energético en Sarabia y San Vicente. Proyecto inédito.
- IMGE (2000) Kompletní dokončení ARS v ostravské části OKR. Ms., dep. in: OKD – o. z. IMGE, Ostrava. In Czech.

- INSTITUTO GEOGRÁFICO NACIONAL. Visualizador Iberpix. Versión 5.0.
- INSTITUTO GEOLÓGICO Y MINERO DE ESPAÑA (1982). Investigación hidrogeológica en la cuenca norte. Asturias.
- ISTANBULY, M.N., KRÁSA, J. & JABBARIAN AMIRI, B. (2022). How Socio-Economic Drivers Explain Landscape Soil Erosion Regulation Services in Polish Catchments. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 19, 2372. <https://doi.org/10.3390/ijerph19042372>
- JARDÓN, S. (2010). Aprovechamiento de las aguas de mina en la cuenca central asturiana como recurso energético. Aplicación al embalse minero Barredo-Figaredo. Tesis doctoral en español inédita.
- JAYACHANDRAN, S., DE LAAT, J. & LAMBIN, E.F. (2017). Cash for carbon: A randomized trial of payments for ecosystem services to reduce deforestation. *Science* 357 (6348): 267-273.
- JONES, L., VIENO, M., MORTON, D., CRYLE, P., HOLLAND, M., CARNELL, E., NEMITZ, E., HALL, J., BECK, R. & REIS, S. (2017). Developing Estimates for the Valuation of Air Pollution Removal in Ecosystem Accounts; Final Report for the Office of National Statistics, United Nations; Centre for Ecology and Hydrology: Wallingford, UK. Available online: <https://nora.nerc.ac.uk/id/eprint/524081/7/N524081RE.pdf>
- JULIVERT, M. Y MARCOS, A. (1973). Superimposed folding under flexural conditions in the Cantabrian Zone (Hercynian Cordillera, NW Spain). *Am. J. Sci.*, 273, 353-375.
- JULIVERT, M. (1983). La estructura de la Zona Cantábrica. Libro Jubilar J. M Ríos, I.G.M.E., 1,339-381.
- KANG, N., HOU, L., HUANG, J. & LIU, H. (2022). Ecosystem services valuation in China: A meta-analysis. *Sciences. Total Environmental*, 809, 151122. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151122>
- KAIN, J. H., LARONDELLE, N., HAASE, D., & KACZOROWSKA, A. (2016). Exploring local consequences of two land-use alternatives for the supply of urban ecosystem services in Stockholm year 2050. *Ecological Indicators*, 70, 615–629. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.062>
- KLÁT, J. (2010). Dokumentování důlních památek v Ostravě. Buletin SDMG. In Czech.
- KOPECKÝ, K. & HEJNÝ, S. (1992). Ruderální společenstvo bylin České republiky. Praha: Academia. 128 stran. ISBN 80-200-0175-1. In Czech.

- KOSZTRA, B., BÜTTNER, G., HAZEU, G. & ARNOLD, S. (2017). Updated CLC illustrated nomenclature guidelines. Eur. Environ. Agency 1–124. https://land.copernicus.eu/user-corner/technical-library/corine-land-cover-nomenclature-guidelines/docs/pdf/CLC2018_Nomenclature_illustrated_guide_20170930.pdf%0Ahttp://land.copernicus.eu/user-corner/technical-library/Addendum_finaldraft_v2_August_2014.pdf
- KOUTECKÝ, T. (2011). Hodnocení lesnických rekultivací a spontánní sukcese na antropogenním reliéfu v okolí Ostravy. Disertační práce. Brno, Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, 121pp. In Czech.
- KRZEMIENÍ, A., ÁLVAREZ FERNÁNDEZ, J.J., RIESGO FERNÁNDEZ, P., FIDALGO VALVERDE, G. & GARCÍA-CORTÉS, S. (2022) Valuation of ecosystem services based on EU carbon allowances—Optimal recovery of a coal mining area. J. Clean. Prod. 2022, 3rd revision. Int. J. Environ. Res. Public Health, sent for revision.
- KRZEMIENÍ, A., PRUSEK, S., BONDARUK, J., FRĄCZEK, R. & FIDALGO VALVERDE, G. (2023). Restoration of Ecosystem Services in Post-Mining Areas: A Recovery Project Approach. In Proceedings of the 26th World Mining Congress 2023, Brisbane, Australia.
- KRZEMIENÍ, A., SUÁREZ SÁNCHEZ, A. & RIESGO FERNÁNDEZ, P. (2016). Towards sustainability in underground coal mine closure contexts: A methodology proposal for environmental risk management. Journal of Cleaner Production 139 (December 2016): 1044-1056.
- KUMAR, V., CHANDRA, A. & USMANI, Z. (2017). Impact of coal mining on soil properties and their efficient eco-restoration. International Journal of Energy Technology and Policy, 13 (1-2): 158-165.
- LARONDELLE, N., FRANTZESKAKI, N. & HAASE, D. (2016). Mapping transition potential with stakeholder- and policy-driven scenarios in Rotterdam City. Ecological Indicators, 70, 630–643. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.028>
- LARONDELLE, N. & HAASE, D. (2012). Valuing post-mining landscapes using an ecosystem services approach – An example from Germany. Ecological Indicators, 18, 567–574. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.01.008>
- LARONDELLE, N., HAASE, D. & KABISCH, N. (2014). Mapping the diversity of regulating ecosystem services in European cities. Global Environmental Change, 26(1), 119–129. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.008>
- LAUSCH, A., BLASCHKE, T., HAASE, D., HERZOG, F., SYRBE, R. U., TISCHENDORF, L. & WALZ, U. (2015). Understanding and quantifying landscape structure - A review on relevant process characteristics, data models and landscape metrics. Ecological Modelling, 295, 31–41. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.08.018>

- LISKI, J., LEHTONEN, A., PALOSUO, T., PELTONIEMI, M., EGGERS, T., MUUKKONEN, P., & MÄKIPÄÄ, R. (2006). Carbon accumulation in Finland's forests 1922-2004 – An estimate obtained by combination of forest inventory data with modelling of biomass, litter and soil. *Annals of Forest Science*, 63(7), 687–697. <https://doi.org/10.1051/forest:2006049>
- LLÓPIS LLADO, N. (1954). El relieve de la región central de Asturias. *Estud. Geo-graf.* Año XV, nº 57, pág. 501–550. Madrid.
- LÓPEZ-FERNÁNDEZ C. (2003). Actividad sísmica en el NO de la Península Ibérica observada por la red sísmica local del Proyecto GASPI. *Trabajos de Geología*. Vol 24. Universidad de Oviedo.
- LÓPEZ-FERNÁNDEZ C., FERNÁNDEZ-VIEJO, G., OLONA, J. Y LLANA-FÚNEZ, S. (2018). Intraplate Seismicity in Northwest Iberia along the Trace of the Ventaniella Fault: A Case for Fault Intersection at Depth. *Research Article*. Vol 24. *Bulletin of the Seismological Society of America*. 108 (2): 604–618.
- LOTZE, F. (1945). Zur gliederung der Variszischen der Iberischen Meseta. *Geotektonische Forschungen*, 6, 78-92.
- MAES, J., TELLER, A., ERHARD, M., LIQUETE, C., BRAAT, L. C., BERRY, P. & BIDOGLIO, G. (2013). Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020. Publications office of the European Union. <https://doi.org/10.2779/12398>
- MCGARIGAL, K., TAGIL, S., & CUSHMAN, S.A. (2009). Surface metrics: An alternative to patch metrics for the quantification of landscape structure. *Landscape Ecology*, 24(3), 433–450. <https://doi.org/10.1007/s10980-009-9327-y>
- MARTIN, D.M. & MAZZOTA, M. (2018). Non-monetary valuation using Multi-Criteria Decision Analysis: Sensitivity of additive aggregation methods to scaling and compensation assumptions. *Ecosyst. Serv.* 2018, 29, 13–22. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.10.022>
- MARTOS DE LA TORRE, E.M. (2014). Caracterización hidrogeológica de la cuenca del río Turón (Asturias) en relación con la clausura de explotaciones mineras de carbón. Universidad de Oviedo.
- MASCARENHAS, A., RAMOS, T. B., HAASE, D., & SANTOS, R. (2016). Participatory selection of ecosystem services for spatial planning: Insights from the Lisbon Metropolitan Area, Portugal. *Ecosystem Services*, 18, 87–99. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.02.011>

- MAVROMMATI, G., BORSUK, M. & HOWARTH, R. (2017). A novel deliberative multicriteria evaluation approach to ecosystem service valuation. *Ecology and Society* 22 (2).
- MERRIAM-WEBSTER (2022). Health. Merriam-Webster.com Dictionary. Available online: <https://www.merriam-webster.com/dictionary/health>
- MERRIAM-WEBSTER (2022) Well-Being. Merriam-Webster.com Dictionary. Available online: <https://www.merriam-webster.com/dictionary/well-being>
- MERRIAM-WEBSTER (2022). Welfare. Merriam-Webster.com Dictionary. Available online: <https://www.merriam-webster.com/dictionary/welfare>
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC. https://doi.org/10.5822/978-1-61091-484-0_1
- MINAS DE FIGAREDO S.A. (1981). Evaluación de las posibilidades de aprovechamiento de las escombreras Proyecto inédito.
- MINISTERIO DE FOMENTO (2018). Instituto Geográfico Nacional. Memoria de actividades 2018. NIPO: 162-15-020-4. DOI: 10.7419/162.07.2019. <https://www.ign.es/web/resources/actividades/memoria/MemoriaIGN2018.pdf>
- MINISTERIO DE FOMENTO (2002). Norma de construcción sismorresistente: Parte general y edificación (NCSE-02).
- MINISTERIO DE LA PRESIDENCIA (2008). Real Decreto 266/2008, de 22 de febrero, por el que se modifica la Confederación Hidrográfica del Norte y se divide en la Confederación Hidrográfica del Miño-Sil y en la Confederación Hidrográfica del Cantábrico. «BOE» núm. 62, de 12 de marzo de 2008, páginas 14696 a 14698. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2008/02/22/266>
- MINISTERIO DE PLANIFICACIÓN DEL DESARROLLO. Decreto 3200/1974 de 30 de agosto, por el que se aprueba la “Norma Sismorresistente P.D.S-1 parte A”, así como la constitución de la Comisión Permanente de Normas Sismorresistentes.
- MINISTERIO DE TRANSPORTE, MOVILIDAD Y AGENDA URBANA (2014). Copernicus. <https://www.mitma.gob.es/instituto-geografico-nacional/observacion-del-territorio/copernicus>
- MINISTERIO DE TRANSPORTE, MOVILIDAD Y AGENDA URBANA (2018). CO-RINE Land Cover. El programa Copernicus aplicado a la producción y gestión de la información geoespacial. Ref. 2018/SI2.810140/04 https://www.ign.es/web/resources/docs/IGNCnig/actividades/OBS/Programa_Marco_Copernicus_User_Uptake/9_Corine_Land_Cover.pdf

- MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO (2020). Agencia Europea de Medio Ambiente e Información Ambiental. Copernicus. <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/agencia-europea-medio-ambiente-informacion-ambiental/copernicus/default.aspx>
- MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO (2000). Red Natura 2000. <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/red-natura-2000/>
- MOREL, J.L., CHENU, C. & LORENZ, K. (2015). Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas. *Journal of Soils and Sediments* 15 (8): 1659-1666.
- NATIONAL GEOGRAPHIC INFORMATION CENTER (2018). CORINE Land Cover 2018 (Spain) [WWW Document]. URL <https://datos.gob.es/es/catalogo/e00125901-spaignclc2018>
- NOWAK, D.J., CRANE, D.E. & STEVENS, J.C. (2006). Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban For. Urban Green.* 4, 115–123. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.01.007>
- NUNES, A.N., DE ALMEIDA, A.C. & COELHO, C.O.A. (2011). Impacts of land use and cover type on runoff and soil erosion in a marginal area of Portugal. *Appl. Geogr.* 31, 687–699. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2010.12.006>
- NUNES, A.N., DE ALMEIDA, A.C. & COELHO, C.O.A. (2011). Impacts of land use and cover type on runoff and soil erosion in a marginal area of Portugal. *Appl. Geogr.* 31, 687–699. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2010.12.006>
- PANDEYA, B., BUYTAERT, W., ZULKAFI, Z., KARPOUZOGLOU, T., MAO, F. & HANNAH, D.M. (2016). A comparative analysis of ecosystem services valuation approaches for application at the local scale and in data scarce regions. *Ecosyst. Serv.*, 22, 250–259. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.10.015>.
- PARLAMENTO EUROPEO Y CONSEJO DE LA UNIÓN EUROPEA (2015). Directiva 2006/21/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 15 de marzo de 2006 sobre la gestión de los residuos de industrias extractivas y por la que se modifica la Directiva 2004/35/CE. *Diario Oficial de la Unión Europea.* L 102/15. <https://www.boe.es/doue/2006/102/L00015-00033.pdf>
- PASCUAL, U., BALVANERA, P. & DÍAZ, S. (2017). Valuing nature’s contributions to people: the IPBES approach. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 26: 7-16.

- PELLO MUÑIZ, J.J. (1967). Estudio geológico de la prolongación del borde oriental de la cuenca minera central de Asturias (NO de España). *Trabajos de Geología*. N° 1. pág. 27-38. Universidad de Oviedo. Asturias.
- PELLO MUÑIZ, J.J. (1972). *Geología de la región central de Asturias*. Tesis doctoral (inédita). Universidad de Oviedo. Asturias.
- PELLO MUÑIZ, J.J. (1968). Nuevos datos sobre la estratigrafía y la tectónica del borde NO de la cuenca carbonífera central de Asturias. *Boletín del Instituto Geológico y Minero de España*. T. 79. Fascículo 2. pág. 115-129. Madrid.
- PENDAS, F. Y GARCÍA FUENTE, P.A. (1988). Caracterización hidrogeológica de la minería de la cuenca central asturiana. VIII Congreso Internacional de Minería y Metalurgia. Tomo VI. Oviedo. Asturias.
- PERGL, J., SÁDLO, J., PETRUSEK, A., LAŠTŮVKA, Z., MUSIL, J., PERGLOVÁ, I., ŠANDA, R., ŠEFROVÁ, H., ŠÍMA, J., VOHRALÍK, V. & PYŠEK, P. (2016) Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. *NeoBiota* 28: 1–37.
- PIKON, K., BOGACKA, M. & NADZIAKIEWICZ, J. (2014). Heap of coal waste environmental evaluation methodology. *Geoconference on Science & Technologies in Geology, Exploration and Mining III*: 291-298.
- PIEKARSKA-STACHOWIAK, A. & SZARY, M. (2014). An application of the plant functional group concept to restoration practice on coal mine spoil heaps. *Ecological Research* 29 (5): 843-853.
- PLUTINO, M., BIANCHETTO, E., DURAZZO, A., LUCARINI, M., LUCINI, L. & NEGRI, I. (2022). Rethinking the Connections between Ecosystem Services, Pollinators, Pollution, and Health: Focus on Air Pollution and Its Impacts. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 19, 2997. <https://doi.org/10.3390/ijerph19052997>
- POTSCHIN, M.B. & HAINES-YOUNG, R.H. (2011). Ecosystem Services: Exploring a Geographical Perspective. *Progress in Physical Geography*, 35(5), 571-574. <https://doi.org/10.1177/0309133311423172>
- POTSCHIN-YOUNG, M., HAINES-YOUNG, R., GÖRG, C., HEINK, U., JAX, K., & SCHLEYER, C. (2018). Understanding the role of conceptual frameworks: Reading the ecosystem service cascade. *Ecosystem Services*, 29, 428–440. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.05.015>
- PUEFFEL, C., HAASE, D., & PRIESS, J.A. (2018). Mapping ecosystem services on Brown fields in Leipzig, Germany. *Ecosystem Services*, 30, 73–85. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.01.011>

- PYŠEK, P., DANIHELKA, J., SÁDLO, J., CHRTEK, J. JUN., CHYTRÝ, M., JAROŠÍK, V., KAPLAN, Z., KRAHULEC, F., MORAVCOVÁ, L., PERGL, J., ŠTAJEROVÁ, K. & TICHÝ, L. (2012). Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. – *Preslia* 84: 155–255
- RALL, E., BIELING, C., ZYTYNSKA, S., & HAASE, D. (2017). Exploring city-wide patterns of cultural ecosystem service perceptions and use. *Ecological Indicators*, 77, 80–95. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.02.001>
- RAMÍREZ OYENGUREN, P. (1985). Control de estratos en tajos subterráneos en la minería del carbón. I.T.G.E. Madrid.
- RAMÍREZ OYENGUREN, P., LAÍN HUERTA, R. Y ROMANA RUÍZ, M. (1987). Geotecnología del avance mecanizado de galerías, túneles y pozos. I.T.G.E. Madrid.
- RAUDSEPP-HEARNE, C., PETERSON, G.D. & BENNETT, E.M. (2010). Ecosystem service bundles for analysing trade-offs in diverse landscapes. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 2010, 107, 5242–5247. <https://doi.org/10.1073/pnas.0907284107>.
- RECOVERY PROJECT (2019). Recovery of Degraded and Transformed Ecosystems in Coal Mining-Affected Areas; European Commission, Research Fund for Coal and Steel (RFCS): Brussels, Belgium. Contract No. 847205; Available online: www.recoveryproject.eu
- REY BENAYAS, J.M. ET AL. (2009). Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* 325: 1121-1124.
- RICHARDS, C.W. (1961). *Engineering materials science*. Wadsworth Publishing Company, Inc. Belmont. California.
- RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ, D., KAIN, J. H., HAASE, D., BARÓ, F., & KACZOROWSKA, A. (2015). Urban self-sufficiency through optimised ecosystem service demand. A utopian perspective from European cities. *Futures*, 70, 13–23. <https://doi.org/10.1016/j.futures.2015.03.007>
- SAARIKOSKI, H. & MUSTAJOKI, J. (2021). Valuation through deliberation - Citizens' panels on peatland ecosystem services in Finland. *Ecol. Econ.*, 183, 106955. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.106955>
- SAARIKOSKI, H., MUSTAJOKI, J., BARTON, D.N., GENELETTI, D., LANGEMEYER, J., GOMEZ-BAGGETHUN, E., MARTTUNEN, M., ANTUNES, P., KEUNE, H. & SANTOS, R. (2016). Multi-Criteria Decision Analysis and Cost-Benefit Analysis: Comparing alternative frameworks for integrated valuation of ecosystem services. *Ecosyst. Serv.*, 22, 238–249. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.10.014>

- SAATY, T.L. (1980). *The Analytic Hierarchy Process*; McGraw Hill: New York, NY, USA.
- SALO, A.A. & HÄMÄLÄINEN, R.P. (1992). Preference Assessment by Imprecise Ratio Statements (PAIRS). *Oper. Res.* 1992, 40, 1053–1061. <https://doi.org/10.1287/opre.40.6.1053>
- SALO, A.A. & HÄMÄLÄINEN, R.P. (1995). Preference programming through approximate ratio comparisons. *Eur. J. Oper. Res.* 82, 458–475. [https://doi.org/10.1016/0377-2217\(93\)E0224-L](https://doi.org/10.1016/0377-2217(93)E0224-L)
- SALVADOR, C.I. (1991). La caliza de Peña Redonda (Westfaliense A-B): Evolución tecto-sedimentaria (Cuenca Carbonífera Central Asturiana). *Geogaceta.* (9), pág. 53-56. Asturias.
- SALVADOR, C.I. (1993). La sedimentación durante el Westfaliense en una cuenca de antepaís (Cuenca Carbonífera Central de Asturias, N de España). *Trabajos de Geología* 19, Pág. 195-254. Universidad de Oviedo.
- SCHMIDT, K., WALZ, A., MARTÍN LÓPEZ, B. & SACHSE, R. (2017). Testing socio-cultural valuation methods of ecosystem services to explain land use preferences. *Ecosystem Services*, 26: 270-288.
- SCHWARZ, N., BAUER, A. & HAASE, D. (2011). Assessing climate impacts of planning policies-An estimation for the urban region of Leipzig (Germany). *Environ. Impact Assess. Rev.* 2011, 31, 97–111. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2010.02.002>.
- SENA, A. & EBI, K. (2021). When Land Is Under Pressure Health Is Under Stress. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 18, 136. <https://doi.org/10.3390/ijerph18010136>
- SERVICIO 112 ASTURIAS (2003). Plan Especial de Protección Civil ante el riesgo de inundaciones del Principado de Asturias. PLANIMPLA. <https://www.proteccioncivil.es/catalogo/naturales/jornada-normativa-inundaciones-0612/planescaaa/asturias/Plan%20de%20inundaciones%20en%20Asturias.pdf>
- SIJTSMA, F.J., VAN DER HEIDE, C.M. & VAN HINSBERG, A. (2013) Beyond monetary measurement: How to evaluate projects and policies using the ecosystem services framework. *Environ. Sci. Policy*, 32, 14–25. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2012.06.016>
- SKROBALA, V., POPOVYCH, V. & PINDER, V. (2020). Ecological patterns for vegetation cover formation in the mining waste dumps of the Lviv-Volyn coal basin. *Min. Miner. Depos.* 2020, 14, 119–127. <https://doi.org/10.33271/mining14.02.119>
- SMIC-PROB EXPERT. (2022). *Cross-Impact Probability Software*; Godet, M., Ed.; *La Prospective: City, Country*. Available online: <http://en.lapropective.fr/methods-of-prospective/downloading-the-applications.html>

- SPANGENBERG, J.H. & SETTELE, J. (2016). Value pluralism and economic valuation-Defendable if well done. *Ecosyst. Serv.*, 18, 100–109. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.02.008>
- SPANISH MINISTRY OF AGRICULTURE (2020). Beef cow prices. https://www.mapa.gob.es/es/ganaderia/estadisticas/mercados_agricolas_ganaderos.aspx
- SPANISH MINISTRY OF AGRICULTURE (2018). Production, consumption and foreign trade of wood and its products. https://www.mapa.gob.es/es/desarrollo-rural/estadisticas/forestal_produc_consumo_comerc_exterior_2018.aspx
- SPANISH NATIONAL GEOGRAPHIC INSTITUTE (2020). Thematic Geographical Information. <http://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/catalogo.do?Serie=SIOSE>
- SRINIVASAN, S. (2015). Economic valuation and option-based payments for ecosystem services. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 20 (7): 1055-1077.
- 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 (2014): 479-489.
- STROHBACH, M.W., & HAASE, D. (2012). Above ground carbon storage by urban trees in Leipzig, Germany: Analysis of patterns in a European city. *Landscape and Urban Planning*, 104(1), 95–104. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.10.001>
- ŠVEHLÁKOVÁ, H. (2019). Půdní semenné banky posttěžební krajiny Horního Slezska [online]. Ostrava, [cit. 2020-12-07]. Disertační práce. Vysoká škola báňská - Technická univerzita Ostrava. Dostupné z: <http://hdl.handle.net/10084/138579>
- TANOUCI, H., OLSSON, J., LINDSTRÖM, G., KAWAMURA, A. & AMAGUCHI, H. (2019). Improving Urban Runoff in Multi-Basin Hydrological Simulation by the HYPE Model Using EEA Urban Atlas: A Case Study in the Sege River Basin, Sweden. *Hydrology* 6, 28. <https://doi.org/10.3390/hydrology6010028>
- TEEB. (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations*. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London and Washington. Retrieved from <http://www.teebweb.org/our-publications/teeb-study-reports/ecological-and-economic-foundations/#.Ujr1xH9mOG8>
- TEREKHOV, Y.E., LITVINOV, Y.U., FENENKO, V. & DREBENSTEDT, C. (2021). Management of land reclamation quality for agricultural use in opencast mining. *Miner. Depos.*, 15, 112–118. <https://doi.org/10.33271/mining15.01.112>

- TICHANEK, F. & TICHANEK, R. (2014). Contribution to the solution of thermally active reclamation of coal waste heaps. *Geoconference on Science and Technologies in Geology, Exploration and Mining III*: 777-791.
- UNITED NATIONS. CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY; UNITED NATIONS: NEW YORK, NY, USA (1992). Available online: <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf>
- URBES PROJECT (2012) European Urban Biodiversity and Ecosystem Services; Biodiversa Network & The Swedish Research Council Formas: Gothenburg, Sweden. Available online: <https://www.biodiversa.org/121>
- UUEMAA, E., MANDER, Ü. & MARJA, R. (2013). Trends in the use of landscape spatial metrics as landscape indicators: A review. *Ecological Indicators*, 28, 100–106. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.07.018>
- VIŠŇÁK, R. (1991). Společenstva s celíkem kanadským (*Solidago canadensis* L.) v antropogenní krajině. *Preslia* 63: 291–304. In Czech.
- WALKER, L. R. (2003). Primary succession and ecosystem rehabilitation. Cambridge: Cambridge University press, 2003. ISBN 0-521-80076-5.
- WALMSLEY, A., VACHOVÁ, P. & VACH, M. (2017). Topography of Spoil Heaps and Its Role in Plant Succession and Soil Fauna Presence. *Scientia Agriculturae Bohemica*, 48 (1): 30-38.
- WALZ, U. (2011). Landscape structure, landscape metrics and biodiversity. *Living Reviews in Landscape Research*, 5(3). <https://doi.org/10.12942/lrlr-2011-3>
- WAM, H.K., BUNNEFELD, N., CLARKE, N. & HOFSTAD, O. (2016). Conflicting interests of ecosystem services: Multi-criteria modelling and indirect evaluation of trade-offs between monetary and non-monetary measures. *Ecosyst. Serv.*, 22, 280–288. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.10.003>.
- WANG, J. WANG, H. & CAO, Y. (2016). Effects of soil and topographic factors on vegetation restoration in opencast coal mine dumps located in a loess area. *Scientific Reports* 6. Paper number 22058.
- WANG, J., ZHAO, F., YANG, J. & LI, X. (2017). Mining Site Reclamation Planning Based on Land Suitability Analysis and Ecosystem Services Evaluation: A Case Study in Liaoning Province, China. *Sustainability*, 9 (6): 890-904.
- WANG, Z., LECHNER, A. M. & BAUMGARTL, T. (2017). Mapping cumulative impacts of mining on sediment retention ecosystem service in an Australian mining region. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*: 1-12.

- WATSON, R. T., NOBLE, I. R., BOLIN, B., RAVINDRANATH, N. H., VERARDO, D.J. & DOKKEN, D. J. (2000). Land use, land-use change and forestry: a special report of the Intergovernmental Panel on Climate Change 2000. Cambridge University Press pp.388. ISBN: 9780521804950
- WEGNER, G.I. (2016). Payments for ecosystem services (PES): a flexible, participatory, and integrated approach for improved conservation and equity outcomes. *Environment Development and Sustainability* 18 (3): 617-644.
- WELLMANN, T., HAASE, D., KNAPP, S., SALBACH, C., SELSAM, P., & LAUSCH, A. (2018). Urban land use intensity assessment: The potential of spatio-temporal spectraltraits with remote sensing. *Ecological Indicators*, 85 (October 2017), 190–203. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.10.029>
- XIE, G., ZHANG, C., ZHEN, L. & ZHANG, L. (2017). Dynamic changes in the value of China's ecosystem services. *Ecosyst. Serv.*, 26, 146–154. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.06.010>.
- ZÁSTĚROVÁ, P., MARSCHALKO, M. & NIEMIEC, D. (2015). Analysis of possibilities of reclamation waste dumps after coal mining. *Procedia Earth and Planetary Science* 15: 656-662.
- ZHAO, C., LIU, M. & WANG, K. Monetary valuation of the environmental benefits of green building: A case study of China. *J. Clean. Prod.* 2022, 365, 132704. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132704>
- ZHANG, X. & LU, X. (2010). Multiple criteria evaluation of ecosystem services for the Ruoergai Plateau Marshes in southwest China. *Ecol. Econ.*, 69, 1463–1470. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.05.017>
- ZHANG, D., WANG, J., WANG, Y., XU, L., ZHENG, L., ZHANG, B., BI, Y. & YANG, H. (2022). Is There a Spatial Relationship between Urban Landscape Pattern and Habitat Quality? Implication for Landscape Planning of the Yellow River Basin. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 19, 11974. <https://doi.org/10.3390/ijerph191911974>
- ZHENQI, H., YANHUA, F. & XIAO, W. (2015). Ecological restoration plan for abandoned underground coal mine site in Eastern China. *International Journal of Mining Reclamation and Environment* 29 (4): 316-330.
- ZIPPER, C. E., BURGER, J. A. & SKOUSEN, J. G. (2011). Restoring forests and associated ecosystem services on Appalachian coal surface mines. *Environmental Management*, 47(5): 751-765.
- ZHOU, W., CAI, J. & CHEN, K. (2022). Connecting Recreational Service to Visitor's Well-Being: A Case Study in Qianjiangyuan National Park. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 19, 11366. <https://doi.org/10.3390/ijerph191811366>

ANEXOS



Article

Valuation of Ecosystem Services Based on EU Carbon Allowances— Optimal Recovery for a Coal Mining Area

Alicja Krzemień, Juan José Álvarez Fernández, Pedro Riesgo Fernández, Gregorio Fidalgo Valverde
and Silverio Garcia-Cortes

Special Issue

2nd Edition of Mining and the Environment: Challenges and Opportunities

Edited by

Dr. Almudena Ordoñez, Dr. Rodrigo Álvarez and Prof. Dr. Eduardo De Miguel





Article

Valuation of Ecosystem Services Based on EU Carbon Allowances—Optimal Recovery for a Coal Mining Area

Alicja Krzemień ^{1,*}, Juan José Álvarez Fernández ² , Pedro Riesgo Fernández ² , Gregorio Fidalgo Valverde ² and Silverio Garcia-Cortes ³

¹ Department of Extraction Technologies, Rockburst and Risk Assessment, Central Mining Institute, 40166 Katowice, Poland

² School of Mining, Energy and Materials Engineering, University of Oviedo, 33004 Oviedo, Spain

³ Polytechnic School of Mieres, University of Oviedo, 33600 Mieres, Spain

* Correspondence: akrzemien@gig.eu

Abstract: This paper presents a new way of valuing ecosystem services based on the price of EU carbon dioxide emission allowances. Its main advantage is that it facilitates the monetisation of non-provisioning ecosystem services, which is the Achilles heel of current frameworks. The research approach is built on the notion that land rehabilitation and ecological restoration involve trade-offs between ecosystem services. A quantitative assessment (valuation) of these trade-offs is necessary to make sound decisions. However, using different valuation methods to estimate monetary values creates a non-comparability in the valuation process that is difficult to correct. To address this problem, in the first place, the propagation of imprecise preference statements in hierarchical weighting is proposed, avoiding the non-comparability caused by the different current approaches while reducing the effort of preference elicitation. In the second place, to achieve consistency, monetisation of all non-provisioning ecosystem services was carried on the above comparison and the monetary valuation of the attribute with the most direct and market-related valuation possible: carbon sequestration, using the EU Emissions Trading System. A former coal mining area exemplifies the valuation of ecosystem services provided by alternative ecological restoration scenarios. The aim is to estimate their contribution to human well-being, understand the incentives faced by decision makers to manage ecosystems in different ways and assess the values of alternative solutions. An exercise is then carried out to show that the price of EU carbon permits (as of December 2021) after the price escalation that coincides with phase 4 of the allocation of allowances under the EU Emissions Trading System can be estimated by prioritising biodiversity over other ecosystem services.

Keywords: ecosystem services; valuation; preference programming; EU carbon dioxide emission allowances; coal mining; RECOVERY project



Citation: Krzemień, A.; Álvarez Fernández, J.J.; Riesgo Fernández, P.; Fidalgo Valverde, G.; Garcia-Cortes, S. Valuation of Ecosystem Services Based on EU Carbon Allowances—Optimal Recovery for a Coal Mining Area. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **2023**, *20*, 381. <https://doi.org/10.3390/ijerph20010381>

Academic Editors: Almudena Ordoñez, Rodrigo Álvarez and Eduardo De Miguel

Received: 31 October 2022
Revised: 18 December 2022
Accepted: 23 December 2022
Published: 26 December 2022



Copyright: © 2022 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

Ecosystems provide an excellent framework for analysing the links between people and the environment. Ecosystems are “dynamic complexes of communities of plants, animals and micro-organisms, and the non-living environment that interact as a coherent and functional unit” [1].

In recent literature, the links between ecosystems and the economy are often described using the concept of “ecosystem services” or flows of value that human society receives due to the quantity and state of natural capital [2–4]. Ecosystem services add an essential dimension to express land rehabilitation and ecological restoration, which is very important from a societal perspective when considering the capacity of ecosystems to provide multiple ecosystem services. The concept of ecosystem services fills the gap between ecosystem science and the practical application of this knowledge in policy and decision-making, linking socio-economic systems and ecosystems through the flow of ecosystem services.

Attempts to assess the value flows of ecosystem services have been ongoing. De Groot et al. [2] presented a typology for valuing the goods and services of ecosystem functions based on their ecological, sociocultural and economic value. Following this line of work, the Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) [5] provided a basis for the monetary valuation of ecosystems and biodiversity by assessing their total economic value (TEV). TEV is “the sum of values of all flows of services generated by natural capital, both now and in the future, discounted appropriately”. Valuation methods were classified according to three approaches: market valuation, revealed preference and stated preference. Their aggregation and weighting to obtain the total value were highlighted as an essential issue due to the “weak comparability” of values. Multi-criteria decision analysis (MCDA) was pointed out as a tool that allows multiple values to be integrated after assigning each of them a relative weight. In addition, transparent deliberative processes will, in their view, facilitate the reduction of risk related to the inherent weaknesses of the MCDA [5].

However, the MCDA was developed to determine the best choice based on the scores of the different criteria and the relative weights given to those criteria. Assigning relative weights to other criteria evaluated with varying assessment methods is complicated.

Many authors have addressed the aggregation or comparison of values attributed to ecosystem services. Hein et al. [6] discussed the spatial scales at which ecosystem services are provided and the implications for the different stakeholder values attributed to ecosystem services. According to them, if all values are expressed by comparable monetary indicators (e.g., consumer or producer surplus), they can be summed. If not, they can be compared using the MCDA. Ahlroth and Finnveden [7] stated that weighting is often used to aggregate results and compare alternatives. However, so far, no set consistently uses monetary values based on actual or hypothetical market valuation of environmental degradation and depletion. Gan et al. [8] considered that measuring sustainability is a challenging task and that each weighting and aggregation method has its strengths, weaknesses, and practical situations, being essential to know “when to use what” but remaining unclear which weighting and aggregation methods are more suitable for different situations. They stated that the “one-size-fits-all” approach for weighting and aggregation is inappropriate and proposed a process for choosing the most suitable weighting and aggregation methods.

A review of the weighting and valuation in selected environmental systems analysis tools developed by Ahlroth et al. [9] showed that there is a need for generic sets of weights, as there is a lack of consistent weighting/valuation sets. In many of them, different environmental impacts are valued with other methods, making them incomparable. Moreover, the used values cover just a few effects, limiting the scope of the analysis. Along the same line, Zhao et al. [10] pointed out that environmental benefits are typically evaluated using environmental indicators with different units and implications, so comparisons among various benefits are challenging to perform.

Damigos [11] examined the valuation of environmental impacts in monetary terms employing cost-benefit analysis (CBA) and environmental liability, also known as natural resource damage assessment (NRDA), recognising that the aggregated values may seriously be affected by the assumptions made and the methods used, as well as by theoretical and practical complexities. Sijtsma et al. [12], seeking to better support decision-making on ecosystem services, argued that a careful combination of MCDA and CBA facilitates evaluations of projects involving natural ecosystem services and agriculture changes. Nevertheless, their methodology avoids monetisation, using cardinal/ratio measures.

Wam et al. [13] advocated exploring the valuation of trade-offs without direct pricing or MCDA but within a scheme of monetary exchange protocols. Saarikoski et al. [14] argued that MCDA better values ecosystem services than CBA and linked monetary valuation techniques. They concluded that there is a need for research on hybrid methodologies combining MCDA and monetary valuation. Other authors, such as Spangenberg and Settele [15], question the monetary valuation of non-market goods and propose to focus economics on measuring only real things.

Bagstad et al. [16] compared different decision support tools for valuing ecosystem services. Some of the most widespread public domain models, such as InVEST and ARIES, quantify services and their trade-offs at the landscape scale to support scenario analysis using biophysical units to which per-unit monetary values can be applied. They typically quantify ecosystem services using tables of coefficients for each land cover type derived from field experiments.

Kang et al. [17] stated that despite many ecosystem service valuation studies, calculated values presented wide variations and discrepancies. They divided valuation methods into eight categories, grouped into two types: the equivalent factor method group and the non-equivalent factor method group. Within the non-equivalent factor group or primary data-based approaches, seven categories were included [5,18]: market price method, shadow price method, avoided cost method, replacement cost method, travel cost method, contingent valuation and choice experiment methods and others.

On the other hand, the equivalent factor method refers to ecosystem services calculated based on the relative weight of a particular ecosystem service compared to the standard (equivalent factor per unit area). In the study by Xie et al. [19], the standard was the natural grain output from 1 ha of farmland. However, using a non-provisioning ecosystem service as the standard makes this approach more reasonable. Using a provisioning ecosystem service may not be feasible in certain areas, and using different services will result in various equivalent factors per unit, making the results noncomparable.

The research approach of this paper is based on the notion that land rehabilitation and ecological restoration involve trade-offs between ecosystem services. A quantitative assessment of these trade-offs is necessary to make sound decisions. By quantifying the costs of alternative land rehabilitation and ecological restoration actions and the provision of ecosystem services, it should be possible to determine which options will provide the most significant benefits.

An integrated assessment of multiple ecosystem services based on alternative but as plausible as possible scenarios will allow policy and decision makers to identify and design appropriate optimal strategies [20]. Generating different scenarios is also essential for monetary valuation, as they allow for analysing changes in service provision needed to quantify trade-offs.

This paper will assess the ecosystem services provided by different ecological restoration scenarios using a coal mining area as an example. The aim is to estimate their contribution to human well-being, understand the incentives faced by decision makers to manage ecosystems in different ways and assess the consequences of alternative solutions.

As in the case of most decision support tools for ecosystem service valuation, non-provisioning ecosystem services will be quantified using tables of coefficients for each land cover type derived from field experiments [16]. With this starting point, this paper will explore ecosystem services valuation employing preference programming through approximate ratio comparisons, a development based on the analytic hierarchy process but with substantial practical potential due to the interactivity of its decision support that only requires linear programming to compute the results [21]. This method allows ambiguous preference statements in hierarchical weighting, reducing the preference elicitation effort. Once a reference attribute is selected, the rest of the attributes will be compared relative to the reference attribute. To achieve uniformity, the monetisation of all non-provisioning ecosystem services will be developed based on the monetary valuation of carbon sequestration using the EU Emissions Trading System [22], an approach not possible to find during the literature review designed for this research. This trading system makes the regulatory ecosystem service of carbon sequestration the most direct and market-related valuation of non-provisioning services possible.

This methodology tries to avoid the non-comparability caused by the current approaches. Using different valuation methods for non-provisioning ecosystem services creates a non-comparability in the valuation process that MCDA can hardly correct.

2. Materials and Methods

This section describes the study area, its most relevant ecosystems, the alternative scenarios selected for restoration and the ecosystem services that this area will provide and on which the valuation process will be based. Finally, the valuation methodologies used in this research are described.

2.1. Study Area Description

The study area in which this research was carried out was the Figaredo Mine in Asturias (Spain), a closed underground coal mine owned by Hulleras del Norte S.A. (HUNOSA), which is currently undergoing a partial restoration process. Following the closure of the mine, the restoration activities have started a partial refurbishment of the waste heaps area, divided into four sectors.

HUNOSA restored sector one in 2009. Sector two is in the process of being restored (Figure 1). Sector four is being re-mined to recover coal (Figure 2), and sector three is being used to store waste from new coal mining in sector four.



Figure 1. Sector two of the waste heaps area of the Figaredo mine is being restored.



Figure 2. Sector four of the waste heaps area of the Figaredo mine is being re-exploited for coal recovery.

The company is also focusing on a new waste heap, as sector three is not large enough to store all the waste produced by the re-exploitation of sector four. The remaining waste heaps cover an area of 67 hectares and are 45 m high. No restoration or rehabilitation has yet been initiated, which provides an excellent opportunity to propose interesting or alternative remediation operations.

The surrounding boundaries of the Figaredo mine area used in the study were defined based on existing spatial connectivity and cohesion. Establishing an ecosystem service context is essential to set appropriate boundaries for the area where the planned activities would lead to changes in land use, property values and ecosystem service potential. For this reason, both the existence of administrative boundaries and the representativeness of the different land covers on the broader area, and the ecosystem services provided by each of them, were taken into account. Finally, given the characteristics of the study area, the boundaries were based on including the whole mine and waste heap area, the whole mountain area up to the top and the valley, including the different villages, the river and several industrial areas. In this way, the selected area could represent the vast territory in which it is embedded.

The area selected for the Figaredo mine case study is shown in Figure 3, obtained from Google Earth Pro, coordinates $43^{\circ}12'38.06''$ N, $5^{\circ}46'00.13''$ W and mean elevation of 330 m and with an area of 238 ha.



Figure 3. Boundaries of the study area.

2.2. Mapping of Relevant Ecosystems

Once the study area was selected, the CLC classes were used to delineate, categorise and map the different ecosystem types in the study area, but a higher resolution was used for field mapping. Figure 4 presents the GIS aspect of CLC classes at Figaredo Mine developed with QGIS 3.8 Zanzibar for the RECOVERY Project [23]. The polygon information available in the GIS is: area (ha), perimeter (km), Level 2 and Level 3 CLC classes and the total area of this specific Level 3 CLC class throughout the case study.

2.3. Selection of Restoration Scenarios

For the selection of the alternative scenarios, the characteristics of the Figaredo area have been taken into account, as well as the proposals obtained through a stakeholder consultation within the RECOVERY Project [23]: (1) production of wood as raw material; (2) meat production; (3) broad-leaved forest, similar to those already present in the landscape of the region; (4) land use for renewable energy; (5) self-colonisation and (6) land use for physical recreation.

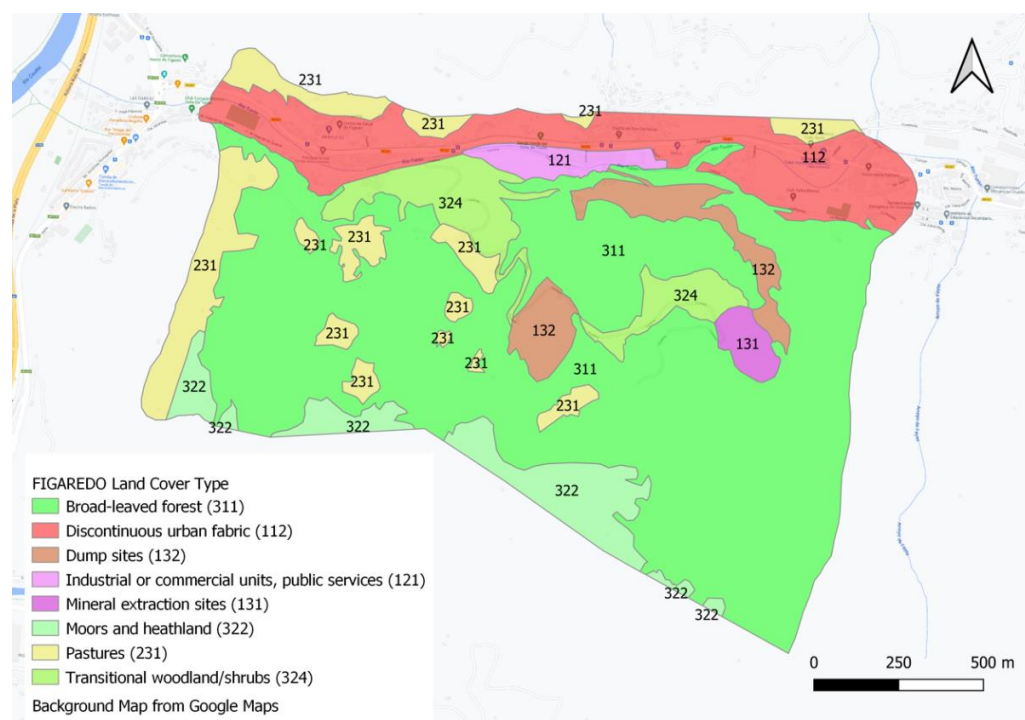


Figure 4. Presentation of the GIS of the CLC classes at Figaredo Mine.

Three of these scenarios were discarded for different reasons. The land use for renewable energy was not feasible due to the slopes of the waste heaps in the area and the northern orientation. Self-recolonisation was also not advisable, because unrestored areas at the Figaredo mine did not achieve spontaneous revegetation after eleven years without appropriate land soil management (Figure 5). On the other hand, self-generated woody species cannot be compared in terms of productivity and profitability with, for example, pine plantations for timber production, which are widely used in Asturias. Finally, land use for physical recreation was ruled out, as there are numerous recreational facilities related to coal mining in the former coal mining area of Asturias.

Following the re-exploitation of the waste heaps, the first step is to develop slope stability to achieve a suitable final slope configuration. Secondly, hydroseeding must be carried out in each mined area. Both slope stability works and hydroseeding are sunk costs, as in all cases, they have to be incurred and cannot be recovered, and they should not be considered in the cost-benefit assessment.

Based on several trials, an optimal plantation from a forestry perspective was designed with a density of 250 trees/ha in the case of a broad-leaved forest. The species used to reconstruct an Asturian broad-leaved forest stand out for their low mortality. They adapt to all types of terrain, and their soil requirements are much lower than those of other species: *Fraxinus excelsior* (36%), *Betula alba* (36%), *Acer pseudoplatanus* (20%) and *Ilex aquifolium* (8%). In the case of pines, an optimal plantation was designed with a density of 300 trees/ha.

The planting holes have to be sanitised, and topsoil must be added. Then, during the first months after planting, maintenance and watering must be carried out, followed by annual maintenance for at least five years, which includes the following tasks: weeding around each plant for a perimeter of about one metre, hand weeding around the tree, weeding, breaking up large clumps, fertilising with slow-release fertiliser, giving each tree a minimum of 150 g of fertiliser and checking the condition of the stakes. Trees should be planted with a tutor and protective netting. In addition, it is advisable to rinse once a week in the warmer season, with a water supply of about 35 litres per watering plant. The estimated costs calculated by HUNOSA are presented in Table 1.



Figure 5. The unrestored area near sector one was mined before 2009.

Table 1. Tree plantation and maintenance costs.

Item	EUR/m ²	EUR/ha
Tree plantation (250 trees/ha)	0.170	1700
Clearing and cleaning/year	0.045	450
Slow-release fertiliser/year	0.020	200
Watering/year	0.013	130

2.4. Selection of Ecosystem Services

An ecosystem services assessment was developed following the baseline mapping of relevant ecosystems. The Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 [24] was used to achieve a higher degree of standardisation. CICES aims to classify final ecosystem services. These services are final because they are the products of ecosystems (whether natural, semi-natural or highly modified) that directly affect people's well-being. A key characteristic of final services is that they connect to the underlying functions, processes and structures of the ecosystems that generate them.

Thus, for each relevant land cover, the three main categories of sections (provisioning services, regulating and maintenance services and cultural services), biotic and abiotic, were considered and divided into main types of outputs or processes. Depending on the biological, physical or cultural type or process, these main types were divided into group levels and class categories coded in CICES. Class types within class categories will link ecosystem services to identifiable services, suggesting ways to measure the associated ecosystem services output.

Larondelle and Haase [25] selected eight ecosystem services, indicators and methods for the Mibrag mining sites to value post-mining landscapes using an ecosystem services approach. The ecosystem services were food production, fibre production, freshwater supply, climate regulation, flood regulation, primary production, recreation and biodiversity. Kain et al. [26], in their article on the local consequences of land use alternatives in Stockholm, selected eight ecosystem services based on consultations with ecosystem researchers active in the URBES Project [27]: food supply, energy supply, urban cooling,

air quality regulation, carbon sequestration, stormwater retention, physical recreation and mental recreation.

Baró et al. [4] advanced a framework for identifying, mapping and assessing bundles of ecosystem services from a supply and demand approach to inform landscape planning and management and applied it to a metropolitan region. They covered five ecosystem services: food provision, global climate regulation, air purification, erosion control and outdoor recreation. According to Raudsepp-Hearne et al. [3], ecosystem service bundles are “sets of services that occur together repeatedly”. To identify these bundles of ecosystem services, assessments such as the one developed by Burkhard et al. [28], which show the capacity of different land cover types to provide ecosystem services and goods, can be constructive.

Considering this background and the specific features of the study area and the region in which it is located (Asturias, Spain), nine ecosystem services were selected for the Figaredo mining area following the CICES V5.1 classes.

Food and fibre production were considered for provisioning services, and abiotic freshwater supply was not considered. In Asturias, groundwater aquifers are not usually necessary for water supply, both drinking and industrial, as there are many rivers, and water is abundant everywhere.

As for regulating services, climate regulation has been considered in the Figaredo mining area in two ways: through temperature and humidity. According to Schwarz et al. [29], both are complementary indicators to estimate local climate regulation. However, for Laarondelle and Haase [25], the indicator for this service was above-ground carbon storage but as a surrogate for climate regulation at a global scale, not on a local one. In the CICES V5.1 framework, it is referred to as carbon sequestration, as in Kain et al. [26]. It is widely used in all ecosystem service assessments addressing the regulation of the concentration of gases in the atmosphere. Air quality regulation was considered in the Figaredo mine area under air purification, and flood regulation and stormwater retention were considered in water flow regulation. Following Baró et al. [4], erosion control was another ecosystem service considered.

As for cultural services, the biophysical characteristics or qualities of species or ecosystems were considered a good proxy for assessing biodiversity in general and also related to physical and mental recreation.

Finally, net primary production, which represents the net carbon assimilated through photosynthesis by plants and is used to express the net accumulation of carbon by ecosystems, as used by Laarondelle and Haase [25], has not been taken into account, because it has no equivalent in CICES V5.1.

A detailed description of the selected ecosystem services is presented below.

2.4.1. Provisioning Services: Fibre Production

Fibre production through pine plantations to produce wood as raw material is always one of the ecosystem service alternatives traditionally considered in Asturias. The relevant CICES V5.1 code is 1.1.1.2, and the class is “Fibres and other materials from cultivated plants, fungi, algae and bacteria for direct use or processing (excluding genetic material)”. The ecosystem services indicator could be Forest productivity and the quantification method, $m^3/ha/year$. A similar one was used by Baró et al. [4] in a study on ecosystem service bundles along the urban-rural gradient, although related to crop production.

2.4.2. Provisioning Services: Food Production

Food supply through cows reared for feed at the Figaredo mine can only occur on pastures. However, horses are raised for feed nowadays, although this is not as common as cows' cases. The corresponding CICES V5.1 code is 1.1.3.1, and the class “Animals reared for nutritional purposes”. The ecosystem services indicator could be livestock production and the quantification method livestock units/ha/year, as used by Baró et al. [4].

2.4.3. Regulating Services: Climate Regulation (Temperature)

The air temperature was declared as the most apparent/suitable indicator when Schwarz et al. [29] assessed the climate impact of different planning policies in the urban area of Leipzig in Germany, as trees and green regions moderate the climate. The corresponding CICES V5.1 code is 2.2.6.2, and the class “Regulation of temperature and humidity, including ventilation and transpiration”. As air temperature is not easy to estimate spatially, thermal emissions from the Earth’s surface, which indicate the amount of energy emitted by bodies, could be used to measure temperature regulation. In this case, the ecosystem service indicator could be land surface thermal emissions from the Landsat 7 ETM+ satellite (band 6) and the quantification method, the emission index, as used by Schwarz et al. [29].

2.4.4. Regulating Services: Climate Regulation (Humidity)

Humidity (evapotranspiration) was selected by Schwarz et al. [29] as a second indicator for estimating local climate regulation, as forests and green areas influence precipitation and water availability both locally and regionally. Evapotranspiration is the sum of the evaporation of water from the land surface and transpiration from vegetation. As temperature and humidity are not correlated, splitting the two services would facilitate the analysis. In this case, the ecosystem service indicator could be the evapotranspiration potential, as Schwarz et al. [29] used.

2.4.5. Regulating Services: Water Flow Regulation

Water flow regulation is another regulating service, as Asturias is a region with high rainfall. The corresponding CICES V5.1 code is 2.2.1.3 and the class “Hydrological cycle and water flow regulation”. The ecosystem services indicator could be the volume of water retained by vegetation per ha, and the quantification method is the statistical runoff estimated by Nunes et al. [30].

2.4.6. Regulating Services: Erosion Control

Erosion control is also a regulating service to be considered, although its importance in the Asturias region is not very significant. Due to the Asturian climate, with abundant rainfall spread throughout the year and mild temperatures in both winter and summer, vegetation grows very quickly and almost everywhere. The corresponding CICES V5.1 code is 2.2.1.1 and the class “Control of erosion rates”. The ecosystem services indicator could be the soil loss, and the quantification method the soil erosion in g/m^2 during a monitored period as estimated by Nunes et al. [30].

2.4.7. Regulating Services: Air Purification

Plants provide air purification or removal of air pollution. They have large surface areas for particle deposition and adsorption of gases by the leaf or chemical reactions on the leaf surface. These processes are often referred to as “dry deposition”. The amount of pollution removed by plants depends on their leaves’ size and surface area but can vary depending on climate, time of year and other atmospheric pollutants. The CICES V5.1 code is 2.2.6.1. The class is “Regulation of chemical composition of atmosphere and oceans”. The ecosystem service indicator could be pollutant capture, and the quantification method could be the dry deposition of pollutants, as used by Jones et al. [31].

2.4.8. Regulating Services: Carbon Sequestration

Carbon sequestration was the last regulating service considered. In the case of pastures and coniferous forests, since they are considered provisioning services, this is incompatible with accounting for carbon sequestration as a regulating service. The CICES V5.1 code will be again 2.2.6.1 and the class “Regulation of chemical composition of atmosphere and oceans”. The ecosystem services indicator shall be above-ground carbon storage/ha. The above-ground carbon storage quantification method will be linked to land use in $t C/ha$,

as estimated by Strohbach and Haase [32] in a study on above-ground carbon storage in Leipzig (Germany).

2.4.9. Cultural Services: Qualities of Species or Ecosystems (Biodiversity)

The qualities of species or ecosystems (biodiversity) or biophysical features (landscapes) representing typical Asturian forests (Broad-leaved forests) in the Figaredo Mine area was the last ecosystem service to be analysed. The CICES V5.1 code is 3.2.2.1 and the class “Characteristics or features of living systems that have an existence value”. An example of service should be “areas designated as wilderness”, the ecosystem services indicator could be the type of living systems or environmental settings. The quantification method could be the number of endemic or quasi-endemic species observations. This particular ecosystem service represents an excellent proxy for quantifying biodiversity. Code 3.2.2.2 has the same ecosystem service class and the same indicator. The only difference is that, while the simple descriptor of this code was “things in nature that we want future generations to enjoy or use”, the first code was “the things in nature that we think should be conserved”. In our view, the two are complementary and indissoluble, at least in this case. Although there are different metrics to assess biodiversity considering aspects such as species richness, evenness and identity, for the specific biotope of Figaredo Mine, a study on the nexus between urban shrinkage and ecosystem services by Haase et al. [33] could be used as a reference to simplify the process.

2.5. Valuation Methodology

While provisioning ecosystem services will be valued according to market prices, non-provisioning ecosystem services will be quantified before their monetisation, using tables of coefficients for each land cover type derived from field experiments, following Bagstad et al. [16].

The valuation of the provisioning ecosystem services and the costs incurred for any ecosystem services analysed will be done by calculating their net present value (NPV) over a sufficiently long period. A horizon of 70 years or more will be used to consider the residual value equal to zero.

It is then necessary to define the discount rate used in the calculations. Considering such a long horizon and the fact that the average reference rate of the Spanish mortgage market in 2020 is around 2% and the average inflation rate is about 1%, the nominal rate depending on the risk and duration of the investment will be 2%, which is equivalent to a real/constant rate of 1%. Calculations will be made in 2020 real/constant euros, assuming that meat and timber prices will maintain a constant value in 2020 real/constant euros in the coming years. Although by the end of 2021, inflation has increased considerably as a consequence of the effects of the COVID-19 pandemic, it is logical to assume that interest rates should increase by a similar amount, so it would not be wrong to adopt the same 1% as in 2020 as the real rate in the Spanish mortgage market.

On the other hand, in this case, local scaling will be the method selected to transform non-provisioning ecosystem service values into a standard metric, an index between one and ten. Local scaling sets upper and lower bounds using locally measured performance values instead of global scales that may cause irrelevance of differences between local measures. Thus, all criteria performance values will have the same influence on the final scores of the alternatives if they are weighted equally [34], which will not be the case.

To monetise non-provisioning ecosystem services, well-known techniques based on the propagation of imprecise preference statements in hierarchical weighting [35] were used, employing the free software WINPRE—Workbench for INteractive PREference Programming [36].

Local pairwise comparisons with upper and lower limits for criteria and alternatives are made concerning one reference attribute only by introducing imprecise preference statements into value trees. In addition to exact statements, the decision maker can enter interval judgments that indicate ranges for the relative importance of the attributes.

Interval judgments for criteria concerning one reference attribute and range-valued information about the outcomes or values of the alternatives are finally processed with linear programming into value intervals and dominance relations.

Hierarchical weighting allows preference statements to be ambiguous, thus reducing the preference elicitation effort. Once a reference attribute—in this case, biodiversity—has been selected, the remaining attributes are compared relative to the reference, taking into account the specific environment and the local scale used.

To achieve consistency, monetisation of all non-provisioning ecosystem services will build on the above comparison and the monetary valuation of the attribute with the most direct and market-related valuation possible: carbon sequestration, which was valued using the EU Emissions Trading System [22], the world's first primary carbon market.

3. Results

This section will first quantify the ecosystem services provided by the Figaredo mining area. Next, a valuation of these ecosystem services will be made.

3.1. Ecosystem Services Quantification

3.1.1. Provisioning Services: Fibre Production

It has not been possible to find a data source to quantify the ecosystem service as the development of pines depends on the specific climate. However, in Asturias pine plantations have, on average, four trees per 10 m², equivalent to 300 trees/ha. After 30–40 years, each pine will produce 2 tonnes of wood with an actual price of EUR 17/tonne.

The source of uncertainty in this valuation will mainly derive from the development of market prices for pine timber as a function of demand/supply and elasticity.

3.1.2. Provisioning Services: Food Production

Again, finding a data source to quantify the ecosystem service was impossible. However, in Asturias 1 ha for feeding cows for meat production can generate around EUR 900 every two years, with EUR 300/year of additional feed costs such as dry grass and feed. The cost of buying a cow ready for insemination is about EUR 1000, plus an insemination cost of EUR 60. The cow will be productive for 14 years.

The source of uncertainty in this valuation will derive from the changing market for beef prices as a function of demand/supply and its elasticity.

3.1.3. Regulating Services: Climate Regulation (Temperature)

The quantification method was the emission index [29] but with the broad-leaved forest as the reference, because its emission value is the lowest. Values were normalised in an index between 1 (highest emission) and 10 (lowest emission), similar to the equation used by Larondelle and Haase [25]:

$$Index[i] = (max_{norm} + min_{norm}) - \left[(i - min) \times \frac{max_{norm} - min_{norm}}{max - min} + min_{norm} \right] \quad (1)$$

The thermal emissivity of the land cover and the respective normalised emission index adapted from Schwarz et al. [29] are presented in Table 2.

Sources of uncertainty in this assessment are the differences in values under different climatic conditions, as these values were obtained for the urban region of Leipzig.

3.1.4. Regulating Services: Climate Regulation (Humidity)

Although there is a linear relationship between evapotranspiration and latent heat of vaporisation (the higher the evapotranspiration, the lower the energy available as sensible heat), this correlation disappears when analysing the total thermal emissivity.

Table 2. Thermal emissivity, evapotranspiration potential and runoff for the different CLC classes.

CLC Classes	Thermal Emissivity		Evapotranspiration Potential		Runoff	
	Emission	Index	f	Index	% Rainfall	Index
Discontinuous urban fabric (112)	139.4	3.5	0.9	2.8	65.0	1.0
Industry or commercial units (121)	141.5	1.0	0.8	1	65.0	1.0
Mineral extraction sites (131)	137.0	6.4	1.0	4.6	12.3	8.3
Dump sites (132)	139.0	4.0	1.0	4.6	12.3	8.3
Pastures (231)	135.4	8.3	1.1	6.4	0.6	9.9
Broad-leaved forest (311)	134.0	10.0	1.1	6.4	0.1	10.0
Coniferous forest (312)	137.4	5.9	1.3	10	6.2	9.2
Moors and heathland (322)	137.0	6.4	1.1	6.4	12.3	8.3
Transitional woodland/shrub (324)	136.0	7.6	1.1	6.4	0.2	10.0

The quantification method will approximate the evapotranspiration potential of the different land cover classes. Schwarz et al. [29] used equations based on empirical estimates and considered soil types and climatic conditions. The evapotranspiration potential $f[i]$ was calculated according to:

$$f[i] = (\max \text{ evapotranspiration } [i] \div ET_0) \quad (2)$$

where ET_0 is the reference evapotranspiration potential of the 12 cm tall grass.

Values were again normalised between 1 (lowest evapotranspiration potential) and 10 (highest evapotranspiration potential). It was unnecessary to reverse the ranking to reflect the lowest evapotranspiration as the highest index, so the following equation was used:

$$Index[i] = \left[(i - min) \times \frac{max_{norm} - min_{norm}}{max - min} + min_{norm} \right] \quad (3)$$

The evapotranspiration potential, adapted from Schwarz et al. [29], and the respective normalised emission index are presented in Table 2. Again, sources of uncertainty in this assessment are differences in soil types and values under different climatic conditions, as these values were obtained for the urban region of Leipzig.

3.1.5. Regulating Services: Water Flow Regulation

Some approximations had to be considered, as not all CLC classes of Figaredo mines were presented in Nunes et al. [30]. The values of the rainiest year between the two years analysed (2006) were selected, and the mineral extraction sites and dump sites were assimilated to afforested land. The value chosen for coniferous forests was the mean between broad-leaved forest, and moors and heathland.

According to Tanouchi et al. [37], the range of the impervious surface ratio of the discontinuous urban fabric is between 50% and 80%, so a mean runoff value of 65% of the total rainfall was assigned to both the discontinuous urban fabric and industry or commercial units. The quantification results are presented in Table 2, and a water flow regulation index is calculated according to Equation (1).

The assessment's sources of uncertainty will be the different values in different climatic environments/conditions and assumptions based only on one year's rainfall.

3.1.6. Regulating Services: Erosion Control

Using the same assumptions as with water flow regulation and values from the same year (2006) [30], Table 3 presents soil erosion in g/m^2 and an erosion control index calculated according to Equation (1). In the case of the discontinuous urban fabric and industry or commercial units, as the non-impervious surface, according to Tanouchi et al. [37], was 35%, this percentage was used to calculate their soil erosion based on that of mineral extraction sites and dump sites.

Table 3. Soil erosion, dry deposition of pollutants and above-ground carbon storage for the different CLC classes.

CLC Classes	Soil Erosion		Dry Deposition of Pollutants		Above-Ground Carbon Storage	
	g/m ²	Index	k/year	Index	t C/ha	Index
Discontinuous urban fabric (112)	193.0	6.9	2.02	1.0	20.0	3.6
Industry or commercial units (121)	193.0	6.9	2.02	1.0	8.52	2.1
Mineral extraction sites (131)	551.3	1.0	2.02	1.0	≈0	1.0
Dump sites (132)	551.3	1.0	2.02	1.0	≈0	1.0
Pastures (231)	2.4	10.0	149.4	6.2	≈0	1.0
Broad-leaved forest (311)	1.4	10.0	258.9	10.0	68.31	10.0
Coniferous forest (312)	15.6	9.6	258.9	10.0	≈0	1.0
Moors and heathland (322)	29.8	9.1	120.2	5.1	4.0	1.5
Transitional woodland/shrub (324)	1.2	10.0	189.6	7.6	10.12	2.3

The assessment's sources of uncertainty will be the different values in different climatic environments/conditions and assumptions based only on one year's rainfall.

3.1.7. Regulating Services: Air Purification

For reference, the pollutant capture from Jones et al. [31] was used as dry deposition of the following pollutants: sulphur dioxide (SO₂), coarse particulate matter (PM₁₀), fine particulate matter (PM_{2.5}), ammonia (NH₃), nitrogen dioxide (NO₂) and ozone (O₃). Other interesting studies consider CO, but the variations should not be significant as the pollutants will be considered together.

Table 3 presents the dry deposition of pollutants by land cover classes adapted from Jones et al. [31] and a pollutant dry deposition index calculated according to Equation (3).

Again, sources of uncertainty in the assessment will be the different values in different climatic and geographical environments/conditions.

3.1.8. Regulating Services: Carbon Sequestration

Table 3 presents the above-ground carbon storage per land cover to be considered, adapted from Strohbach and Haase [32], and a carbon storage index calculated, according to Equation (3).

In this case, an indirect monetary valuation of the ecosystem service is possible using the EU Emissions Trading System [22]. Sources of uncertainty in the assessment are the values at different locations, as these values were obtained for Leipzig.

3.1.9. Cultural Services: Qualities of Species or Ecosystems (Biodiversity)

Table 4 presents the impact on the biodiversity of the different land cover cases in the Figaredo Mine area, adapted from Haase et al. [33] and the biodiversity index calculated with Equation (3). According to Cavard et al. [38], different tree species, as in a typical broad-leaved forest in Figaredo Mine (mixed forest), are associated with a more prominent diversity provision than in a case of a single-stand forest of conifer plantations. In addition, as conifer plantations will be used for fibre production, their impact on biodiversity was considered at the same level as pastures. On the other hand, moors and heathland and transitional woodland/shrub have been impacted midway between pastures and broad-leaved forests.

Finally, Table 5 summarises the ecosystem service indicators considered important/relevant in the Figaredo Mine area and their quantification methods.

3.2. Ecosystem Services Valuation

To determine the revenues of the three scenarios considered feasible: pine plantations for the production of wood as raw material (Fibre), feeding of cows for beef production (Food) and reconstruction of a broad-leaved forest similar to those already present in the

landscape of the region (Landscape), firstly, and according to the costs and payments previously analysed, the NPV of the provisioning ecosystem services will be calculated.

Table 4. Biodiversity impact and respective normalised impact index.

CLC Classes	Impact	Index
Discontinuous urban fabric (112)	0	1
Industry or commercial units (121)	0	1
Mineral extraction sites (131)	1	4
Dump sites (132)	1	4
Pastures (231)	2	7
Broad-leaved forest (311)	3	10
Coniferous forest (312)	2	7
Moors and heathland (322)	2.5	8.5
Transitional woodland/shrub (324)	2.5	8.5

Table 5. Summary of ecosystem service indicators and quantification methods used in the Figaredo Mine case study.

Ecosystem Service	Indicator	Quantification Method
Fibre production	Forest productivity	m ³ /ha/year
Food production	Livestock production	units/ha/year
Climate regulation (Temperature)	Land surface thermal emissions	Thermal emissivity
Climate regulation (Humidity)	Evapotranspiration	Evapotranspiration potential
Water flow regulation	Runoff	Runoff in % of total rainfall
Erosion control	Soil loss	Soil erosion in g/m ² during a monitored period
Air purification	Pollutant capture	Dry deposition of pollutants in t/year
Carbon sequestration	Carbon storage	Above-ground carbon storage in t/ha
Qualities of species or ecosystems (Biodiversity)	Impact of shrinkage-related cover patterns	Degree of suitability

Equation (4) presents the NPV per ha of a pine plantation. The cost of tree planting (300 trees/ha) was estimated at EUR 2040/ha, and the costs of clearing and cleaning, slow-release fertiliser and watering at EUR 780/ha/year, which should take place over the first five years. After 35 years, each pine tree was considered to produce 2 tonnes of timber, which, at a real price of 17 EUR/tonne, represents EUR 10,200/ha. A period of 70 years was used to calculate the NPV in order to allow at least two complete periods of pine trees production. The residual value in year 70 is assumed to be zero. This scenario will be called Fibre.

$$NPV_{Fibre} = -2040 - \frac{780}{(1 + 0.01)} - \dots - \frac{780}{(1 + 0.01)^5} + \frac{10.200}{(1 + 0.01)^{35}} - \frac{2040}{(1 + 0.01)^{36}} - \dots + \frac{10,200}{(1 + 0.01)^{70}} = EUR 2386 \quad (4)$$

Equation (5) presents the NPV per ha of feeding cows for beef production. The cost of buying a cow ready for insemination is about EUR 1000, plus an insemination cost of EUR 60. The cow will be productive for 14 years. The cow will generate in meat (a calf) around EUR 900 every two years, with EUR 300/year of feed costs such as dry grass and feed. The residual value in year 70 is also assumed to be zero. This scenario will be called Food.

$$NPV_{Food} = -1060 - \frac{300}{(1 + 0.01)} - \frac{(900 - 300)}{(1 + 0.01)^2} + \dots - \frac{(600 - 1060)}{(1 + 0.01)^{14}} + \dots - \frac{600}{(1 + 0.01)^{70}} = EUR\ 3323 \quad (5)$$

Finally, Equation (6) presents the NPV per ha, or the actual cost per ha, of planting a broad-leaved forest with a density of 250 trees/ha. As in the case of the Fibre scenario, clearing and cleaning, slow-release fertiliser and watering should take place over the first five years and at the same price of EUR 780/ha/year (Table 1). This scenario will be called Landscape.

$$NPV_{Landscape} = -1700 - \frac{780}{(1 + 0.01)} - \frac{780}{(1 + 0.01)^2} - \dots - \frac{780}{(1 + 0.01)^5} = -EUR\ 5486 \quad (6)$$

Techniques based on the propagation of imprecise preference statements in hierarchical weighting [21] using the WINPRE program [36] were used to estimate the ecosystem services provision of each proposed scenario.

It was then first necessary to select a reference attribute/ecosystem service. Biodiversity was chosen as the reference attribute, because, of all the attributes, it was the one that allowed comparisons to be made with the others in the most obvious way, which facilitated the development of the process. The rest of the attributes were then compared with the reference attribute using upper and lower limits to allow the existence of imprecise preference statements. Rank orderings should not change with a different anchor, as they are bi-univocal among the various ecosystem services. What may change is only the difficulty of establishing these rank orderings. That is why biodiversity was the anchor selected, as it is the most intuitive among them. Figure 6 presents the results of the comparison carried out using the Delphi method, developed by experts from Hulleras del Norte, S.A. (Spain), the School of Mining, Energy and Materials Engineering of Oviedo (Spain), and the Central Institute of Mining in Katowice (Poland).

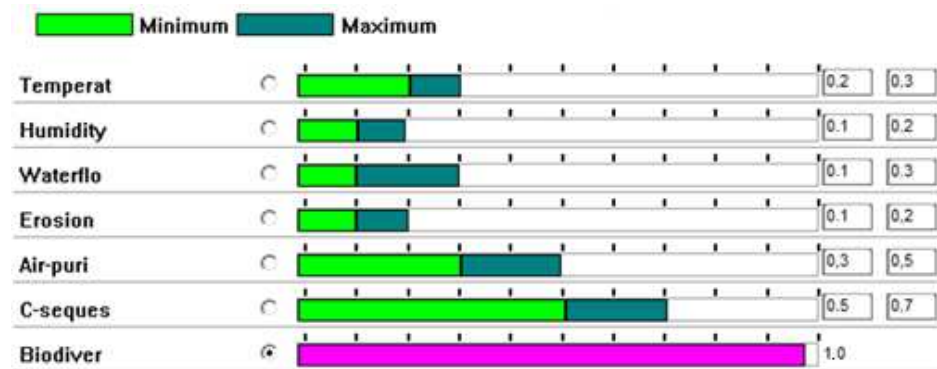


Figure 6. Comparison of attributes (ecosystem services) to the reference attribute (biodiversity).

While biodiversity was rated as the benchmark with 100% importance, in the case of humidity and erosion, their importance was rated between 10 and 20% of biodiversity. The Asturias region is humid, and erosion is not a problem except for steep slopes. Carbon sequestration was considered between 50 and 70% of biodiversity importance, and so on. No attribute was given more than 100% importance, although this may be the case in other comparisons.

The second step consisted of giving values to the different scenarios/alternatives for each attribute considered. Figure 7 presents the value ranges for the temperature attribute derived from Table 2. These values are derived from the normalised indexes calculated during the ecosystem service quantification. As the computed indices cannot be considered entirely accurate due to the different sources of uncertainty and to reflect these uncertainties in the calculations, when an index is scored with decimals, the selected value range is between the lower and upper integer values of that figure, e.g., the Fibre index was 5.9 (coniferous forest), and the range of values selected is 5–6; the Food index was 8.3 (pastures), and the range of values chosen is 8–9. When an index has an integer value, the range of

values selected is between that value and one point less, e.g., the Landscape index is 10 (broad-leaved forest), and the range of values chosen is 9–10.

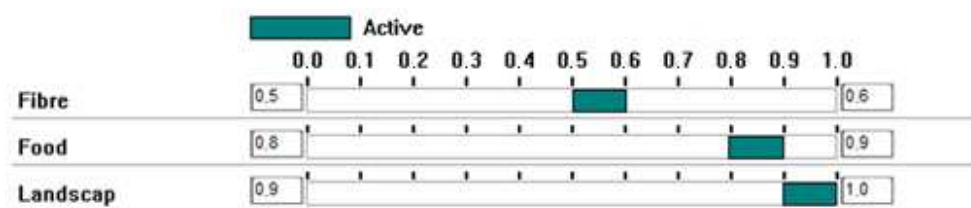


Figure 7. The ranges of values for attribute temperature.

Following the calculations developed with WINPRE, Table 6 presents the value intervals for the three scenarios considered.

Table 6. Value intervals for the three scenarios considered.

Scenarios	Lower Bound	Mean	Upper Bound
Landscape	0.87	0.93	0.99
Fibre	0.49	0.60	0.71
Food	0.47	0.57	0.67

The ecosystem service for which valuation is most feasible must first be selected to monetise the ecosystem services. In this case, the indirect monetary valuation of carbon sequestration through the EU Emissions Trading System (2015) is the most feasible.

According to the EU Emissions Trading System [22], during 2019 and 2020, the period in which this research was developed, the average value of EU Allowances, which allows for the emission of 1 tonne of carbon dioxide equivalent, was about EUR 25/t [39]. As 3.67 t CO₂ contain 1 t C, the average value of sequestration of 1 t C can be estimated at EUR 91.75/t. Therefore, an above-ground carbon storage rate of 10.0, equivalent to 68.31 t C/ha (Table 3), should be valued at EUR 6267/ha. This value will be the reference value for 100% weighted ecosystem services. An assumption is made that all non-provisioning ecosystem services weighted at 100% are worth the same, given that the specific values for each ecosystem service will come from the relative comparison between them.

Table 7 shows the current valuation of ecosystem services, with biodiversity being the only attribute valued at 100% and used as the reference attribute. Thus, it was given a value of EUR 6267. Finally, the value of the highest possible contribution of ecosystem services in the Figaredo mine area is EUR 17,216/ha.

Table 7. The value of the highest possible contribution of ecosystem services per ha.

Attribute/Ecosystem Service	Comparative Average Weight *	Value per ha
Temperature	25%	EUR 1567
Waterflow	20%	EUR 1235
Erosion	15%	EUR 940
Air purification	40%	EUR 2507
Carbon sequestration	60%	EUR 3760
Humidity	15%	EUR 940
Biodiversity	100%	EUR 6267
Total		EUR 17,216

* Comparison of other attributes (ecosystem services) concerning the reference attribute (biodiversity), as presented in Figure 6.

No discount should be applied to the ecosystem service values in Table 7, as they do not represent real cash flows but timeless values. An example will explain this assertion: the reconstruction of a broadleaved forest, the ecosystem service of climate regulation

(temperature), the indicator of land surface thermal emissions and the quantification method of thermal emissivity.

Once the broadleaved forest is planted, and during its growth to maturity, the thermal emissivity will decrease until it reaches a value considered stable. From this point on, the thermal emissivity can be assumed constant and will remain so for as long as the forest survives. Considering that the forest will be maintained over time, the length of its growth period can be regarded as negligible concerning its total duration. Therefore, assuming that the average thermal emissivity is equivalent to its maturity can be considered acceptable.

A somewhat similar explanation would be given in the case of the ecosystem service of carbon sequestration, the indicator of carbon storage and the quantification method of above-ground carbon storage in t/ha. Although the level of carbon storage would increase during the growth of the broadleaved forest, the overall effect on the environment is the ultimate sequestration of a certain amount of carbon. Regardless of whether this total sequestration occurs now or progressively over twenty years, and given that the sequestration will remain the same for many years to come, the overall effect on the environment is the sequestration of this total amount of carbon.

Therefore, if the intention is to value non-provisioning ecosystem services using the current price of EU emission allowances, the most straightforward and practical assumption is to consider their overall impact on the environment at the time of valuation, without applying any financial discount, given their permanence over time.

Finally, Table 8 presents the total values of the different scenarios per ha. To obtain these values, first, the ecosystem service values were calculated by multiplying the value of the highest possible contribution of ecosystem services in the Figaredo Mine area that are obtained in Table 7 (EUR 17,216/ha) by the mean of each interval shown in Table 6. Second, the NPVs obtained in Equations (4)–(6) are added to the ecosystem services values, giving the total value of the different scenarios per ha.

Table 8. The total values of the different scenarios per ha.

Scenarios	Highest Ecosystem Service Contribution	Interval Means	Ecosystem Services Values	NPVs	Total Values
Landscape	EUR 17,216	0.93	EUR 16,011	EUR -5486	EUR 10,525
Fibre	EUR 17,216	0.60	EUR 10,330	EUR 2386	EUR 12,716
Food	EUR 17,216	0.57	EUR 9813	EUR 3323	EUR 13,136

As the difference between the fibre and food production scenarios is negligible (only 3.3%), both can bring similar value to society in the case of Figaredo Mine. Therefore, the selection between them should be based on the ease of undertaking, measured in the lower investment needed to realise the scenario. Food production should then be selected for the specific case of Figaredo Mine.

4. Discussion

An exercise was carried out to estimate what the price of EU allowances would have to be for the Landscape scenario to be chosen. The Landscape scenario is the one that prioritises biodiversity, as shown in Figure 8, where the ranges of values for this attribute are presented. This is tantamount to allowing nature (biodiversity) to set the price of EU allowances in the Figaredo Mine environment.

For this purpose, and so that there can be no doubt about the preponderance between the different scenarios, it will be assumed that the value of the Landscape scenario should be at least 25% above the highest value of the other two scenarios, using the same percentage that Harmsworth and Jacoby [40] proposed as the minimum improvement when considering the benefits from change initiatives related with the success of new products. To achieve this goal, the total value of the Landscape scenario should be EUR 38,754/ha, as presented in Table 9.

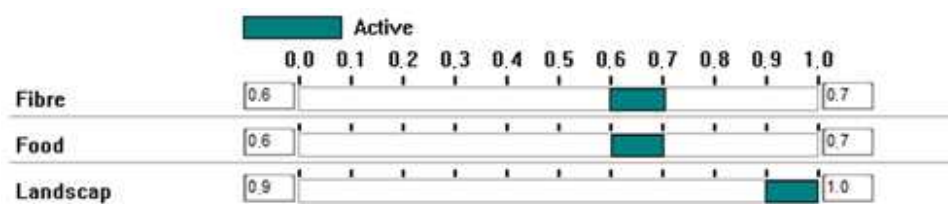


Figure 8. The ranges of values for attribute biodiversity.

Table 9. The updated total value of the different scenarios per ha.

Scenarios	Highest Ecosystem Service Contribution	Interval Means	Ecosystem Services Values	NPVs	Total Values
Landscape	EUR 47,570	0.93	EUR 44,240	EUR −5486	EUR 38,754
Fibre	EUR 47,570	0.60	EUR 28,542	EUR 2386	EUR 30,928
Food	EUR 47,570	0.57	EUR 27,115	EUR 3323	EUR 30,438

By dividing the value of ecosystem services in the Landscape scenario by 0.93, it is possible to obtain the updated total value of the highest potential contribution of ecosystem services in the Figaredo Mine area: EUR 47,570/ha. To achieve this result, it is necessary to value 68.31 t C/ha (equivalent to an above-ground carbon storage rate of 10.0) at EUR 17,298. This would mean that the average sequestration value of 1 t C should be estimated at EUR 253.23, divided by the 3.67 t CO₂ contained in 1 t C, resulting in 1 tonne of carbon dioxide emission equivalent valued at about EUR 69 instead of EUR 25.

This value of EUR 69 is very similar to the price of EU carbon permits on 17 December 2021, EUR 73.5 [41], after the price escalation that coincides with phase 4 of the allocation of allowances under the EU Emissions Trading System [22].

5. Conclusions

This paper presents a new methodology for valuing ecosystem services based on the price of EU carbon dioxide emission allowances. Its main advantage is that it facilitates the monetisation of non-provisioning ecosystem services, which is the Achilles heel of current frameworks. The main conclusions achieved during the research are presented hereafter.

First, although attempts to assess the value of ecosystem services have been ongoing, their aggregation and weighting to obtain the total value is still highlighted as an essential issue due to the “weak comparability” of values. Assigning relative weights to different criteria evaluated with varying assessment methods is complicated, and calculated values present wide variations and discrepancies.

Second, the methodology presented in this paper can avoid the weak comparability of non-provisioning ecosystem services values by (1) quantifying them before their monetisation using tables of coefficients for each land cover type derived from field experiments, (2) selecting a reference ecosystem service and comparing the rest of them to this reference and (3) monetising them based on the valuation of carbon sequestration using the EU Emissions Trading System. This trading system makes the regulatory ecosystem service of carbon sequestration the most direct and market-related valuation possible of all non-provisioning services.

Third, the reference ecosystem service that allows comparisons to be made with the others in the most obvious or intuitive way is biodiversity, facilitating the development of the valuation process.

Fourth, no discount should be applied to the non-provisioning ecosystem services, as they do not represent real cash flows but timeless values. Meanwhile, provisioning ecosystem services should be valued by calculating their net present value according to market prices. Doing it this way, the results obtained for the different proposed scenarios were very reasonable and in line with what was expected for the study region. Moreover, they had the same orders of magnitude. Therefore, they were comparable, giving confidence that the whole process was going in the right direction

Finally, it was possible to estimate the price of EU allowances after the price escalation that coincides with phase 4 of allowances allocation by prioritising the Landscape scenario. It is tantamount to allowing nature (biodiversity) to set the price of EU allowances in the study area to become the scenario to be chosen.

Phase 4 of allowances allocation makes it necessary to adjust or rethink the valuation process developed. The simplest possibility that could be considered would be to reconsider the importance of biodiversity as a reference attribute compared to other attributes. However, this alternative should be carefully analysed, constituting a fascinating field for future research.

Author Contributions: Conceptualisation, A.K., J.J.Á.F. and P.R.F.; methodology, A.K. and P.R.F.; software, S.G.-C.; validation, A.K.; formal analysis, A.K. and J.J.Á.F.; investigation, J.J.Á.F.; resources, J.J.Á.F. and G.F.V.; data curation, G.F.V.; writing—original draft preparation, G.F.V., S.G.-C. and J.J.Á.F.; writing—review and editing, P.R.F.; visualisation, S.G.-C.; supervision, P.R.F.; project administration, G.F.V. and S.G.-C. and funding acquisition, A.K. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: The work presented in this paper was performed as part of the RECOVERY project (Recovery of degraded and transformed ecosystems in coal mining-affected areas) funded by the RESEARCH FUND FOR COAL AND STEEL (RFCS), EUROPEAN COMMISSION, under Contract number 847205, and by the POLISH MINISTRY OF SCIENCE AND HIGHER EDUCATION, under contract number 5036/FBWiS/2019/2.

Institutional Review Board Statement: Not applicable.

Informed Consent Statement: Not applicable.

Data Availability Statement: The data supporting the reported results can be found at <https://recoveryproject.uniovi.es> (accessed on 22 May 2021).

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

1. United Nations. *Convention on Biological Diversity*; United Nations: New York, NY, USA, 1992. Available online: <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf> (accessed on 22 May 2021).
2. De Groot, R.S.; Wilson, M.A.; Boumans, R.M.J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecol. Econ.* **2002**, *41*, 393–408. [[CrossRef](#)]
3. Raudsepp-Hearne, C.; Peterson, G.D.; Bennett, E.M. Ecosystem service bundles for analysing trade-offs in diverse landscapes. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **2010**, *107*, 5242–5247. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
4. Baró, F.; Gómez-Baggethun, E.; Haase, D. Ecosystem service bundles along the urban-rural gradient: Insights for landscape planning and management. *Ecosyst. Serv.* **2017**, *24*, 147–159. [[CrossRef](#)]
5. The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations*; Pushpam Kumar. Earthscan: London, UK; Washington, DC, USA, 2010. Available online: <https://www.teebweb.org/wp-content/uploads/Study%20and%20Reports/Reports/Ecological%20and%20Economic%20Foundations/TEEB%20Ecological%20and%20Economic%20Foundations%20report/TEEB%20Foundations.pdf> (accessed on 27 August 2022).
6. Hein, L.; van Koppen, K.; de Groot, R.S.; van Ierland, E.C. Spatial Scales, Stakeholders and the Valuation of ecosystem services. *Ecol. Econ.* **2006**, *57*, 209–228. [[CrossRef](#)]
7. Ahlroth, S.; Finnveden, G. Ecovalue08—A new valuation set for environmental systems analysis tools. *J. Clean. Prod.* **2011**, *19*, 1994–2003. [[CrossRef](#)]
8. Gan, X.; Fernandez, I.; Guo, J.; Wilson, M.; Zhao, Y.; Zhou, B.; Wu, J. When to use what: Methods for weighting and aggregating sustainability indicators. *Ecol. Indic.* **2017**, *81*, 491–502. [[CrossRef](#)]
9. Ahlroth, S.; Nilsson, M.; Finnveden, G.; Hjelm, O.; Hochschorner, E. Weighting and valuation in selected environmental systems analysis tools—Suggestions for further developments. *J. Clean. Prod.* **2011**, *19*, 145–156. [[CrossRef](#)]
10. Zhao, C.; Liu, M.; Wang, K. Monetary valuation of the environmental benefits of green building: A case study of China. *J. Clean. Prod.* **2022**, *365*, 132704. [[CrossRef](#)]
11. Damigos, D. An overview of environmental valuation methods for the mining industry. *J. Clean. Prod.* **2006**, *14*, 234–247. [[CrossRef](#)]
12. Sijtsma, F.J.; van der Heide, C.M.; van Hinsberg, A. Beyond monetary measurement: How to evaluate projects and policies using the ecosystem services framework. *Environ. Sci. Policy.* **2013**, *32*, 14–25. [[CrossRef](#)]

13. Wam, H.K.; Bunnefeld, N.; Clarke, N.; Hofstad, O. Conflicting interests of ecosystem services: Multi-criteria modelling and indirect evaluation of trade-offs between monetary and non-monetary measures. *Ecosyst. Serv.* **2016**, *22*, 280–288. [[CrossRef](#)]
14. Saarikoski, H.; Mustajoki, J.; Barton, D.N.; Geneletti, D.; Langemeyer, J.; Gomez-Baggethun, E.; Marttunen, M.; Antunes, P.; Keune, H.; Santos, R. Multi-Criteria Decision Analysis and Cost-Benefit Analysis: Comparing alternative frameworks for integrated valuation of ecosystem services. *Ecosyst. Serv.* **2016**, *22*, 238–249. [[CrossRef](#)]
15. Spangenberg, J.H.; Settele, J. Value pluralism and economic valuation—Defendable if well done. *Ecosyst. Serv.* **2016**, *18*, 100–109. [[CrossRef](#)]
16. Bagstad, K.J.; Semmens, D.J.; Waage, S.; Winthrop, R. A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation. *Ecosyst. Serv.* **2013**, *5*, 27–39. [[CrossRef](#)]
17. Kang, N.; Hou, L.; Huang, J.; Liu, H. Ecosystem services valuation in China: A meta-analysis. *Sci. Total Environ.* **2022**, *809*, 151122. [[CrossRef](#)]
18. Zhang, X.; Lu, X. Multiple criteria evaluation of ecosystem services for the Ruergai Plateau Marshes in southwest China. *Ecol. Econ.* **2010**, *69*, 1463–1470. [[CrossRef](#)]
19. Xie, G.; Zhang, C.; Zhen, L.; Zhang, L. Dynamic changes in the value of China’s ecosystem services. *Ecosyst. Serv.* **2017**, *26*, 146–154. [[CrossRef](#)]
20. Larondelle, N.; Frantzeskaki, N.; Haase, D. Mapping transition potential with stakeholder- and policy-driven scenarios in Rotterdam City. *Ecol. Indic.* **2016**, *70*, 630–643. [[CrossRef](#)]
21. Salo, A.A.; Hämäläinen, R.P. Preference programming through approximate ratio comparisons. *Eur. J. Oper. Res.* **1995**, *82*, 458–475. [[CrossRef](#)]
22. European Union. *EU Emissions Trading System Handbook*; European Commission: Brussels, Belgium, 2015. Available online: https://ec.europa.eu/clima/system/files/2017-03/ets_handbook_en.pdf (accessed on 27 August 2022).
23. RECOVERY Project. *Recovery of Degraded and Transformed Ecosystems in Coal Mining-Affected Areas*; Contract No. 847205, 2019; European Commission, Research Fund for Coal and Steel (RFCs): Brussels, Belgium, 2019. Available online: www.recoveryproject.eu (accessed on 23 September 2022).
24. Haines-Young, R.; Potschin, M.B. *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure*; European Environment Agency: Copenhagen, Denmark, 2018. Available online: www.cices.eu (accessed on 2 September 2022).
25. Larondelle, N.; Haase, D. Valuing post-mining landscapes using an ecosystem services approach—An example from Germany. *Ecol. Indic.* **2012**, *18*, 567–574. [[CrossRef](#)]
26. Kain, J.H.; Larondelle, N.; Haase, D.; Kaczorowska, A. Exploring local consequences of two land-use alternatives for the supply of urban ecosystem services in Stockholm year 2050. *Ecol. Indic.* **2016**, *70*, 615–629. [[CrossRef](#)]
27. URBES Project. *European Urban Biodiversity and Ecosystem Services*; Biodiversa Network & The Swedish Research Council Formas: Gothenburg, Sweden, 2012. Available online: <https://www.biodiversa.org/121> (accessed on 28 October 2022).
28. Burkhard, B.; Kroll, F.; Müller, F.; Windhorst, W. Landscapes’ capacities to provide ecosystem services—A concept for land-cover based assessments. *Landsc. Online* **2009**, *15*, 1–22. [[CrossRef](#)]
29. Schwarz, N.; Bauer, A.; Haase, D. Assessing climate impacts of planning policies—An estimation for the urban region of Leipzig (Germany). *Environ. Impact Assess. Rev.* **2011**, *31*, 97–111. [[CrossRef](#)]
30. Nunes, A.N.; de Almeida, A.C.; Coelho, C.O.A. Impacts of land use and cover type on runoff and soil erosion in a marginal area of Portugal. *Appl. Geogr.* **2011**, *31*, 687–699. [[CrossRef](#)]
31. Jones, L.; Vieno, M.; Morton, D.; Cryle, P.; Holland, M.; Carnell, E.; Nemitz, E.; Hall, J.; Beck, R.; Reis, S.; et al. *Developing Estimates for the Valuation of Air Pollution Removal in Ecosystem Accounts*; Final Report for the Office of National Statistics, United Nations; Centre for Ecology and Hydrology: Wallingford, UK, 2017. Available online: <https://nora.nerc.ac.uk/id/eprint/524081/7/N524081RE.pdf> (accessed on 28 October 2022).
32. Strohbach, M.W.; Haase, D. Above-ground carbon storage by urban trees in Leipzig, Germany: Analysis of patterns in a European city. *Landsc. Urban Plan.* **2012**, *104*, 95–104. [[CrossRef](#)]
33. Haase, D.; Haase, A.; Rink, D. Conceptualising the nexus between urban shrinkage and ecosystem services. *Landsc. Urban Plan.* **2014**, *132*, 159–169. [[CrossRef](#)]
34. Martin, D.M.; Mazzota, M. Non-monetary valuation using Multi-Criteria Decision Analysis: Sensitivity of additive aggregation methods to scaling and compensation assumptions. *Ecosyst. Serv.* **2018**, *29*, 13–22. [[CrossRef](#)]
35. Salo, A.A.; Hämäläinen, R.P. Preference Assessment by Imprecise Ratio Statements (PAIRS). *Oper. Res.* **1992**, *40*, 1053–1061. [[CrossRef](#)]
36. Hämäläinen, R.P.; Helenius, J. *WIMPRES: Workbench for Interactive Preference Programming*; Helsinki University of Technology: Finland, Helsinki, 1998. Available online: <https://sal.aalto.fi/en/resources/downloadables/winpre> (accessed on 18 December 2021).
37. Tanouchi, H.; Olsson, J.; Lindström, G.; Kawamura, A.; Amaguchi, H. Improving Urban Runoff in Multi-Basin Hydrological Simulation by the HYPE Model Using EEA Urban Atlas: A Case Study in the Sege River Basin, Sweden. *Hydrology* **2019**, *6*, 28. [[CrossRef](#)]
38. Cavard, X.; Macdonald, S.E.; Bergeron, Y.; Chen, H.Y.H. Importance of mixedwoods for biodiversity conservation: Evidence for understory plants, songbirds, soil fauna, and ectomycorrhizae in northern forests. *Environ. Rev.* **2011**, *19*, 142–161. [[CrossRef](#)]

39. Ember Technologies, Inc. *Daily EU ETS Carbon Market Price (Euros)*; Sandbag Climate Campaign CIC: England/Wales, UK, 2022. Available online: <https://ember-climate.org/data/carbon-price-viewer> (accessed on 27 September 2022).
40. Harmsworth, C.; Jacoby, J. *Managing Change Initiatives: Real and Simple*; Trafford Publishing: Bloomington, IN, USA, 2015.
41. EU Carbon Permits. Available online: <https://tradingeconomics.com/commodity/carbon> (accessed on 15 October 2022).

Disclaimer/Publisher's Note: The statements, opinions and data contained in all publications are solely those of the individual author(s) and contributor(s) and not of MDPI and/or the editor(s). MDPI and/or the editor(s) disclaim responsibility for any injury to people or property resulting from any ideas, methods, instructions or products referred to in the content.



Article

Restoring Coal Mining-Affected Areas: The Missing Ecosystem Services

Alicja Krzemień, Juan José Álvarez Fernández, Pedro Riesgo Fernández, Gregorio Fidalgo Valverde and Silverio Garcia-Cortes

Special Issue

2nd Edition of Mining and the Environment: Challenges and Opportunities

Edited by

Dr. Almudena Ordoñez, Dr. Rodrigo Álvarez and Prof. Dr. Eduardo De Miguel





Article

Restoring Coal Mining-Affected Areas: The Missing Ecosystem Services

Alicja Krzemień ^{1,*}, Juan José Álvarez Fernández ² , Pedro Riesgo Fernández ² , Gregorio Fidalgo Valverde ² and Silverio Garcia-Cortes ³

¹ Department of Extraction Technologies, Rockburst and Risk Assessment, Central Mining Institute, 40166 Katowice, Poland

² School of Mining, Energy and Materials Engineering, University of Oviedo, 33004 Oviedo, Spain

³ Polytechnic School of Mieres, University of Oviedo, 33600 Mieres, Spain

* Correspondence: akrzemien@gig.eu

Abstract: Multi-criteria decision analysis and cost-benefit analysis, either individually or in combination, have been used as the preferred tools to develop ecosystem services valuation, presenting significant discrepancies and variations between the calculated values. To counteract this problem, a new framework was developed based on a hierarchical weighting of the non-provisioning ecosystem services, using biodiversity as the reference ecosystem service since it is the easiest to apprehend. Their monetisation was made using the average price of EU carbon dioxide emission allowances during 2019 and 2020, obtaining reasonable and comparable results in line with what was expected for the study region. However, the revised EU Emissions Trading System Directive, which will apply from 2021–2030, generated a price escalation of carbon allowances, making it necessary to adjust or rethink the proposed framework. To achieve this goal, the paper proposes the introduction of new vectors or “missing ecosystem services” to counterbalance efforts to eliminate carbon dioxide emissions without necessarily removing humans from the equation: welfare and human health. As the linkages regarding ecosystem health, ecological restoration and human health are not well known, only welfare was incorporated into the framework. The results were highly satisfactory, in line with what was expected for the study region and the ones obtained before the price escalation of carbon allowances that started in 2021.

Keywords: coal mining; restoration; RECOVERY project; ecosystem services; valuation; people-centered ecologism; carbon allowances



Citation: Krzemień, A.; ÁlvarezFernández, J.J.; Riesgo Fernández, P.; Fidalgo Valverde, G.; Garcia-Cortes, S. Restoring Coal Mining-Affected Areas: The Missing Ecosystem Services. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **2022**, *19*, 14200. <https://doi.org/10.3390/ijerph192114200>

Academic Editor: Paul B. Tchounwou

Received: 1 October 2022

Accepted: 27 October 2022

Published: 30 October 2022

Publisher's Note: MDPI stays neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.



Copyright: © 2022 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

The paper “Valuation of ecosystem services based on EU carbon allowances—optimal recovery of a coal mining area” [1] proposed a new framework for evaluating ecosystem services, a concept that is often used to describe links between nature and the economy [2–6]. Up to now, multi-criteria decision analysis (MCDA) has been used as the preferred tool to integrate multiple values by assigning them a relative weight [7–10]. However, MCDA does not solve the problem caused by aggregating values obtained with different assessment methods [11–13]. Other tools, such as cost-benefit analysis (CBA), suffer from the same problem, either used individually [14] or in combination with MCDA [15]. Thus, despite all the studies and research, the values calculated for the different ecosystem services present significant discrepancies and variations between them [16,17].

The new framework initially follows the approaches by Spangenberg and Settele [18], who proposed valuing only real things, and Xie et al. [19], who calculated the value of ecosystem services based on the relative weight of each ecosystem service compared to a standard. It was based on a hierarchical weighting [20] of the non-provisioning ecosystem services of the study area, using biodiversity as the reference attribute/ecosystem service

since it is the easiest to apprehend of all the ecosystem services. Instead of adding the values calculated using different methodologies, an initial weighting of the ecosystem services present in the study area is made, which will be later used to assign economic values.

To achieve this goal, first, it was necessary to define the scenarios that were considered feasible to undertake the ecosystem restoration of the study area and to determine all the ecosystem services that were going to be involved in the analysis. The purpose was to establish which ecosystem services are foreseen to be provided within the study area and to allow a quantification of the trade-offs among the provision of alternative ecosystem services [21–23]. Three scenarios were selected: (1) fibre, representing pine plantations to produce wood; (2) food, representing cows feeding for beef production; and (3) landscape, representing a broad-leaved forest similar to the existing ones in the area.

Once the scenarios were established, provisioning and non-provisioning ecosystem services considered representative of the different land covers were identified and quantified. The Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 [24] was the primary reference for selecting the various ecosystem services involved in the evaluation process. Ecosystem services were then given values according to their respective weight compared to the carbon sequestration ecosystem service, which is straightforward as there is a European market of carbon allowances.

The results for the different proposed scenarios were very reasonable and in line with what was expected for the study region. Moreover, they had the same orders of magnitude. Therefore, they were comparable, giving confidence that the whole process was going in the right direction.

However, on July 2021, the EU adopted different legislative proposals addressing a climate neutrality goal by 2050 [25]. The revised EU Emissions Trading System Directive, which will apply from 2021–2030, generated a price escalation of the allowances for carbon emissions, making it necessary to adjust or rethink the proposed framework.

The most straightforward alternative would be to reconsider the hierarchical weighting previously developed, giving more significance (weight) to biodiversity compared to the rest of the ecosystem services. However, this alternative can be considered artificial and arbitrary, so exploring it does not seem advisable.

Bellver Capella [26], in his article entitled “For a people-centred ecologism”, analyses the book written by the philosopher and jurist Ballesteros [27], proposing “an ecological and social personalism that not only cares for nature in general but also for human nature in particular, respecting the natural differences between human beings and fighting against the inequalities produced by political domination, economic exploitation or ludic violence”.

To properly orient our relations with nature, “the inherent differences between human beings should be recognised while combating inequalities between them; in short, replacing the culture of discarding with the imperative of caring” and also stressing “the importance of the small and the local in the face of the logic of globalisation and scalability”. Ultimately, this involves cultivating a people-centred ecologism focused on caring for nature in general and human nature in particular, and recognising human differences to correctly orient our relation with nature.

Several authors have been working in this direction. Fischer et al. [28] argued that human lives must be reintegrated into the rest of the environment and that social-ecological restoration can help with this goal. Aronson et al. [29] previously explored the growing evidence of ecosystem dysfunction’s impact on human health, introducing a new dimension of ecological restoration and helping restore social capital, with positive effects on local communities and public health.

Following a similar trend from very different perspectives, Zhang et al. [30] analysed quantitatively the spatial relationship between landscape patterns and habitat quality. Zhou et al. [31] explored the relationship between recreational services and tourists’ well-being, while Plutino et al. [32] provided a framework for ecosystem services, regulating services, pollination and human health. Istanbuly et al. [33] addressed the relationship between socioeconomic variables and soil erosion in Polish catchments, while Cao et al. [34]

evaluated the interaction between poverty reduction and ecosystem services in poverty counties, something essential to promote rural revitalisation strategy and the construction of an ecological civilisation. Finally, Sena and Ebi [35] highlighted the pressures and impacts of desertification, land degradation and drought on human health.

The present paper will propose using new vectors or ecosystem services, referred to as “the missing ecosystem services”, to counterbalance efforts to eliminate carbon dioxide emissions without necessarily removing humans from the equation. To determine the validity of this assumption, the article will compare the results with what is expected according to the socio-economic situation of the study area and with the ones obtained before the price escalation of carbon allowances that started in 2021.

2. Materials and Methods

2.1. The RECOVERY Project

This paper presents the results of the RECOVERY project [36], titled “Recovery of degraded and transformed ecosystems in coal mining-affected areas”, which is funded by the Research Fund for Coal and Steel (RFCS), European Commission, under Contract number 847205, and also, by the Polish Ministry of Science and Higher Education, under Contract number 5036/FBWiS/2019/2.

The RECOVERY project focuses on land rehabilitation and ecological restoration of coal mining-affected areas, aiming to accelerate the recovery of degraded and transformed ecosystems into good ecosystems, evaluating the consequences of alternative courses of action by considering their capacity to provide multiple ecosystem services. Its approach is premised on the notion that a quantitative assessment of the trade-offs among the ecosystem services provided by alternative scenarios is necessary for sound decision-making.

The project used six case studies for mapping, quantifying and evaluating the ecosystem services provision under different scenarios to first appraise other coal mining-affected areas, their ecosystems and ecosystem services. Two underground coal mines (Poland and Spain), an underground coal mine dumps complex with a thermally active mine dump (Czech Republic) and three opencast lignite mines (two in the Czech Republic and one in Germany), all of them in different stages of restoration.

The waste heaps of the underground coal mine of Figaredo, in Asturias, Spain, were the area selected for this paper. However, the new methodology was implemented in all the regions, with no limitations detected among the different case studies.

2.2. The Study Area

The Figaredo mine is a closed underground coal mine that became part of Hulleras del Norte S.A. S.M.E. (HUNOSA) in 1998. HUNOSA is a state-owned coal mining company based in Asturias, in the north of Spain. It owns one active underground coal mine, one washery, a power plant equipped with CO₂ capture and many closed undergrounds and open pit facilities across Asturias.

Figaredo was one of the first mines in the Turón valley, dating back to 1867. Famous for having some of the best Spanish coking coal, the first coke batteries were built on this site in 1890. In the early 1930s, pits were made to mine coal, although projects were delayed because of the Spanish Civil War.

HUNOSA is undertaking the partial restoration of the Figaredo waste heaps nowadays. While sectors one and two have already been restored, sectors three and four are being re-mined and used to store waste. These terrains are an excellent opportunity to propose land rehabilitation and ecosystem restoration alternatives, covering an area of 67 hectares.

Figure 1 shows the Figaredo mine area comprising the following areas: on the top left, sector four, which is being re-mined to recover coal; on the bottom left and in the centre of the figure, sector two, which was already restored; on the top centre, sector three, which is being used to as a storage place for the newly generated waste; on the right and below the road, sector one, which underwent the self-restoration from the year 2009.



Figure 1. Figaredo mine and waste heaps.

It is critical to establish an ecosystem services context to determine the adequate but flexible boundaries of the area where the impact of the planned activities may produce changes. These changes can be found in the forms of land use, the monetary value of properties and the potential of ecosystem services. Considering the existing spatial connectivity in the surrounding area and the cohesion, an area of 238 ha was chosen. Then, the land cover of the site was mapped according to the CORINE Land cover [37,38] nomenclature, used as the reference.

2.3. Ecosystem Services Assessment

The next step was identifying land rehabilitation and ecosystem restoration scenarios that could be proposed in the Figaredo mining area. The following six alternatives were considered the most feasible by the Partners of RECOVERY, taking into consideration the Figaredo mine area features: (1) fibre: pine tree plantation for producing wood as a raw material; (2) food: cows reared for nutritional purposes; (3) landscape: the reconstruction of a broad-leaved forest similar to the ones already present in the region; (4) no restore: recolonisation by local vegetation with no restoration actions; (5) recreation: physical recreation area; and (6) solar: installation of renewable photovoltaic energy generation.

These alternatives were introduced in the Smic-Prob Expert [39,40] tool as the hypothesis for developing the scenario assessment. Smic-Prob Expert uses the cross-impact probability method to determine the most feasible scenarios.

The four scenarios with higher probability were Food (0.202), Fiber (0.176), Landscape + Recreation (0.135) and Landscape (0.118). Both Landscape + Recreation and Landscape alternatives have similar probabilities. Thus, a mixed scenario was proposed: it corresponds to the Landscape alternative as, simultaneously, it will be a physical recreation area where people can walk and observe nature around the area, as it will be a broad-leaved forest.

To promote the sprouting of herbaceous plants as well as to prevent an impact on the development of animal husbandry due to the pollution of the mining area, apart from water and soil analyses to control pollution, a 25 cm layer of topsoil was used to restore the waste heaps and to promote the sprout of herbaceous plants that were carefully selected to prevent pollutants' transfer to the animals and maintain the sustainability and the quality of land [41,42].

Taking into account the selected scenarios and the land cover of the study area, an ecosystem service assessment was developed to choose those that can be considered relevant. Nine ecosystem services were finally selected, two provisioning and seven non-provisioning ecosystem services. The provisioning ecosystem services were fibre and food production. The non-provisioning ecosystem services were climate regulation (temperature and humidity), water flow regulation, erosion control, air purification, carbon sequestration and qualities of species or ecosystems (biodiversity).

A geographic information system (GIS) web interface was then developed for the case study, allowing the construction of user-desired thematic information maps for viewing purposes and facilitating the subsequent identification and quantification of ecosystem

services. Figure 2 shows the spatial data of the Figaredo mine area on the platform ArcGIS Online, with the following characteristics: attribute table by layer, polygon Geometry, attribute table data, polygon interactive context and existing land cover and ecosystem services tabs in the attribute table.

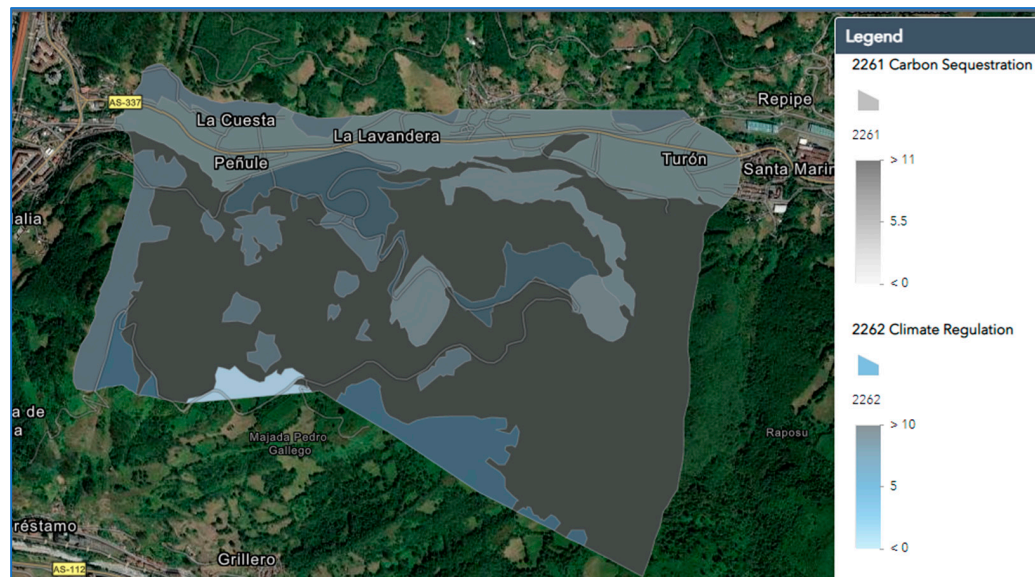


Figure 2. ArcGIS Online of the Figaredo mine area.

2.4. Economic Assessment

Once provisioning and non-provisioning ecosystem services were identified, it was time for their economic assessment. Provisioning ecosystem services were evaluated employing their net present value (NPV), using the investments and costs given by the market. Appropriate discount rates were proposed according to a specific classification of the non-provisioning services: (1) non-intensive natural goods production, such as familiar animal exploitation, tree plantations or agriculture; (2) intensive natural goods production, such as animal farms, forest exploitation or intensive agriculture; and (3) industrial goods production such as renewable energy or industrial facilities [43].

Non-provisioning ecosystem services were quantified before their economic estimation. For this, coefficients were used for each land cover type, obtained from different empirical studies [44]. These coefficients were normalised, and transformed into indices according to the work of Larondelle and Haase [45].

After quantifying the non-provisioning ecosystem services, it was time for their economic valuation or monetisation based on the hierarchical weighting done using biodiversity as the reference attribute/ecosystem service. Ecosystem services were given values according to their respective weight, compared to the carbon sequestration ecosystem service. Carbon sequestration assessment is straightforward since it is possible to use the EU Emissions Trading System [46] to determine the price of emitting a ton of carbon dioxide into the atmosphere. The average price of EU carbon dioxide emission allowances during 2019 and 2020 was used for this purpose: EUR 25/t [47].

3. Results

Figure 3 presents the weighting of the non-provisioning ecosystem services of the study area using biodiversity as the reference ecosystem service, as it is the easiest to apprehend of all the ecosystem services involved in the case study. It was developed using the Delphi method with experts from Spain and Poland.

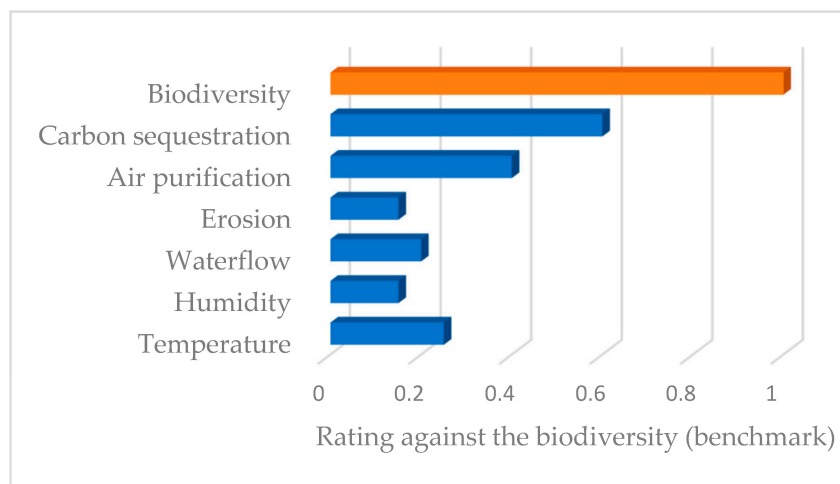


Figure 3. The weighting of non-provisioning ecosystem services with biodiversity as a benchmark (adapted from Krzemień et al. [1]).

Using the average price of carbon allowances during 2019 and 2020 and assigning this value to a 100% contribution of carbon sequestration, according to the amount of CO₂ that can be stored by the land cover with the highest value of above-ground carbon storage (broad-leaved forest), the value obtained is EUR 6267/ha [1]. It will be the value assigned to any 100% ecosystem service contribution. Thus, the maximum contribution of all the non-provisioning ecosystem services that are representative of the Figaredo mine area is presented in Table 1.

Table 1. Maximum contribution of ecosystem services per ha (adapted from Krzemień et al. [1]).

Ecosystem service	Weight	Value
Temperature	25%	EUR 1567
Waterflow	20%	EUR 1235
Erosion	15%	EUR 940
Air purification	40%	EUR 2507
Carbon sequestration	60%	EUR 3760
Humidity	15%	EUR 940
Biodiversity	100%	EUR 6267
Total		EUR 17,216

Table 2 presents the total value per ha of the considered scenarios. It adds the provisioning ecosystem services value calculated via the NPV plus the range contribution of non-provisioning ecosystem services based on the normalised coefficients obtained from different empirical studies that were transformed into indices for each land cover type [1]. A negative NPV is obtained in the Landscape scenario as there are only investment and maintenance costs related to the reconstruction of a broad-leaved forest similar to the ones already present in the region, as well as no income from provisioning ecosystem services such as wood.

Table 2. The total value of the considered scenarios per ha (adapted from Krzemień et al. [1]).

Scenarios	Provisioning Ecosystem Services NPV	Non-Provisioning Ecosystem Services Range	Non-Provisioning Ecosystem Services Value	Total Value
Landscape	EUR -5486	0.93	EUR 16,011	EUR 10,525
Fibre	EUR 2386	0.60	EUR 10,330	EUR 12,716
Food	EUR 3323	0.57	EUR 9813	EUR 13,136

The three values have the same orders of magnitude; therefore, they are comparable, giving confidence that the whole process is going in the right direction. Although the scenario that offers the higher value is Food, the difference between Food and Fibre is only 3.3%. Thus, both scenarios could be considered plausible. The selection between them could be based on choosing the most easily achievable scenario (less investment needed) or producing profitability fastest. In the case of the Asturias region, it would undoubtedly be Food. Finally, the difference between Fiber and Landscape is 21%, and between Food and Landscape, 25%, values that can be considered significant to rule out the Landscape scenario.

4. Discussion

The EU Emissions Trading Scheme (EU ETS) is the first primary carbon market in the world and the largest. The EU ETS was introduced in 2005 and has reduced emissions by around 43% in the sectors covered by emissions trading

The EU ETS has undergone several changes since its introduction in 2005. The implementation was divided into four phases [46]. Phase 3 began in 2013 and lasted till 2020. Between 2019 and 2023, the number of allowances in reserve doubled to 24% of the allowances in circulation, significantly escalating Phase 3 prices in 2019 (from EUR 5/t to EUR 25/t). Finally, Phase 4, which started in 2021, coincided with a series of legislative proposals adopted by the European Commission on 14 July 2021, setting out how climate neutrality will be achieved by 2050. The proposals included an intermediate target of at least a 55% net reduction in greenhouse gas emissions by 2030, producing a vast price escalation to around EUR 80/t.

Figure 4 presents the prices of EU carbon permits from 2012 till September 2022, adapted from EMBER [47] and Trading Economics [48].

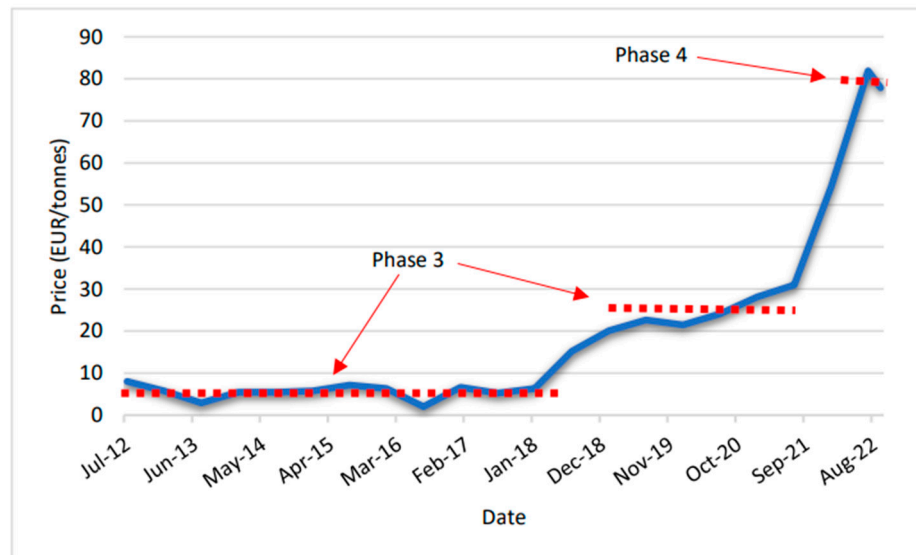


Figure 4. Prices of EU carbon permits from July 2012 (adapted from EMBER [47] and Trading Economics [48]). The dotted lines represent different periods of stable prices.

Taking into consideration the last level of prices of around EUR 80t, the new price for the highest value of above-ground carbon storage (broad-leaved forest) is EUR 20,056/ha. Table 3 presents the new maximum contribution of all the non-provisioning ecosystem services representative of the Figaredo mine area.

Table 3. New maximum contribution of ecosystem services per ha according to EU ETS Phase 4.

Ecosystem Service	Weight	Value
Temperature	25%	EUR 5014
Waterflow	20%	EUR 4011
Erosion	15%	EUR 3008
Air purification	40%	EUR 8022
Carbon sequestration	60%	EUR 12,034
Humidity	15%	EUR 3008
Biodiversity	100%	EUR 20,056
Total		EUR 55,154

Table 4 presents the new total value per ha of the considered scenarios according to EU ETS Phase 4 prices.

Table 4. The new total value of the considered scenarios per ha according to EU ETS Phase 4.

Scenarios	Provisioning Ecosystem Services NPV	Non-Provisioning Ecosystem Services Range	Non-Provisioning Ecosystem Services Value	Total Value
Landscape	EUR 5486	0.93	EUR 51,293	EUR 45,807
Fibre	EUR 2386	0.60	EUR 33,092	EUR 35,478
Food	EUR 3323	0.57	EUR 31,438	EUR 34,761

We are, therefore, in a completely different situation, in which the Landscape scenario is the one that offers, without any doubt, the most outstanding value.

Although the evaluation of the proposed scenarios has radically changed, the study area's situation has not changed at all. The socio-economic condition of the post-mining site, economically depressed due to the suppression of mining activity and with a high unemployment rate, cannot afford to drastically eliminate any form of economic activity for the sake of biodiversity. Moreover, in the surroundings of the Figaredo mine, biodiversity does not present a substantial problem.

As was mentioned before, a straightforward alternative would be to reconsider the hierarchical weighting previously developed, giving more significance to biodiversity. However, this alternative is artificial and arbitrary, so it is not the solution to the problem. Notwithstanding, the introduction of a new vector or vectors to counterbalance efforts to eliminate carbon dioxide emissions without necessarily removing humans from the equation then appears as a more promising alternative.

CICES V5.1, in its cultural ecosystem services, focuses solely and exclusively on the characteristics or features of living systems or on the elements of living systems of nature. The introduction of new ecosystem services focused on human nature to combat the inequalities between human beings pointed out by Ballesteros [18] should be proposed in the certainty that we are also an integrating part of biodiversity. They can be referred to as "the missing ecosystem services". According to the authors working on reintegrating humans into the rest of the environment via socio-ecological restoration [19], human well-being could be considered the missing ecosystem service, which is defined as the state of being happy, healthy, or prosperous [49].

Nevertheless, Aronson [20] explored the evidence of ecosystem dysfunction's impact on human health, introducing a new dimension to ecological restoration and helping to restore social capital. Thus, at least two new dimensions seem to appear: (1) welfare, the state of doing well, especially concerning good fortune, happiness, well-being or prosperity [50]; and (2) human health, the condition of being sound in body, mind or spirit [51].

Regarding these dimensions, the following two observations should be made. First, although welfare has the same meaning as well-being, as it can be considered more focused

on prosperity, it seems to be the perfect word to illustrate the dimension relative to the wealth of the communities. Second, Aronson [52] explored the need to identify and strengthen the linkages regarding ecosystem health, ecological restoration and human health, as ecological restoration can enhance and become self-reinforcing for ecosystem health, human health and well-being. However, these linkages are not well known nor well defined, so introducing human health as an ecosystem service will have to wait to understand the concept and evaluate its contribution.

According to this, the experts from Spain and Poland were asked to undergo the Delphi method regarding the weighting of the non-provisioning ecosystem services of the study area again, using biodiversity as the reference ecosystem service but introducing a new one: the welfare of the local community. The result obtained is presented in Figure 5.

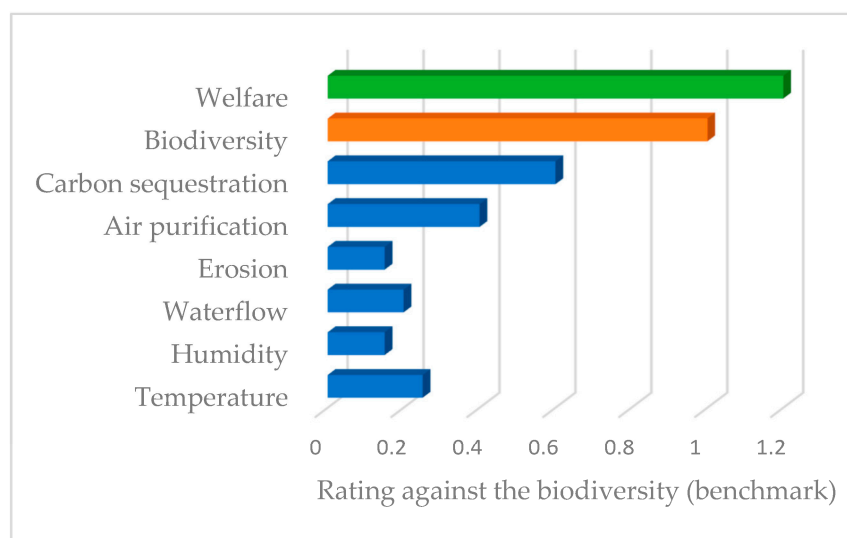


Figure 5. The weighting of non-provisioning ecosystem services with biodiversity as a benchmark, including the new ecosystem service of welfare.

Table 5 presents the maximum contribution of all the non-provisioning ecosystem services representative of the Figaredo mine area, including now welfare, which was evaluated at 20% over biodiversity.

Table 5. New maximum contribution of ecosystem services per ha according to EU ETS Phase 4, including welfare.

Ecosystem Service	Weight	Value
Temperature	25%	EUR 5014
Waterflow	20%	EUR 4011
Erosion	15%	EUR 3008
Air purification	40%	EUR 8022
Carbon sequestration	60%	EUR 12,034
Humidity	15%	EUR 3008
Biodiversity	100%	EUR 20,056
Welfare	120%	EUR 24,067
Total		EUR 79,221

Table 6 presents the new total value per ha of the considered scenarios according to EU ETS Phase 4 prices, including the consideration of the new ecosystem service: welfare.

After introducing welfare as a new ecosystem service, the scenario that offers the most significant value is again that of Food, an issue following the socio-economic situation of the study area due to the recession caused by the mine closure.

Table 6. The new total value of the considered scenarios per ha according to EU ETS Phase 4, including the welfare ecosystem service.

Scenarios	Provisioning Ecosystem Services NPV	Non-Provisioning Ecosystem Services Range	Non-Provisioning Ecosystem Services Value	Total Value
Landscape	EUR -5486	0.65	EUR 51,293	EUR 45,807
Fibre	EUR 2386	0.66	EUR 52,346	EUR 54,732
Food	EUR 3323	0.70	EUR 55,504	EUR 58,829

5. Conclusions

This article presents the novelty of introducing new ecosystem services, called “missing ecosystem services”, which are not covered by the Common International Classification of Ecosystem Services (CICES), based on the argument that there is a need to reintegrate human life with the rest of the environment and that socio-ecological restoration can play a crucial role in achieving this goal. In doing so, it aims to counteract the escalating price of carbon emission rights used in the valuation methodology by respecting the natural differences between human beings and fighting inequalities produced by political domination, economic exploitation or ludic violence.

The implementation of EU ETS Phase 4, which started in 2021, coincided with a series of legislative proposals adopted by the European Commission, setting out how climate neutrality will be achieved by 2050. These proposals included an intermediate target of at least a 55% net reduction in greenhouse gas emissions by 2030. This fact produced an increase in the carbon allowances price of approximately 312%, which led to a drastic change in the valuations of ecosystem services, starting with one of the most used valuations: carbon sequestration.

This has forced us to rethink the premise of ecosystem services valuation, being the most straightforward alternative to reconsider the significance of biodiversity. However, this alternative can only be considered artificial and arbitrary, so it cannot be regarded as a reasonable solution to the problem. Introducing a new vector or vectors to counterbalance the efforts to reduce greenhouse gas emissions without necessarily removing humans from the equation is a more promising alternative. Ultimately, this involves cultivating a people-centred ecologism focused on caring for nature in general and human nature in particular, recognising human differences to orient our relationship with nature correctly.

Once the solution to the problem was focused, it was necessary to decide which ecosystem services should be incorporated into the valuation set, as CICES V5.1 focuses solely and exclusively on the characteristics, features or elements of nature’s living systems. CICES V5.1 lacks a specific caring for human nature but its cultural and religious dimensions: human lives must be reintegrated into the rest of the environment, and social-ecological restoration should play a vital role.

According to these socio-ecological restoration trends, human well-being could be considered the missing ecosystem service. However, well-being is defined as the state of being happy, healthy, or prosperous. CICES V5.1 has a cultural ecosystem service related to the characteristics of living systems that enable aesthetic experiences which can be considered to be connected to happiness, as well as religion, entertainment, education and training. However, no ecosystem services are focused on human health and welfare, a word that this paper links with prosperity. Thus, human health and welfare could be considered the “missing ecosystem services”.

Finally, while welfare is quite an easy ecosystem service to apprehend, human health linkages with ecosystem health and ecological restoration are not well known nor well defined, so introducing this ecosystem service will have to wait to understand and evaluate its contribution fully.

Further research, apart from the one that is already taking place regarding human health linkages with ecosystem health and ecological restoration, should focus on the

comparison between the proposed methodology and alternative calculation methods that are currently used, mainly based on multi-criteria decision analysis (MCDA) and cost-benefit analysis (CBA), either used individually or in combination.

Author Contributions: Conceptualisation, A.K., J.J.Á.F. and P.R.F.; methodology, A.K. and P.R.F.; software, S.G.-C.; validation, A.K.; formal analysis, A.K. and J.J.Á.F.; investigation, J.J.Á.F.; resources, J.J.Á.F. and G.F.V.; data curation, G.F.V.; writing—original draft preparation, G.F.V., S.G.-C. and J.J.Á.F.; writing—review and editing, P.R.F.; visualisation, S.G.-C.; supervision, P.R.F.; project administration, G.F.V. and S.G.-C.; funding acquisition, A.K. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: The work presented in this paper was performed as part of the RECOVERY project (Recovery of degraded and transformed ecosystems in coal mining-affected areas) funded by the RESEARCH FUND FOR COAL AND STEEL (RFCS), EUROPEAN COMMISSION, under Contract number 847205, and by the POLISH MINISTRY OF SCIENCE AND HIGHER EDUCATION, under Contract number 5036/FBWiS/2019/2.

Institutional Review Board Statement: Not applicable.

Informed Consent Statement: Not applicable.

Data Availability Statement: The data supporting reported results can be found at <https://recoveryproject.uniovi.es/> (accessed on 7 October 2022).

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

1. Krzemiński, A.; Álvarez Fernández, J.J.; Riesgo Fernández, P.; Fidalgo Valverde, G.; García-Cortés, S. Valuation of ecosystem services based on EU carbon allowances—Optimal recovery of a coal mining area. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **2022**, *revision*.
2. De Groot, R.S.; Wilson, M.A.; Boumans, R.M.J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecol. Econ.* **2002**, *41*, 393–408. [[CrossRef](#)]
3. Raudsepp-Hearne, C.; Peterson, G.D.; Bennett, E.M. Ecosystem service bundles for analysing trade-offs in diverse landscapes. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **2010**, *107*, 5242–5247. [[CrossRef](#)]
4. De Groot, R.S.; Blignaut, J.; Van Der Ploeg, S.; Aronson, J.; Elmqvist, T.; Farley, J. Benefits of Investing in Ecosystem Restoration. *Conserv. Biol.* **2013**, *27*, 1286–1293. [[CrossRef](#)]
5. Baró, F.; Gómez-Baggethun, E.; Haase, D. Ecosystem service bundles along the urban-rural gradient: Insights for landscape planning and management. *Ecosyst. Serv.* **2017**, *24*, 147–159. [[CrossRef](#)]
6. Saarikoski, H.; Mustajoki, J. Valuation through deliberation—Citizens' panels on peatland ecosystem services in Finland. *Ecol. Econ.* **2021**, *183*, 106955. [[CrossRef](#)]
7. Hein, L.; van Koppen, K.; de Groot, R.S.; van Ierland, E.C. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecol. Econ.* **2006**, *57*, 209–228. [[CrossRef](#)]
8. The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations*; Kumar, P., Ed.; Earthscan: London, UK; Washington, DC, USA, 2010. Available online: <https://www.teebweb.org/wp-content/uploads/Study%20and%20Reports/Reports/Ecological%20and%20Economic%20Foundations/TEEB%20Ecological%20and%20Economic%20Foundations%20report/TEEB%20Foundations.pdf> (accessed on 27 August 2022).
9. Saarikoski, H.; Mustajoki, J.; Barton, D.N.; Geneletti, D.; Langemeyer, J.; Gomez-Baggethun, E.; Marttunen, M.; Antunes, P.; Keune, H.; Santos, R. Multi-Criteria Decision Analysis and Cost-Benefit Analysis: Comparing alternative frameworks for integrated valuation of ecosystem services. *Ecosyst. Serv.* **2016**, *22*, 238–249. [[CrossRef](#)]
10. Zhang, X.; Lu, X. Multiple criteria evaluation of ecosystem services for the Ruergai Plateau Marshes in southwest China. *Ecol. Econ.* **2010**, *69*, 1463–1470. [[CrossRef](#)]
11. Ahlroth, S.; Finnveden, G. Ecovalue08—A new valuation set for environmental systems analysis tools. *J. Clean. Prod.* **2011**, *19*, 1994–2003. [[CrossRef](#)]
12. Ahlroth, S.; Nilsson, M.; Finnveden, G.; Hjelm, O.; Hochschorner, E. Weighting and valuation in selected environmental systems analysis tools—Suggestions for further developments. *J. Clean. Prod.* **2011**, *19*, 145–156. [[CrossRef](#)]
13. Gan, X.; Fernandez, I.; Guo, J.; Wilson, M.; Zhao, Y.; Zhou, B.; Wu, J. When to use what: Methods for weighting and aggregating sustainability indicators. *Ecol. Indic.* **2017**, *81*, 491–502. [[CrossRef](#)]
14. Damigos, D. An overview of environmental valuation methods for the mining industry. *J. Clean. Prod.* **2006**, *14*, 234–247. [[CrossRef](#)]
15. Sijtsma, F.J.; van der Heide, C.M.; van Hinsberg, A. Beyond monetary measurement: How to evaluate projects and policies using the ecosystem services framework. *Environ. Sci. Policy.* **2013**, *32*, 14–25. [[CrossRef](#)]

16. Kang, N.; Hou, L.; Huang, J.; Liu, H. Ecosystem services valuation in China: A meta-analysis. *Sci. Total Environ.* **2022**, *809*, 151122. [[CrossRef](#)]
17. Zhao, C.; Liu, M.; Wang, K. Monetary valuation of the environmental benefits of green building: A case study of China. *J. Clean. Prod.* **2022**, *365*, 132704. [[CrossRef](#)]
18. Spangenberg, J.H.; Settele, J. Value pluralism and economic valuation—Defendable if well done. *Ecosyst. Serv.* **2016**, *18*, 100–109. [[CrossRef](#)]
19. Xie, G.; Zhang, C.; Zhen, L.; Zhang, L. Dynamic changes in the value of China’s ecosystem services. *Ecosyst. Serv.* **2017**, *26*, 146–154. [[CrossRef](#)]
20. Saaty, T.L. *The Analytic Hierarchy Process*; McGraw Hill: New York, NY, USA, 1980.
21. Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*; Island Press: Washington, DC, USA, 2005. [[CrossRef](#)]
22. Larondelle, N.; Frantzeskaki, N.; Haase, D. Mapping transition potential with stakeholder- and policy-driven scenarios in Rotterdam City. *Ecol. Indic.* **2016**, *70*, 630–643. [[CrossRef](#)]
23. Pandeya, B.; Buytaert, W.; Zulkafli, Z.; Karpouzoglou, T.; Mao, F.; Hannah, D.M. A comparative analysis of ecosystem services valuation approaches for application at the local scale and in data scarce regions. *Ecosyst. Serv.* **2016**, *22*, 250–259. [[CrossRef](#)]
24. Haines-Young, R.; Potschin, M.B. *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure*; European Environment Agency: Copenhagen, Denmark, 2018. Available online: www.cices.eu (accessed on 2 September 2022).
25. European Union. *Revision for Phase 4 (2021–2030)*; European Commission: Brussels, Belgium, 2021. Available online: https://climate.ec.europa.eu/eu-action/eu-emissions-trading-system-eu-ets/revision-phase-4-2021-2030_en (accessed on 23 September 2022).
26. Bellver Capella, V. For a People-Centred Ecologism. *Aceprensa*. 8 December 2021. Available online: <https://www.aceprensa.com/ciencia/medio-ambiente/por-un-ecologismo-centrado-en-las-personas/> (accessed on 23 September 2022).
27. Ballesteros, J. *Taming Finance, Caring for Nature*; Tirant lo Blanch: Valencia, Spain, 2021.
28. Fischer, J.; Riechers, M.; Loos, J.; Martin-Lopez, B.; Temperton, V.M. Making the UN Decade on Ecosystem Restoration a Social-Ecological Endeavour. *Trends Ecol. Evol.* **2021**, *36*, 20–28. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
29. Aronson, J.C.; Blatt, C.M.; Aronson, T.B. Restoring ecosystem health to improve human health and well-being: Physicians and restoration ecologists unite in a common cause. *Ecol. Soc.* **2016**, *21*, 39. [[CrossRef](#)]
30. Zhang, D.; Wang, J.; Wang, Y.; Xu, L.; Zheng, L.; Zhang, B.; Bi, Y.; Yang, H. Is There a Spatial Relationship between Urban Landscape Pattern and Habitat Quality? Implication for Landscape Planning of the Yellow River Basin. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **2022**, *19*, 11974. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
31. Zhou, W.; Cai, J.; Chen, K. Connecting Recreational Service to Visitor’s Well-Being: A Case Study in Qianjiangyuan National Park. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **2022**, *19*, 11366. [[CrossRef](#)]
32. Plutino, M.; Bianchetto, E.; Durazzo, A.; Lucarini, M.; Lucini, L.; Negri, I. Rethinking the Connections between Ecosystem Services, Pollinators, Pollution, and Health: Focus on Air Pollution and Its Impacts. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **2022**, *19*, 2997. [[CrossRef](#)]
33. Istanbuly, M.N.; Krása, J.; Jabbarian Amiri, B. How Socio-Economic Drivers Explain Landscape Soil Erosion Regulation Services in Polish Catchments. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **2022**, *19*, 2372. [[CrossRef](#)]
34. Cao, P.; Ouyang, X.; Xu, J. How Do Ecosystem Services Affect Poverty Reduction Efficiency? A Panel Data Analysis of State Poverty Counties in China. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **2022**, *19*, 1886. [[CrossRef](#)]
35. Sena, A.; Ebi, K. When Land Is Under Pressure Health Is Under Stress. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **2021**, *18*, 136. [[CrossRef](#)]
36. RECOVERY Project. *Recovery of Degraded and Transformed Ecosystems in Coal Mining-Affected Areas*; European Commission, Research Fund for Coal and Steel (RFCS): Brussels, Belgium, 2019; Contract No. 847205. Available online: www.recoveryproject.eu (accessed on 23 September 2022).
37. Kosztra, B.; Büttner, G.; Hazeu, G.; Arnold, S. *Updated CLC Illustrated Nomenclature Guidelines*; European Environmental Agency: Copenhagen, Denmark, 2017. Available online: https://land.copernicus.eu/user-corner/technical-library/corine-land-cover-nomenclature-guidelines/docs/pdf/CLC2018_Nomenclature_illustrated_guide_20190510.pdf (accessed on 23 September 2022).
38. Bossard, M.; Feranec, J.; Otahel, J. *CORINE Land Cover Technical Guide—Addendum*; European Environmental Agency: Copenhagen, Denmark, 2000. Available online: https://www.eea.europa.eu/publications/tech40add/at_download/file (accessed on 23 September 2022).
39. Godet, M. Smic-Prob Expert. Cross-Impact Probability Software. Available online: <http://en.lapropective.fr/methods-of-prospective/downloading-the-applications.html> (accessed on 23 September 2022).
40. Godet, M. Smic: A new cross impact method. *Futures* **1975**, *8*, 336–349. [[CrossRef](#)]
41. Skrobala, V.; Popovych, V.; Pinder, V. Ecological patterns for vegetation cover formation in the mining waste dumps of the Lviv-Volyn coal basin. *Min. Miner. Depos.* **2020**, *14*, 119–127. [[CrossRef](#)]
42. Terekhov, Y.; Litvinov, Y.; Fenenko, V.; Drebenstedt, C. Management of land reclamation quality for agricultural use in opencast mining. *Min. Miner. Depos.* **2021**, *15*, 112–118. [[CrossRef](#)]
43. Krzemień, A.; Prusek, S.; Bondaruk, J.; Frączek, R.; Fidalgo Valverde, G. Restoration of Ecosystem Services in Post-Mining Areas: A Recovery Project Approach. In Proceedings of the 26th World Mining Congress 2023, Brisbane, Australia, 26–29 June 2023.

44. Bagstad, K.J.; Semmens, D.J.; Waage, S.; Winthrop, R. A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation. *Ecosyst. Serv.* **2013**, *5*, 27–39. [[CrossRef](#)]
45. Larondelle, N.; Haase, D. Valuing post-mining landscapes using an ecosystem services approach—An example from Germany. *Ecol. Indic.* **2012**, *18*, 567–574. [[CrossRef](#)]
46. European Union. *EU Emissions Trading System Handbook*; European Commission: Brussels, Belgium, 2015. Available online: https://ec.europa.eu/clima/system/files/2017-03/ets_handbook_en.pdf (accessed on 27 August 2022).
47. Ember Technologies, Inc. *Daily EU ETS Carbon Market Price (Euros)*; Sandbag Climate Campaign CIC: Westlake Village, CA, USA, 2022. Available online: <https://ember-climate.org/data/carbon-price-viewer/> (accessed on 27 September 2022).
48. EU Carbon Permits. Available online: <https://tradingeconomics.com/commodity/carbon> (accessed on 15 October 2022).
49. Merriam-Webster. Well-Being. Merriam-Webster.com Dictionary, 2022. Available online: <https://www.merriam-webster.com/dictionary/well-being> (accessed on 30 September 2022).
50. Merriam-Webster. Welfare. Merriam-Webster.com Dictionary, 2022. Available online: <https://www.merriam-webster.com/dictionary/welfare> (accessed on 30 September 2022).
51. Merriam-Webster. Health. Merriam-Webster.com Dictionary, 2022. Available online: <https://www.merriam-webster.com/dictionary/health> (accessed on 30 September 2022).
52. Aronson, J. Ecosystem health, ecological restoration, and human health: Let's identify and strengthen the linkages. In Proceedings of the 13th European Conference on Ecological Restoration, Alicante, Spain, 5–9 September 2022.

