



EVALUACIÓN DE LA COMPOSICIÓN FLORÍSTICA EN LA MINA “EL MACHORRO” (GUADALAJARA), RESTAURADA GEOMORFOLÓGICAMENTE CON EL MÉTODO GEOFLUV™

Máster Universitario en Restauración de Ecosistemas

Presentado por:

D^a Paula Martínez Domínguez

Tutor director:

Dr. Pedro Villar Salvador

Tutor académico:

Dra. Tíscar Espigares Pinilla y Dr. José Manuel Nicolau Ibarra

Alcalá de Henares, a 26 de octubre de 2021

ÍNDICE

1. Resumen	2
2. Introducción	4
3. Objetivos	9
4. Materiales y métodos	10
4.1. Descripción del área de estudio	10
4.2. Estudio de la composición florística	18
5. Análisis de datos	20
6. Resultados	21
6.1. Composición florística de las comunidades actuales	21
6.2. Resultados de la evolución de las comunidades vegetales durante los últimos 5 años	30
6.3. Resultados de la eficacia del asentamiento de las especies sembradas	32
7. Discusión	33
8. Conclusiones	37
9. Agradecimientos	38
10. Bibliografía	39
11. Anexos	45

1. RESUMEN

La necesidad de los recursos mineros es innegable, sin embargo, las extracciones son muy destructivas para el medio ambiente y por ello son importantes las labores de restauración en estos terrenos. Las técnicas utilizadas en restauración son muy diversas y en el caso de las zonas mineras han experimentado numerosos avances, siendo el método GeoFluv™ y el *software* Natural Regrade unas de las herramientas más avanzadas y completas en la actualidad.

La restauración ecológica realizada en 2012 en la mina El Machorro con dichas herramientas fue un éxito desde el punto de vista hidrológico y de la erosión. A lo largo de este estudio hemos evaluado (1) cómo se ha desarrollado la vegetación en tres áreas con distintos sustratos casi una década después de la restauración con el método GeoFluv™, (2) los cambios producidos en la cobertura y la riqueza de especies en los últimos cinco años y (3) la persistencia de las especies sembradas en la revegetación inicial. Para ello se ha realizado un muestreo de 127 quadrats de 50 x 50 cm en los que se ha estudiado su riqueza, cobertura y frecuencia.

Se reconocieron un total de 116 especies, que pertenecían a 84 géneros y 21 familias.

Los resultados indican que:

- La reconstrucción del relieve con el método GeoFluv™ favorece la colonización y la evolución de la vegetación.
- La evolución de la vegetación ha sido positiva tras cinco años, ya que se han visto incrementados los niveles de riqueza de especies y cobertura vegetal.
- El tratamiento del sustrato con enmienda orgánica y tierra vegetal producen un aumento en la cobertura y la riqueza de especies vegetales.
- La siembra realizada durante las labores de restauración fue eficaz, persistiendo en el tiempo 9 de las 13 especies sembradas.

Palabras clave: restauración geomorfológica, minería, cobertura vegetal, sustrato edáfico.

1. ABSTRACT

The need for mining resources is undeniable, however, the extractions are very destructive to the environment and therefore restoration activities on these lands is important. The techniques used in restoration are very diverse and in the case of mining areas they have experienced numerous advances, being the GeoFluv™ method and the Natural Regrade software one of the most advanced and complete tools nowadays.

The ecological restoration carried out in 2012 at the El Machorro mine with these tools was a success from a hydrological and erosion point of view. Throughout this study we have evaluated (1) how the vegetation has developed in three areas with different substrates almost a decade after restoration with the GeoFluv™ method, (2) the changes produced in the coverage and the richness of species in the last five years, and (3) the persistence of the sown species in the initial revegetation. For this, a sampling of 127 quadrats of 50 x 50 cm has been carried out, in which their richness, coverage and frequency have been studied.

A total of 116 species were recognized, belonging to 84 genera and 21 families.

The results show that:

- The reconstruction of the relief with the GeoFluv™ method favors the colonization and evolution of the vegetation.
- The evolution of vegetation has been positive after five years, as the levels of species richness and vegetation cover have increased.
- The treatment of the substrate with organic amendment and topsoil produce an increase in the coverage and richness of plant species.
- The sowing carried out during the restoration work was effective, with 9 of the 13 sown species persisting over time.

Key words: geomorphological restoration, mining, vegetation cover, edaphic substrate.

2. INTRODUCCIÓN

LA MINERÍA EN LA SOCIEDAD ACTUAL

La minería es una industria bien consolidada en la Unión Europea que proporciona a la sociedad materias primas que se requieren en prácticamente todos los sectores económicos. Todos los bienes de consumo y los servicios demandados o producidos requieren del empleo de metales y minerales de manera directa o indirecta (Requejo y Blázquez 2018). En España, el sector minero es una actividad que aporta numerosos recursos capitales y materias primas. La producción minera nacional en 2019 alcanzó los 3.339 millones de euros y ha contribuido en la creación de 28.728 empleos directos (Estadística Minera de España 2019).

La dependencia social de la minería es un hecho, no obstante, existe una opinión pública que critica y rechaza las extracciones mineras. La demanda social cada vez está más arraigada y exige que el desarrollo se base en el uso eficiente, equitativo y ambientalmente responsable de los recursos naturales (Herrera 2008). Por ejemplo, desde grupos como Ecologistas en Acción demandan que la minería a cielo abierto afecta gravemente al ecosistema, ya que requiere el uso de grandes cantidades de agua, sus balsas de almacenamiento pueden ser altamente tóxicas afectando a acuíferos y al terreno y sus actividades comprometen los futuros usos del territorio (Ecologistas en Acción 2020).

A pesar de los conflictos sociales que genera, la demanda futura de minerales va a aumentar al estar relacionados con el crecimiento económico, la calidad de vida y la expansión demográfica (Instituto Geológico y Minero de España 2004). El problema radica en que, aunque se reduzca el consumo y se maximice el reciclaje, no se pueden dejar de extraer minerales, por lo tanto, es una responsabilidad que la minería sea sostenible y minimice los impactos y riesgos ambientales (Requejo y Blázquez 2018).

IMPACTOS PROVOCADOS POR LAS EXPLOTACIONES MINERAS

Los impactos ocasionados por las explotaciones mineras afectan a múltiples elementos, como son el suelo, las aguas superficiales y subterráneas, la atmósfera, la vegetación, la fauna, los procesos ecológicos (cadenas y redes tróficas), los procesos geofísicos (erosión, sedimentación, inestabilidad, etc.), el paisaje y el ámbito sociocultural (valores culturales naturales y características socio-económicas) (Instituto Geológico y Minero de España 2004).

En los ambientes mediterráneos la erosión hídrica es uno de los factores que más afecta al terreno (Martín Duque et al. 2008; Martín Moreno et al. 2008). Esta erosión hídrica se ve agravada en el caso de las explotaciones mineras, ya que las escorrentías se producen sobre terrenos dañados y contienen concentraciones de sedimentos sueltos elevadas que, en muchas ocasiones, acaban depositándose en las redes fluviales cercanas.

Las actividades mineras se han desarrollado de manera frecuente sin tener en cuenta que en muchas ocasiones estos impactos tienen un carácter irreversible (Herrera 2008).

TÉCNICAS DE RESTAURACIÓN MINERA

Tras las explotaciones, los terrenos mineros deben someterse a labores de restauración o de rehabilitación según el Real Decreto 975/2009, de 12 de junio, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras. La restauración de los terrenos mineros degradados incluye dos elementos fundamentales: la recuperación morfológica y, posteriormente, la restauración de la vegetación natural (Artigas y Mestres 2009).

Entre las diferentes técnicas para recuperar la morfología del terreno destacamos el modelo clásico de berma-talud y un modelo más moderno, la restauración geomofológica, la cual se lleva a la práctica mediante el método GeoFluvTM.

El sistema berma-talud es uno de los métodos clásicos más utilizados en restauración de zonas mineras. Este sistema estabiliza taludes intercalando zonas con pendiente con otras llanas formando escalones. En España es la técnica más abundante, pero los escalones sufren roturas por erosión en cárcavas de manera esporádica pero frecuente (Zapico 2017). Esto se debe a que este método no tiene en cuenta la geomorfología natural ni la

funcionalidad ecológica de las formas del terreno, y, sobre todo, a que no tiene en cuenta la dinámica fluvial y la erosión que puede ocasionar, que, como hemos comentado anteriormente, es el tipo de erosión que más afecta a los ambientes mediterráneos. Por ello existen sobre esta técnica numerosos ejemplos de fracasos, pues se centra en buscar estabilidad geotécnica, reducir el impacto visual de manera reduccionista y establecer cubiertas vegetales sean cuales sean las condiciones del suelo (Martín Duque y Bugosh 2013) (Figura 1).

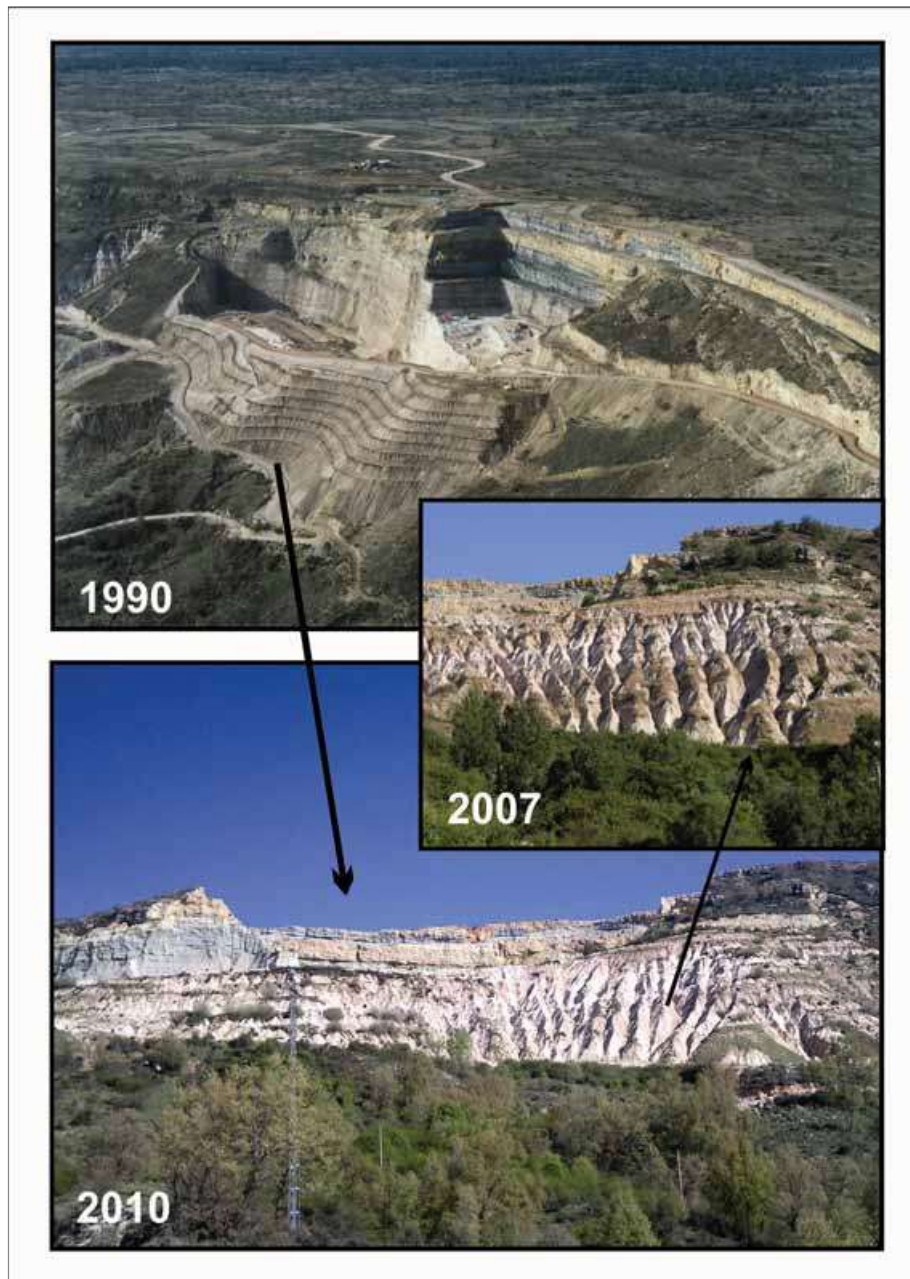


Figura 1. Regueros y cárcavas producidos en la mina Santa Engracia, en el Parque Natural del Alto Tajo, restaurada en 1990 con el método clásico de talud-berma-talud.

Ante esta problemática comenzaron a aplicarse herramientas y técnicas más avanzadas de restauración geomorfológica en minas, como es el método GeoFluv™ y el *software* Natural Regrade. El método de diseño de formas de relieve GeoFluv™ reconstruye redes de drenaje para lograr que esas formas sean estables considerando la ubicación, los materiales, el relieve y el clima. De esta manera crean una red de drenaje y una serie de pendientes y lomas convexo-cóncavas que disminuyen el efecto erosivo de la escorrentía y proporcionan estabilidad a largo plazo (Zapico et al. 2018).

REVEGETACIÓN EN LA RESTAURACIÓN MINERA.

Tras la remodelación del terreno y la preparación del sustrato, la restauración continúa con las actividades de revegetación, imprescindibles para recuperar servicios ecosistémicos básicos. Estas actividades son necesarias por dos razones: primero, porque la colonización natural en estas zonas es un proceso extremadamente lento debido a que los suelos tras la actividad minera tienen pocos nutrientes, muchas veces tóxicos para las plantas, y suelen tener deficiencias físicas como compactación (Martínez y Fernández 2001); y segundo, porque la vegetación permite que se restaure la producción biológica del suelo, ayuda a la reducción y el control de la erosión, a la estabilización de terrenos sin consolidar, a la protección de los recursos hidráulicos y a la integración paisajística (Instituto Geológico y Minero de España 2004).

Para realizar la revegetación, y dependiendo de las características de la zona a restaurar, podrán escogerse distintas especies y métodos de implantación (como plantación o siembra). Este paso es crucial en las restauraciones, ya que un error en la toma de decisiones puede conllevar la pérdida de recursos, tiempo y dinero. Aunque para el público general la mayor muestra de éxito en una restauración está en la existencia de bosques maduros, las plantaciones arbóreas realizadas directamente después de una degradación del medio han tenido resultados insatisfactorios en muchas ocasiones. En zonas degradadas, la sucesión ecológica natural no se produce primero por especies arbóreas sino por especies pioneras herbáceas, de estructura más sencilla y reproducción más rápida. Asimismo, las cubiertas vegetales herbáceas ayudan a mejorar las condiciones iniciales y favorecen el establecimiento posterior de las especies leñosas y arbustivas (Gilliam 2007).

Esto ocurre en todas las áreas degradadas, incluidas las explotaciones mineras, donde diversos estudios demuestran que el establecimiento de especies arbóreas y arbustivas es muy complejo debido a las condiciones ambientales y edáficas de este tipo de zonas (Piha et al. 1995). Por ello es necesario un buen desarrollo de la vegetación herbácea durante los primeros años, ya que, junto al desarrollo posterior de la vegetación arbustiva, produce una mejora en las condiciones edáficas y determina el establecimiento efectivo de especies leñosas (Alday et al. 2013).

En el caso de los ambientes mineros restaurados con métodos clásicos como el bermatalud existen numerosos estudios a medio-largo plazo del crecimiento de la vegetación y la composición florística (Moreno de las Heras et al. 2008; Torroba et al. 2013; López-Marcos et al. 2019).

Sin embargo, los estudios sobre la vegetación en explotaciones con restauración geomorfológica son escasos y muy necesarios. Algunas investigaciones de restauraciones con el método GeoFluvTM se han centrado en la estabilidad del terreno generado y en los procesos hidrológicos y erosivos producidos tras la restauración geomorfológica. Sin embargo, existen pocos estudios sobre la evolución de la flora después de las restauraciones basadas en este método. Esto es debido a que es un método relativamente moderno (la primera intervención en España fue realizada en el año 2009) y los procesos ecológicos de los que hablamos son largos. Además, las actuaciones son reducidas en nuestro territorio: existen 9 restauraciones de este tipo en España mientras que en otros países como EEUU o Australia el número es mucho mayor, aunque cada año las intervenciones de este tipo aumentan y más países tienen licencia de uso.

3. OBJETIVOS

3.1. OBJETIVO GENERAL

- Evaluar la evolución de la vegetación al cabo de 9 años desde la restauración con el método GeoFluvTM de la explotación minera “El Machorro” (Guadalajara).

3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analizar la composición florística actual en tres zonas diferenciadas en función del tipo de sustrato en base a la riqueza de especies y la cobertura vegetal.
- Analizar los cambios en la cobertura vegetal y en la riqueza de especies que se han producido en los últimos cinco años, comparando los datos actuales con los resultados de un trabajo previo realizado en 2016.
- Analizar la persistencia en la composición florística actual de las especies sembradas en las labores de revegetación iniciales.

4. MATERIAL Y MÉTODOS

4.1. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

○ Ubicación

La cantera El Machorro se sitúa en el municipio de Poveda de la Sierra, en la provincia de Guadalajara, Castilla La Mancha (Figura 2). Se encuentra colindante al Parque Natural del Alto Tajo (PNAT), el cual abarca 105.721 ha de extensión y cuenta con más de 68.824 ha de zona periférica de protección sobre 44 municipios de Cuenca y Guadalajara (Parque Natural del Alto Tajo 2021).

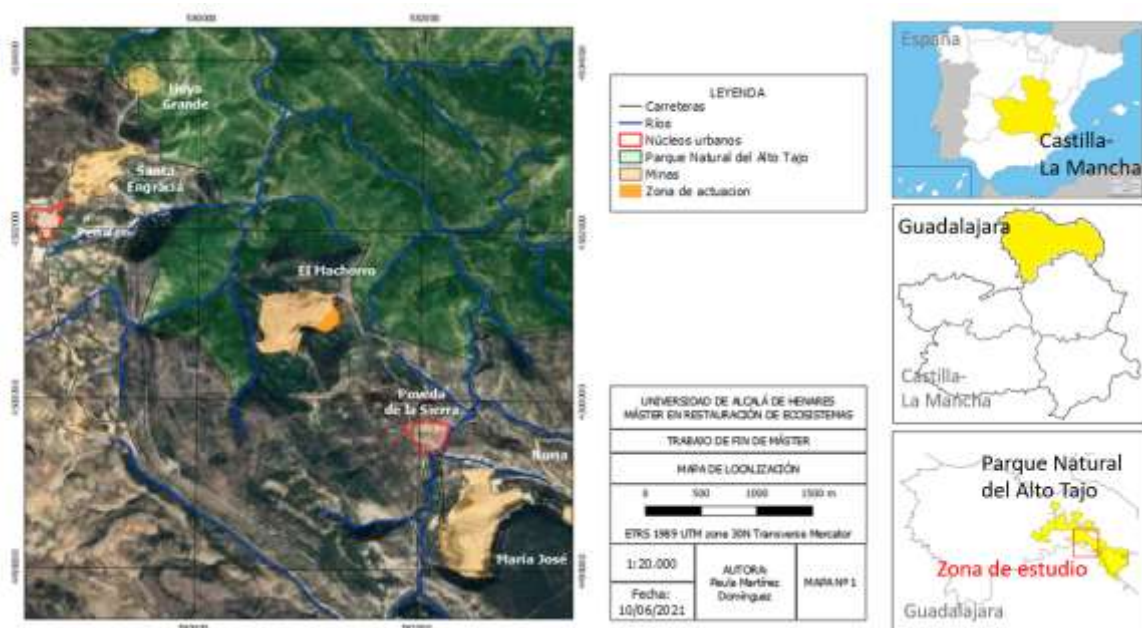


Figura 2. Mapa de localización de la zona de estudio. Fuente: elaboración propia.

El Machorro, y otras explotaciones mineras cercanas, se encuentran en las inmediaciones del PNAT, pero no dentro del mismo, ya que la declaración de espacio protegido es posterior a los derechos y concesiones de las minas. Este parque cuenta con un Plan de Ordenación de los Recursos Naturales que permite las explotaciones mineras dentro de esas concesiones existentes y siempre que sean sometidas a una evaluación ambiental (Gómez y Rubio 2000).

El presente estudio se realizó en una zona de 4,6 ha de extensión que fue restaurada con el método GeoFluv™ en los años 2012 y 2014 sobre la explotación minera de El Machorro (Figura 3).



Figura 3. Mapa de la zona restaurada con el método GeoFluv™ de la mina “El Machorro”. Fuente: elaboración propia.

○ Medio socioeconómico

La mina de El Machorro se encuentra entre los municipios de Peñalén y Poveda de la Sierra, perteneciendo al término municipal de este último. Ambos núcleos poblacionales son pequeños, Peñalén cuenta con 75 habitantes y Poveda de la Sierra con 114 (Instituto Nacional de Estadística 2021).

Los alrededores de la mina no están extensamente poblados y se encuentra en una zona muy natural bajo la protección del PNAT, sin embargo, Poveda de la Sierra cuenta con explotaciones mineras activas que tienen implicaciones económicas relevantes para la población de Guadalajara.

La minería y su transporte asociado suponen un 13,5% de la actividad económica en el entorno del Alto Tajo. Las actividades económicas que la superan son la ganadería (15%), la construcción (14,8%) y la agricultura (13,6%) (Diario Oficial de Castilla la Mancha 1999).

○ **Clima**

El clima de la zona es suave, de tipo Csb según Köppen y Geiger. Se caracteriza por tener una temperatura media anual de 10,1°C y precipitación media de 581 mm. Las temperaturas en verano son suaves y los inviernos son muy fríos y lluviosos (Köppen 1918; AEMET 2021) (Figura 4).

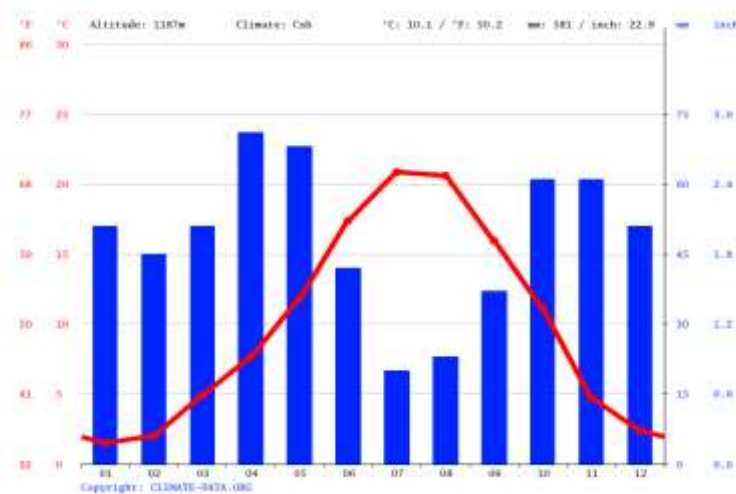


Figura 4. Climograma de Poveda de la Sierra. Fuente: Climate-data.org.

○ **Vegetación y fauna**

En el Alto Tajo la flora es típica de la rama meridional del Sistema Ibérico y del sector biogeográfico celtibérico-alcarreño. Presenta cuatro tipos de pinares: de pino carrasco (*Pinus halepensis*), de pino silvestre (*Pinus sylvestris*), de pino rodeno (*Pinus pinaster*) y el que atañe a nuestra zona, el pinar de pino laricio (*Pinus nigra subsp. Salzmannii*), que ocupa un 13% del parque (23.656 ha) (Ferrero et al. 2006).

Una de las características más destacadas del PNAT es la diversidad de ambientes. En la zona central presenta vegetación asociada a calizas con sabina albar (*Juniperus thurifera*). En las zonas más húmedas presenta vegetación típica de ribera con chopos (*Populus alba*), fresnos (*Fraxinus*), sauces (*Salix*) y olmos (*Ulmus*) asociados a un sotobosque de quejigo (*Quercus faginea*), agracejo (*Berberis vulgaris*), endrino (*Prunus spinosa*), avellano (*Corylus avellana*), aligustre (*Ligustrum vulgare*) y sorbo silvestre (*Sorbus torminalis*). Al subir de altitud las comunidades están formadas por encinares (*Quercus*

ilex) acompañados de boj (*Buxus sempervirens*), enebro (*Juniperus*) y guillomo (*Amelanchier ovalis*) (Parque Natural del Alto Tajo 2021).

El PNAT es uno de los espacios protegidos peninsulares más diversos en cuanto a flora se refiere, contiene unas 1500 especies descritas y representa entre el 15 y el 20% de toda la flora ibérica (Castroviejo 1997). Además, en esta zona existen 181 taxones que son de interés o amenazados según el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Castilla-La Mancha (Ferrero et al. 2006).

En cuanto a su fauna destaca el águila perdicera (*Aquila fasciata*) que es una especie amenazada que encuentra en el PNAT uno de sus últimos refugios. Otras rapaces del entorno son el águila real (*Aquila chrysaetos*), el halcón peregrino (*Falco peregrinus*), el alimoche (*Neophron percnopterus*), el buitre leonado (*Gyps fulvus*) y el búho real (*Bubo bubo*), que aprovechan las paredes rocosas de los cañones fluviales. En cuanto a los mamíferos se encuentran la cabra montesa (*Capra pyrenaica*), el gato montés (*Felis silvestris*), tejones (*Meles meles*), garduñas (*Martes foina*), ginetas (*Genetta genetta*), corzos (*Capreolus capreolus*), ciervos (*Cervus elaphus*), nutrias (*Lutra lutra*) y jabalíes (*Sus scrofa*) entre otros. Además, existen numerosas especies de invertebrados y fauna acuática como la trucha (*Salmo trutta*) y el cangrejo de río (*Austropotamobius pallipes*) y terrestre como lepidópteros (*Parnasius apollo*, *Graellsia isabellae*) (Ibáñez 2010; Parque Natural del Alto Tajo 2021).

○ **Geología y geomorfología**

La actividad tectónica junto con el encajamiento del río Tajo han dado como resultado una diversidad geomorfológica excepcional. En el Parque Natural se encuentran elementos de distintos orígenes: de origen fluvial encontramos el cañón fluvial del río Tajo, barrancos y hoces fluviales; de origen kárstico: dolinas y uvalas (torcas), poljes, las tobas calcáreas, lagunas, simas y cuevas y las llamadas ciudades encantadas, formadas por lapiaces y megalapiaces; y con origen a partir de la evolución de vertientes: pedreras, ríos de bloques, desprendimientos y cárcavas.

También encontramos elementos litológico-estructurales como torreones, páramos y monolitos. (Carcavilla et al. 2011).

En el PNAT aparecen tres grandes unidades geológicas: rocas del Paleozoico, rocas del Mesozoico con mayor abundancia y rocas del Cenozoico, las menos abundantes (Carcavilla et al. 2011).

La geología que presenta Poveda de la Sierra se caracteriza por contener rocas del Cretácico (Mesozoico) y los yacimientos de caolín explotados se encuentran en la Formación Arenas de Utrillas (Hernando et al. 2009).

En concreto en el área de la mina de El Machorro se encuentran dos grupos de rocas procedentes esta época: uno de conglomerados, areniscas, lutitas y calizas y otro de areniscas y conglomerados cuarcíticos (Instituto Geológico y Minero de España 2021).

○ **Usos del suelo: la minería en la zona de estudio**

En la zona de estudio se encuentra uno de los yacimientos sedimentarios de arenas silíceas caoliníferas más importantes, el de la Facies Utrillas. Su explotación produce el caolín, que es una materia prima que se utiliza por la industria farmacéutica y cosmética, para la fabricación de estucado de papel, para la construcción, en cerámica, para porcelana sanitaria, vajillas, esmaltes, englobes y pastas blancas para pavimentos (Carcavilla et al. 2011).

En Guadalajara se encuentra el principal yacimiento de España y una de las mayores producciones junto a la de Zamora. (Instituto Geológico y Minero de España 2018). Su explotación se lleva a cabo por la empresa CAOBAR S.A., que tiene capacidad de tratamiento de 500.000 T/año del mineral. De ella se extrae un 60% del caolín nacional (Instituto Geológico y Minero de España 2018) y se generaron 23 millones de euros en 2019 (Estadística minera de España 2019).

Existen en la zona explotaciones mineras a cielo abierto activas (Nuria, María José y El Machorro) e inactivas (Santa Engracia y Santa Engracia 2) y su actividad comenzó en 1965 con la mina María José.

Además de estas minas existe una gran escombrera, Hoya Grande, que junto a las minas Santa Engracia y Santa Engracia 2 suspendieron sus actividades en 1990 debido a que sus medidas para evitar la emisión de sedimentos a la red fluvial eran ineficaces (Martín-

Duque et al. 2009). El problema recae en que estas minas se sitúan en las mismas cuencas hidrográficas que el río Tajo, por lo que sus escorrentías de agua y sedimentos se conectan a los arroyos Tajuelo y Merdero y terminan en este río (Zapico 2017).

Estas minas de caolín han servido como lugar de implantación e investigación del método de restauración geomorfológica GeoFluv™. Tanto es así que cuentan con numerosos artículos de investigación y tesis doctorales sobre la restauración con este método sobre las minas María José, Nuria y El Machorro, siendo esta última en la que se centra este estudio.

○ **La mina El Machorro**

El Machorro es una mina activa explotada por la empresa CAOBAR S.A. desde el año 1998. Su actividad minera continúa a día de hoy, siendo una de las empresas que obtiene la producción de caolín de mayor calidad y más alta de España.

En esta mina se realiza una explotación de tipo contorno. Este método suele realizarse en lugares con topografía desfavorable y consiste en la excavación del estéril y el mineral en sentido transversal del afloramiento, dejando tras de sí un talud de banco único y de progresión longitudinal que sigue al afloramiento mencionado. Tienen un gran desarrollo y una escasa profundidad por lo que se pueden transferir los estériles para recuperar el terreno tras la explotación (Herrera 2006).

Inicialmente, en la mina se realizaban labores de restauración convencionales con perfiles rectilíneos de tipo berma-talud. Estos perfiles tenían altas pendientes y eran fácilmente erosionables, los sedimentos se movilizaban por una serie de cunetas y acababan en balsas de decantación que debían ser vaciadas, lo que implicaba gastos y esfuerzos a la empresa.

En una zona situada al oriente de la explotación se realizó una restauración geomorfológica empleando el método GeoFluv™ y el *software* Natural Regrade, que constituye el área de estudio (Figura 5).

Las bases del método GeoFluv™ son diseñar y construir formas estables del terreno a restaurar, que mantengan un equilibrio y que permitan el flujo de agua y materiales de manera natural. Para ello aplican una serie de criterios geomorfológicos para construir

laderas convexo cóncavas y vaguadas similares a las naturales. En el diseño se tienen en cuenta, entre otras características, el tipo de red de drenaje, las precipitaciones y la capacidad de erosión.



Figura 5. Arriba, vista aérea del inicio de las labores de restauración con el método GeoFluv™ de la mina El Machorro. Abajo, zona ya remodelada.

Fuente www.restauracióngeomorfológica.com

En El Machorro se realizó una primera remodelación del terreno con este método en 2012. En esta primera remodelación se diferenciaron dos zonas, una en la que el sustrato base de estériles se recubrió con tierra vegetal y otra parte en la que se recubrió con tierra vegetal junto con una enmienda orgánica. En 2014 se efectuó la segunda remodelación en la que se mantuvo el estéril limo-arenoso sin ningún tipo de tratamiento del suelo.

En 2015 sembraron especies herbáceas y arbustivas mediante voleo con la mezcla de semillas “Semillas para revegetación – Zulueta (N° A9272672; M1502)” (Zulueta 2016) en las tres zonas. La composición de semillas se indica en la Tabla 1.

Familia	Especie	Proporción (%)
Gramíneas	<i>Lolium westerwoldicum</i>	18,75
Fabaceae	<i>Onobrychis viciifolia</i>	11,25
Gramíneas	<i>Agropyron cristatum</i>	7,5
Gramíneas	<i>Agropyron desertorum</i>	7,5
Gramíneas	<i>Farundinacea "Fawn" (Festuca arundinacea)</i>	7,5
Fabaceae	<i>Melilotus officinalis</i>	7,5
Gramíneas	<i>Piptatherum milliaceum</i>	6,25
Fabaceae	<i>Retama sphaerocarpa L</i>	6,25
Lamiaceae	<i>Lavandula latifolia</i>	3,75
Lamiaceae	<i>Myosotis arvensis</i>	3,75
Fabaceae	<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	2,5
Fabaceae	<i>Colutea arborescens</i>	1,25
Fabaceae	<i>Genista scorpius</i>	1,25

Tabla 1. Composición y proporción de especies sembradas.

4.2. ESTUDIO DE LA COMPOSICIÓN FLORÍSTICA

La necesidad de evaluar la revegetación y la colonización natural de zonas mineras restauradas con el método GeoFluvTM llevó a la realización de un estudio previo al presente en el año 2016 (1 año después de la revegetación de la zona y 4 años después de la primera intervención en el suelo) (Campos 2016). Ahora en 2021, y tras casi una década desde la restauración geomorfológica, este trabajo pretende ampliar la visión sobre cómo han evolucionado las comunidades vegetales a lo largo del tiempo en zonas con distintos tipos de sustrato y evaluar el éxito del establecimiento de las especies que fueron sembradas.

El estudio se realizó en tres sectores diferenciados según el manejo del sustrato que se llevó a cabo durante la restauración (Figura 6).

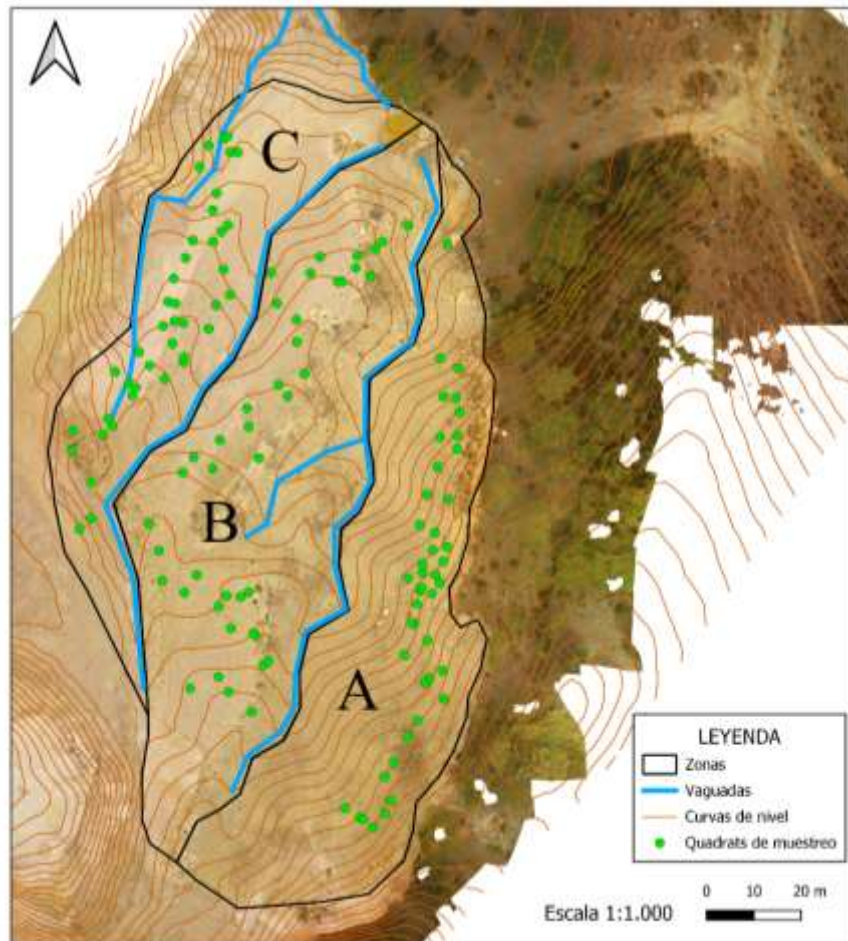


Figura 6. Mapa de zonas A, B y C, las vaguadas, las curvas de nivel y los distintos cuadrats de muestreo de la mina El Machorro.

Se realizaron dos tomas de datos en los días 28 de junio y 5 de julio de 2021 en las cuales se efectuó un muestreo al azar en las tres zonas con quadrats de 50 x 50 cm de lado. En total se muestrearon 127 quadrats y cada uno de ellos fue georreferenciado a través de un equipo GPS Garmin Oregon 600; ± 2 m en su punto medio.

Las características de cada zona se resumen en la Tabla 2.

Zona	Área (m ²)	Año de la restauración geomorfológica	Tipo de sustrato	Número de quadrats	Área total de los quadrats (m ²)
A	4132,824	2012	Tierra vegetal	44	11
B	5023,056	2012	Tierra vegetal y enmienda orgánica	43	10,75
C	2909,351	2014	Estéril limo-arenoso	40	10

Tabla 2. Área total, año en el que se realizó la restauración geomorfológica, tipo de sustrato, número de quadrats muestreados y su área registrados para cada zona.

En cada uno de los quadrats se registró la cobertura (en %) de las especies vegetales y de suelo desnudo. Para la identificación de las especies y el trabajo de campo se contó con la colaboración de un botánico experto en la flora de Guadalajara: Javier Pavón García, de la universidad de Alcalá. De aquellas especies que no pudieron ser identificadas en campo se extrajo una muestra para su posterior identificación en el laboratorio.

5. ANÁLISIS DE DATOS

Por un lado, se realizó un estudio de las comunidades vegetales en cuanto a la riqueza de especies y la frecuencia y cobertura de cada especie. Además, se estudió la evolución de la riqueza y la cobertura de cada especie, comparando los resultados con los de un estudio previo realizado en 2016. Como ninguna de las variables presentaba una distribución normal, se realizaron test estadísticos no paramétricos de Kruskal-Wallis y U de Mann-Whitney para analizar las diferencias en cobertura total y de cada especie entre las diferentes zonas.

El estudio de la eficacia de asentamiento de las especies sembradas en el año 2015 en cada una de las zonas se hizo de modo descriptivo, realizando análisis comparativos entre la proporción de la siembra y la frecuencia de esas especies en el presente.

Los análisis estadísticos fueron realizados con el software IBM SPSS versión 25 (IBM 2021).

6. RESULTADOS

6.1. COMPOSICIÓN FLORÍSTICA DE LAS COMUNIDADES ACTUALES

6.1.1. Número de especies

Se identificaron un total de 116 especies, que pertenecían a 84 géneros y 21 familias. De estas, 86, 74 y 38 especies aparecieron en las zonas A, B y C respectivamente.

Se realizó un test de Kruskal-Wallis que mostró diferencias significativas en el número de especies de las tres zonas ($H= 31,567$, $\rho=0,000$). Se analizaron pareja por pareja estas diferencias y se observó que la zona que se diferencia por tener una riqueza de especies significativamente inferior es la zona C (Figura 7).

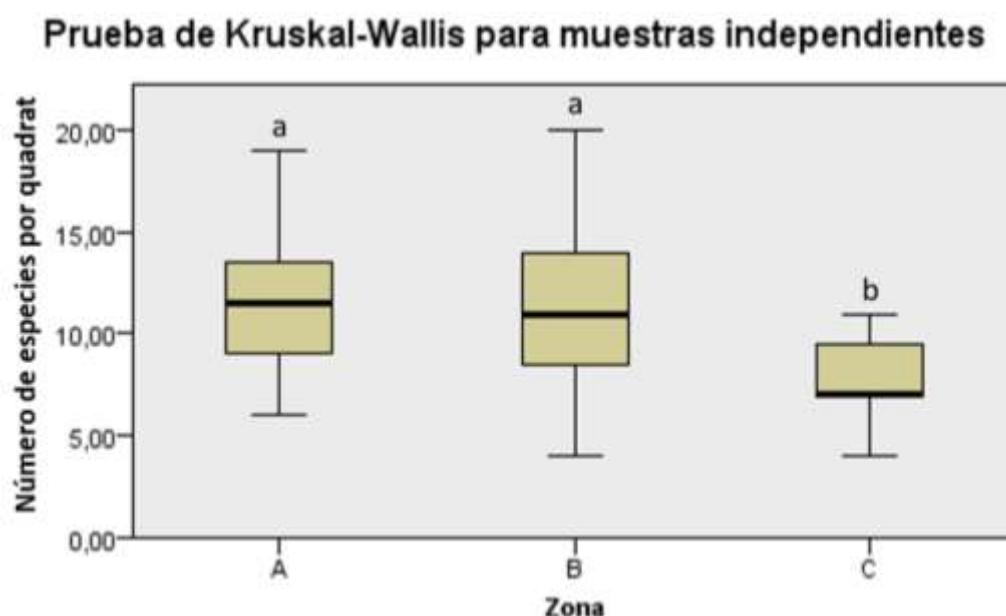


Figura 7. Número de especies por quadrat en las zonas A, B y C en 2021. Prueba de Kruskal-Wallis ($H= 31,567$, $\rho=0,000$). Diferente letra minúscula indica diferencias significativas ($P<0,05$) en el número de especies por quadrat en cada zona.

Según el gráfico de cajas y bigotes, los resultados en A y B son similares. En ambas zonas más de la mitad de los quadrats superaban las 10 especies, mientras que para la zona C casi todos los quadrats se encontraban por debajo de ese valor.

6.1.2. Análisis de la cobertura vegetal total

Según el test de Kruskal-Wallis, existen diferencias significativas entre la cobertura vegetal de las tres zonas ($H= 37,780$, $\rho=0,000$). Se comparó la cobertura vegetal total por parejas y se comprobó que, nuevamente, la zona C era la que difería de las demás por tener una cobertura significativamente inferior (Figura 8).

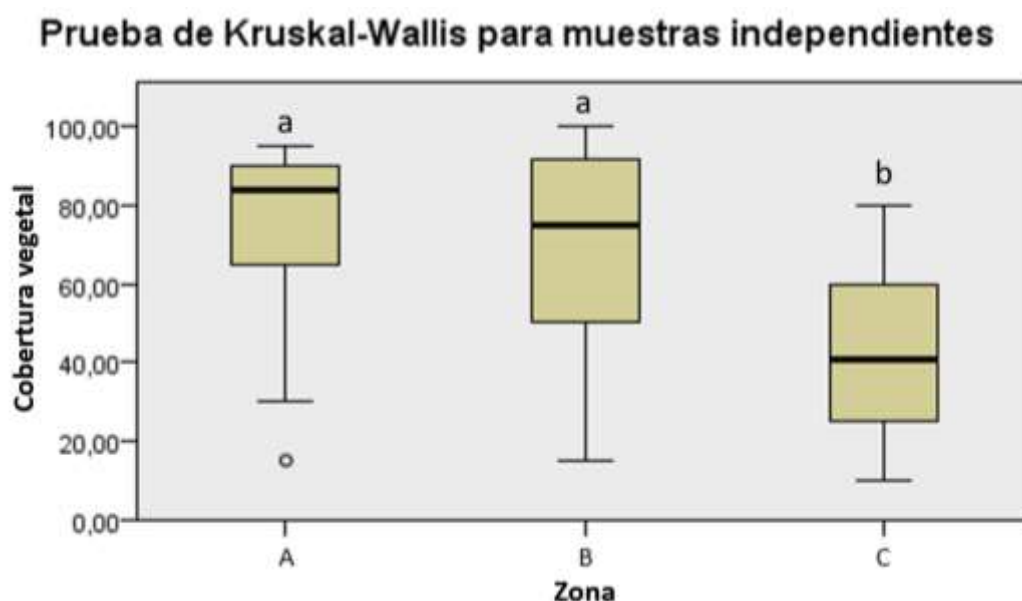


Figura 8. Cobertura vegetal en las zonas A, B y C en 2021. Prueba de Kruskal-Wallis ($H= 37,780$, $\rho=0,000$). Diferente letra minúscula indica diferencias significativas ($P<0,05$) en la cobertura vegetal entre las diferentes zonas.

Según el diagrama de cajas, las zonas A y B superaron en cobertura a la zona C. En la zona A el 75% de los quadrats presentaron más de un 60% de cobertura y más de la mitad de los quadrats tenían una cobertura vegetal superior al 80%, pero ninguno alcanzó el 100%. En la zona B el 75% de los quadrats superaron el 50% de cobertura y más de la mitad de los quadrats se encontraban entre el 70 y el 100%. Sin embargo, en la zona C todos los valores fueron inferiores al 80% de cobertura y un 75% de los quadrats tenían menos de un 60% de cobertura.

6.1.3. Análisis de la cobertura de cada una de las especies

Las especies que presentaron mayor cobertura media total fueron: *Medicago lupulina*, *Festuca arundinacea*, *Trifolium campestre*, *Cirsium arvense* y *Melilotus officinalis*.

Con el fin de comprobar si existían especies cuya cobertura era significativamente distinta entre cada zona se realizaron dos tipos de test no paramétricos: Kruskal-Wallis en las especies que aparecían en las tres zonas y U de Mann-Whitney en las que aparecían en dos zonas (Tabla 3).

La prueba de Kruskal-Wallis reflejó que de las 26 especies que aparecían en las tres zonas, 17 mostraron diferencias significativas. A pesar de que en el estudio de la cobertura total las zonas A y B tuvieran una mayor cobertura que la zona C, las especies no mostraron ese patrón en todos los casos, excepto las especies sembradas y *Trifolium repens*. Al contrario, algunas especies como *Cirsium vulgare* y *Sanguisorba minor* aparecieron con mayor cobertura en la zona A, otras como *Trifolium scabrum*, *Scorzonera angustifolia*, *Plantago lanceolata* y *Bromus hordeaceus* presentaban más cobertura en la zona B, otras como *Xeranthemum inapertum*, *Bromus tectorum*, *Catapodium rigidum* y *Medicago lupulina* tenían mayor cobertura en la zona C y *Taeniaterum caput-medusae*, *Aegilops triuncialis* y *Lactuca serriola* tenían valores mayores las zonas B y C frente a la zona A.

En cuanto a las especies que aparecían en dos de las tres zonas, la prueba U de Mann-Whitney mostró diferencias significativas en 5 de las 20 que aparecían en A y B y 3 de las 8 que aparecían en B y C. Solo una especie se encontraba en las zonas A y C, pero no mostró diferencias significativas. *Dorycnium pentaphyllum*, *Genista scorpius* y *Lotus corniculatus* presentaron mayores niveles de cobertura en la zona A, *Colutea arborescens*, *Medicago sativa* y *Aegilops ventricosa* en la zona B y *Cirsium arvense* y *Vicia lathyroides* en la zona C.

Todas las especies que fueron sembradas presentaron mayor abundancia en las zonas A y B.

Nombre científico	H	U	p	Cobertura media		
				Zona A	Zona B	Zona C
<i>Acinos alpinus</i> (L.) Moench	-	-	ns	2,295	0,465	-
<i>Aegilops geniculata</i> Roth	-	-	ns	0,931	0,860	1,225
<i>Aegilops triuncialis</i> L.	16,930	-	**	0,136	1,441	2,975
<i>Aegilops ventricosa</i> Tausch	-	646,500	**	-	0,651	0,175
<i>Agropyron cristatum</i> (L.) Gaertn.	8,212	-	*	5	3,162	0,875
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	-	-	ns	0,113	0,348	-
<i>Arenaria lepocladus</i> (Rchb.) Guss.	-	-	ns	0,159	0,116	0,025
<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P.Beauv. ex J.Presl & C.Presl subsp. <i>bulbosum</i>	-	-	ns	0,136	0,186	-
<i>Bromus hordeaceus</i> L.	6,272	-	*	0,568	2,348	0,750
<i>Bromus tectorum</i> Huds.	88,267	-	**	0,090	0,069	4,125
<i>Catapodium rigidum</i> (L.) C.E. Hubb.	50,746	-	**	0,409	0,116	1,950
<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	-	140,000	**	-	0,465	10,025
<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	13,397	-	**	1,954	0,581	0,925
<i>Colutea arborescens</i> L.	-	626,000	**	0,204	3,302	-
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	-	-	ns	0,045	0,023	-
<i>Crepis pulchra</i> L.	-	-	ns	-	0,046	0,1
<i>Crepis salzmannii</i> Babc.	-	-	ns	-	0,372	0,075
<i>Crucianella angustifolia</i> L.	-	-	ns	0,068	0,023	0,025
<i>Dorycnium pentaphyllum</i> Scop.	-	946,000	**	3,681	0,348	-
<i>Festuca arundinacea</i> Schreb. subsp. <i>Arundinacea</i>	27,638	-	**	8,318	8,488	1,125
<i>Festuca lambinonii</i> Kerguélen	-	-	ns	1,363	0,348	-
<i>Filago pyramidata</i> L.	-	-	ns	0,181	0,162	0,150
<i>Galium parisiense</i> L.	-	-	ns	1,045	0,279	-
<i>Genista scorpius</i> (L.) DC.	-	733,000	*	4,977	1,418	-
<i>Hippocrepis comosa</i> L.	-	-	ns	0,568	0,186	-
<i>Hordeum murinum</i> L.	-	-	ns	-	0,418	0,05
<i>Koeleria vallesiana</i> (Honck.) Gaudin	-	-	ns	0,181	0,162	-
<i>Lactuca serriola</i> L.	7,959	-	*	0,250	0,511	0,600
<i>Lathyrus saxatilis</i> (Vent.) Vis.	-	-	ns	0,022	0,116	-
<i>Lolium perenne</i> L.	-	-	ns	0,068	0,744	0,525
<i>Lotus corniculatus</i> L. subsp. <i>delortii</i> (Timb.-Lagr.) O. Bolòs & Vigo	-	686,500	**	2,863	0,697	-
<i>Medicago lupulina</i> L.	15,345	-	**	10,181	9,395	16,550
<i>Medicago sativa</i> L.	-	762,000	*	0,340	1,697	-
<i>Melilotus officinalis</i> (L.) Pall.	19,546	-	**	5,409	3,023	1,300
<i>Onobrychis viicifolia</i> Scop.	-	-	ns	0,318	0,372	-

Pilosella subbardans (Nägeli & Peter) Soják	-	-	ns	0,295	0,395	0,050
Plantago lanceolata L.	9,015	-	*	0,227	1,837	0,050
Poa pratensis L.	-	-	ns	0,704	0,837	1,525
Podospermum laciniatum (L.) DC.	-	-	ns	0,113	-	0,250
Rubus ulmifolius Schott	-	-	ns	-	1,395	0,025
Sanguisorba minor Scop.	14,713	-	**	1,454	0,930	0,175
Scorzonera angustifolia L.	11,179	-	**	0,227	0,627	0,025
Taeniatherum caput-medusae (L.) Nevski	7,154	-	*	0,090	0,883	0,300
Taraxacum F.H.Wigg.	-	-	ns	-	0,046	0,100
Taraxacum obovatum (Willd.) DC.	-	-	ns	0,636	0,116	-
Thrinacia hispida Roth	-	-	ns	0,068	0,325	-
Trifolium campestre Schreb.	-	-	ns	5,977	8,534	-
Trifolium fragiferum L.	-	-	ns	0,227	0,348	-
Trifolium pratense L.	-	-	ns	1,590	2,348	2,000
Trifolium repens L.	6,993	-	*	0,590	3,186	0,075
Trifolium scabrum L.	7,689	-	*	0,772	2,837	0,550
Vicia lathyroides L.	-	497,500	**	-	0,069	3,050
Vulpia myuros (L.) C.C. Gmel. Subsp. myuros	-	-	ns	2,295	2,116	1,275
Vulpia unilateralis (L.) Stace	-	-	ns	0,022	0,069	-
Xeranthemum inapertum (L.) Mill.	9,724	-	**	0,022	0,139	0,900

Tabla 3. Lista de especies con aparición en dos o tres zonas, significación de la prueba y cobertura media por zona. Las filas sombreadas indican especies que fueron sembradas. Prueba de Kruskal-Wallis en las que aparecieron en todas las zonas y prueba de U de Mann-Whitney en las que aparecieron en dos zonas. P>0,05: no significativo, ns, P=0,05-0,01: *, P<0,01: **.

6.1.4. Caracterización de las especies en las zonas

Se realizó un estudio sobre la frecuencia con la que aparecían cada una de las especies en los quadrats de las zonas A, B y C. La frecuencia se calculó a través de la siguiente fórmula:

$$Fi = Pi/NS$$

Donde Fi es la frecuencia de la especie i , Pi es el número de quadrats en los que está presente la especie i y NS es el número total de quadrats (44 en la zona A, 43 en la zona B y 40 en la zona C).

Los resultados obtenidos pueden observarse en la siguiente tabla (Tabla 4):

Especie	Familia	Frecuencia		
		Zona A	Zona B	Zona C
Achillea odorata L.	Asteraceae	0,182	-	-
Acinos alpinus (L.) Moench	Lamiaceae	0,205	0,070	-
Aegilops triuncialis L.	Poaceae	0,068	0,442	0,375
Aegilops ventricosa Tausch	Poaceae	-	0,279	0,025
Aegylops geniculata Roth	Poaceae	0,136	0,279	0,175
Agropyron cristatum (L.) Gaertn.	Poaceae	0,386	0,395	0,175
Agrostis stolonifera L.	Poaceae	0,023	0,023	-
Alyssum simplex Rudolphi	Brassicaceae	0,023	-	-
Anthemis arvensis L. subsp. arvensis	Asteraceae	-	0,093	-
Anthyllis vulneraria L. subsp. gandogeri (Sagorski) W. Becker ex Maire	Fabaceae	0,045	-	-
Apera interrupta (L.) P.Beauv.	Poaceae	0,091	-	-
Arenaria leptoclados (Rchb.) Guss.	Caryophyllaceae	0,091	0,093	0,025
Arrhenatherum elatius (L.) P.Beauv. ex J.Presl & C.Presl subsp. bulbosum	Poaceae	0,045	0,070	-
Astragalus hamosus L.	Fabaceae	-	0,023	-
Bellis perennis L.	Asteraceae	0,045	-	-
Brachypodium phoenicoides (L.) Roem. & Schult.	Poaceae	0,045	-	-
Brachypodium sylvaticum (Huds.) Beauv.	Poaceae	0,023	-	-
Bromus diandrus Roth	Poaceae	-	0,023	-
Bromus hordeaceus L.	Poaceae	0,318	0,395	0,150
Bromus intermedius Guss.	Poaceae	-	-	0,275
Bromus matritensis L.	Poaceae	-	0,047	-
Bromus tectorum Huds.	Poaceae	0,045	0,023	0,850
Bupleurum gerardi All.	Apiaceae	0,023	-	-
Buxus sempervirens L.	Buxaceae	0,045	-	-
Carex divulsa Stokes subsp. leersii (Kneuck.) W. Koch	Cyperaceae	0,023	-	-

Carex flacca Schreb.	Cyperaceae	0,068	-	-
Carex halleriana Asso.	Cyperaceae	-	0,070	-
Catapodium rigidum (L.) C.E. Hubb.	Poaceae	0,227	0,116	0,775
Cerastium glomeratum Thuill.	Caryophyllaceae	-	0,047	-
Cerastium pumilum Curtis	Caryophyllaceae	0,114	-	-
Cirsium arvense (L.) Scop.	Asteraceae	-	0,023	0,875
Cirsium vulgare (Savi) Ten.	Asteraceae	0,477	0,186	0,125
Colutea arborescens L.	Fabaceae	0,068	0,395	-
Convolvulus arvensis L.	Convolvuleaceae	0,023	0,023	-
Coronilla minima L. subsp. minima	Fabaceae	-	0,047	-
Crataegus monogyna Jacq.	Rosaceae	0,023	-	-
Crepis pulchra L.	Asteraceae	-	0,023	0,050
Crepis salzmannii Babc.	Asteraceae	-	0,093	0,025
Crucianella angustifolia L.	Rubiaceae	0,045	0,023	0,025
Crupina crupinastrum (Moris) Vis.	Asteraceae	0,023	-	-
Cynodon dactylon (L.) Pers.	Poaceae	-	0,047	-
Deschampsia cespitosa (L.) P.Beauv. subsp. cespitosa	Poaceae	0,023	-	-
Dorycnium pentaphyllum Scop.	Fabaceae	0,364	0,093	-
Eryngium campestre L.	Apiaceae	-	0,047	-
Festuca arundinacea Schreb. subsp. arundinacea	Poaceae	0,568	0,605	0,050
Festuca lambinonii Kerguélen	Poaceae	0,159	0,093	-
Filago pyramidata L.	Asteraceae	0,114	0,070	0,025
Filipendula vulgaris Moench.	Rosaceae	0,023	-	-
Galium parisiense L.	Rubiaceae	0,182	0,047	-
Galium verum L.	Rubiaceae	0,023	-	-
Genista scorpius (L.) DC.	Fabaceae	0,318	0,093	-
Geranium dissectum L.	Geraniaceae	0,023	-	-
Helianthemum apenninum (L.) Mill. subsp. stoechadifolium (Brot.) Samp.	Cistaceae	0,023	-	-
Helictochloa bromoides (Gouan) Romero Zarco subsp. Bromoides	Poaceae	0,023	-	-
Hippocrepis comosa L.	Fabaceae	0,023	0,047	-
Hordeum geniculatum All.	Poaceae	-	0,023	-
Hordeum murinum L.	Poaceae	-	0,047	0,050
Hypericum perforatum L.	Hypericaceae	0,318	-	-
Koeleria vallesiana (Honck.) Gaudin	Poaceae	0,023	0,023	-
Lactuca serriola L.	Asteraceae	0,114	0,302	0,400
Lathyrus saxatilis (Vent.) Vis.	Fabaceae	0,023	0,047	-
Lavandula latifolia Medik.	Lamiaceae	-	0,023	-
Lepidium hirtum (L.) Sm.	Brassicaceae	0,045	-	-
Lolium perenne L.	Poaceae	0,068	0,163	0,225
Lolium rigidum Gaud.	Poaceae	0,023	-	-
Lotus corniculatus L. subsp. delortii (Timb.-Lagr.) O. Bolòs & Vigo	Fabaceae	0,386	0,116	-
Medicago lupulina L.	Fabaceae	0,932	0,837	0,975
Medicago minima (L.) L.	Fabaceae	-	0,140	-
Medicago rigidula (L.) All.	Fabaceae	-	0,070	-

<i>Medicago sativa</i> L.	Fabaceae	0,136	0,302	-
<i>Melilotus officinalis</i> (L.) Pall.	Fabaceae	0,727	0,372	0,225
<i>Micropyrum tenellum</i> (L.) Link	Poaceae	-	0,093	-
<i>Onobrychis viicifolia</i> Scop.	Fabaceae	0,136	0,093	-
<i>Petrorhagia prolifera</i> (L.) P.W. Ball & Heywood	Caryophyllaceae	-	0,209	-
<i>Phleum pratense</i> L.	Poaceae	-	0,163	-
<i>Pilosella subtardans</i> (Nägeli & Peter) Soják	Asteraceae	0,091	0,093	0,025
<i>Pinus nigra</i> subsp. <i>salzmannii</i> (Dunal) Franco	Pinaceae	0,159	-	-
<i>Plantago lanceolata</i> L.	Plantaginaceae	0,068	0,209	0,025
<i>Plantago maritima</i> L. subsp. <i>serpentina</i> (All.) Arcang.	Plantaginaceae	0,023	-	-
<i>Poa bulbosa</i> L. subsp. <i>Bulbosa</i>	Poaceae	0,023	-	-
<i>Poa pratensis</i> L.	Poaceae	0,182	0,116	0,125
<i>Podospermum laciniatum</i> (L.) DC.	Asteraceae	0,091	-	0,025
<i>Polygala monspeliaca</i> L.	Polygalaceae	0,023	-	-
<i>Potentilla neumanniana</i> Rchb.	Rosaceae	0,114	-	-
<i>Potentilla reptans</i> L.	Rosaceae	0,136	-	-
<i>Prunella laciniata</i> (L.) L.	Lamiaceae	0,205	-	-
<i>Ranunculus ollissiponensis</i> Pers.	Ranunculaceae	0,045	-	-
<i>Retama sphaerocarpa</i> (L.) Boiss.	Fabaceae	-	0,023	-
<i>Rosa canina</i> L.	Rosaceae	0,114	-	-
<i>Rosa pouzinni</i> Tratt.	Rosaceae	-	0,023	-
<i>Rubus ulmifolius</i> Schott	Rosaceae	-	0,047	0,025
<i>Sanguisorba lateriflora</i> (Coss.) A. Braun & C.D. Bouché	Rosaceae	0,045	-	-
<i>Sanguisorba minor</i> Scop.	Rosaceae	0,386	0,256	0,025
<i>Saponaria ocymoides</i> L.	Caryophyllaceae	0,091	-	-
<i>Scorzonera angustifolia</i> L.	Asteraceae	0,136	0,279	0,025
<i>Sherardia arvensis</i> L.	Rubiaceae	0,023	-	-
<i>Silene nutans</i> L. subsp. <i>nutans</i>	Caryophyllaceae	0,023	-	-
<i>Taeniatherum caput-medusae</i> (L.) Nevski	Poaceae	0,045	0,233	0,100
<i>Taraxacum</i> F.H.Wigg.	Asteraceae	-	0,023	0,025
<i>Taraxacum obovatum</i> (Willd.) DC.	Asteraceae	0,091	0,047	-
<i>Thrinacia hispida</i> Roth	Asteraceae	0,068	0,140	-
<i>Torilis arvensis</i> (Huds.) Link subsp. <i>recta</i> Jury	Apiaceae	-	-	0,100
<i>Trifolium campestre</i> Schreb.	Fabaceae	0,455	0,465	-
<i>Trifolium dubium</i> Sibth.	Fabaceae	0,091	-	-
<i>Trifolium fragiferum</i> L.	Fabaceae	0,045	0,047	-
<i>Trifolium pratense</i> L.	Fabaceae	0,227	0,163	0,150
<i>Trifolium repens</i> L.	Fabaceae	0,068	0,186	0,025
<i>Trifolium scabrum</i> L.	Fabaceae	0,227	0,279	0,050
<i>Tussilago farfara</i> L.	Asteraceae	-	-	0,100
<i>Valerianella dentata</i> (L.) Pollich	Caprifoliaceae	0,023	-	-
<i>Vicia lathyroides</i> L.	Fabaceae	-	0,047	0,450
<i>Viola</i> L.	Violaceae	0,023	-	-
<i>Vulpia ciliata</i> Dumort. subsp. <i>ciliata</i>	Poaceae	-	0,070	-

Vulpia myuros (L.) C.C. Gmel. subsp. myuros	Poaceae	0,500	0,535	0,375
Vulpia unilateralis (L.) Stace	Poaceae	0,023	0,047	-
Xeranthemum inapertum (L.) Mill.	Asteraceae	0,023	0,093	0,225

Tabla 4. Lista de especies, familias y frecuencia en cada una de las zonas. Las filas sombreadas indican aquellas especies que se sembraron tras la restauración geomorfológica. Las frecuencias mayores que 0,5 están marcadas en rojo.

Se realizó un test de Kruskal-Wallis sobre las familias Poaceae, Fabaceae y Asteraceae, que fueron las que aparecieron con más frecuencia, con el fin de analizar diferencias entre su distribución en las zonas. En el caso de las poáceas no se encontraron diferencias significativas ($H=3,766$, $p=0,152$); la frecuencia de fabáceas en las zonas A y B fue significativamente mayor que en la zona C ($H=13,976$, $p=0,001$); y en el caso de las asteráceas la frecuencia fue significativamente mayor en la zona C que en el resto de zonas ($H=7,524$, $p=0,023$).

En cuanto a las especies, las que aparecieron con más frecuencia fueron: *Medicago lupulina*, *Vulpia myuros subsp. myuros*, *Melilotus officinalis*, *Festuca arundinacea subsp. arundinacea*, *Catapodium rigidum*, *Agropyron cristatum*, *Trifolium campestre*, *Bromus tectorum*, *Cirsium arvense* y *Aegilops triuncialis*. Todas ellas aparecían en las tres las zonas excepto *Trifolium campestre*, que no se encontraba en la zona C, y *Cirsium arvense*, que no se encontraba en la zona A.

Cabe destacar que *Melilotus officinalis*, *Festuca arundinacea subsp. arundinacea* y *Agropyron cristatum* eran especies que se sembraron en 2015.

6.2. RESULTADOS DE LA EVOLUCIÓN DE LAS COMUNIDADES VEGETALES DURANTE LOS ÚLTIMOS 5 AÑOS

6.2.1. Número de especies

En el estudio realizado en 2016 el número de especies encontradas fue de 33, mientras que en 2021 fue de 116, lo que supone un incremento de casi el 400%. En 2016 se encontraron 25 especies en la zona A, otras 25 especies en la zona B y 6 especies en la zona C. En 2021 el número de especies distintas fue 86, 74 y 38 para las zonas A, B y C respectivamente.

El test de Kruskal-Wallis refleja diferencias significativas en el número de especies por quadrat entre 2016 y 2021, sin embargo, no se encontraron diferencias significativas entre las diferentes zonas de un mismo año ($H=236,914$, $p=0,000$, $n=333$) (Figura 9).

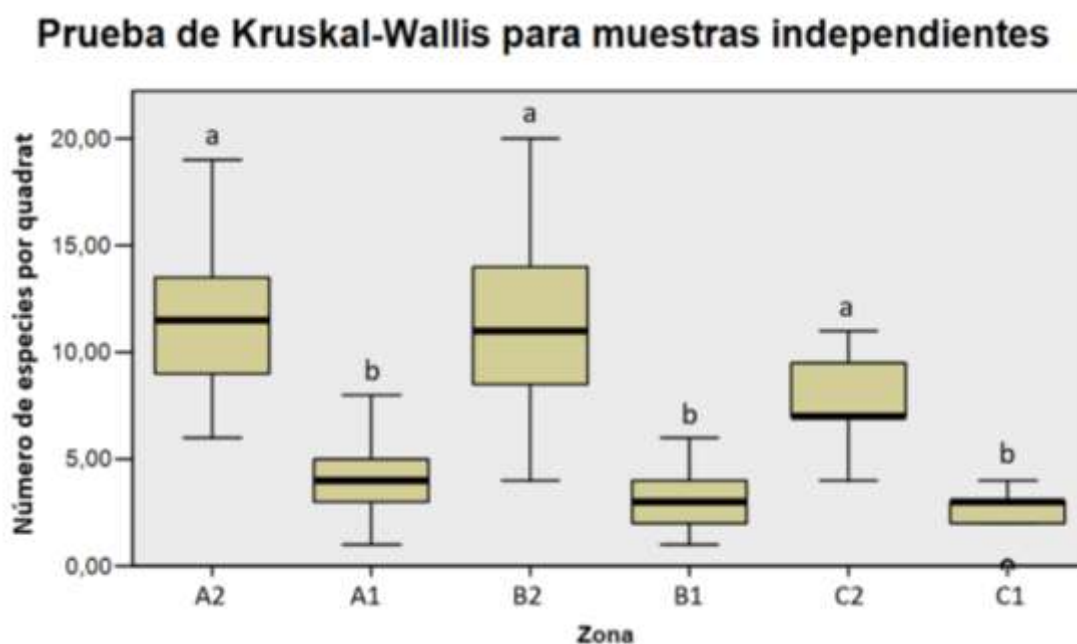


Figura 9. Número de especies por quadrat en las zonas A, B y C en 2016 (1) y en 2021 (2). Prueba de Kruskal-Wallis ($H=236,914$, $p=0,000$, $n=333$). Diferente letra minúscula indica diferencias significativas ($P<0,05$) en el número de especies en las zonas A, B y C en 2016 y 2021.

Podemos observar en el diagrama de cajas y bigotes que en el caso del estudio de Campos (2016) el 100% de los quadrats en las tres zonas no superaban las 8 especies por quadrat. En las zonas del actual estudio el 75% los quadrats de las zonas A y B superaban las 8 especies y en la zona C más del 75% estaban entre las 5 y las 10 especies.

6.2.2. Cobertura vegetal

Se compararon los datos de cobertura recogidos en 2016 con los de 2021 y se observó un incremento en 2021 del 330%. Se realizó un test de Kruskal-Wallis que reflejó diferencias significativas en la cobertura vegetal entre 2016 y 2021, sin embargo, no se encontraron diferencias de cobertura entre las zonas A, B y C en 2016, ni entre las zonas A y B en 2021 ($H=164,366$, $\rho=0,000$, $n=333$) (Figura 10).

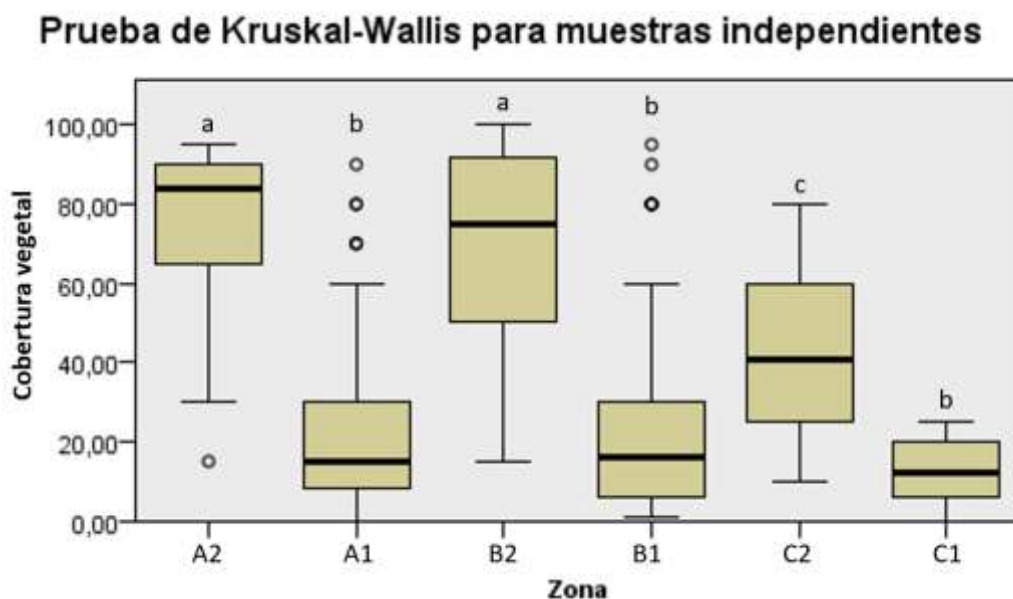


Figura 10. Cobertura vegetal en las zonas A, B y C en 2016 (1) y en 2021 (2).

Prueba de Kruskal-Wallis ($H=164,366$, $\rho=0,000$, $n=333$). Diferente letra minúscula indica diferencias significativas ($P<0,05$) en la cobertura vegetal en las zonas A, B y C en 2016 y 2021.

El diagrama de cajas y bigotes nos indica que las zonas A, B y C del estudio de 2021 tienen una cobertura vegetal superior a las de 2016. En todas las zonas del estudio actual la mitad de los cuadrats superan el 45% de cobertura: en la zona A más de la mitad tienen valores de cobertura de 80 a 95%, en la zona B de 70 a 100% y en la C de 45 a 80%. Mientras que en el año 2016 el 75% de los cuadrats de las zonas A y B y el 100% de la zona C tenían una cobertura menor al 30%.

6.3. RESULTADOS DE LA EFICACIA DE ASENTAMIENTO DE LAS ESPECIES SEMBRADAS

Se evaluó la eficacia de la siembra de 2015 observando su frecuencia en la actualidad. Los resultados pueden observarse en la siguiente tabla (Tabla 5):

Nombre científico	Proporción en la siembra	Frecuencia (Fi)		
		Zona A	Zona B	Zona C
<i>Lolium multiflorum var. westerwoldicum</i> Lam.	18,75	-	-	-
<i>Onobrychis viciifolia</i> Scop.	11,25	0,136	0,093	-
<i>Agropyron cristatum</i> (L.) Gaertn.	7,5	0,386	0,395	0,175
<i>Agropyron desertorum</i> (Fisch. ex Link) Schult.	7,5	-	-	-
<i>Farundinacea "Fawn" (Festuca arundinacea)</i> Schreb.	7,5	0,568	0,605	0,050
<i>Melilotus officinalis</i> (L.) Pall.	7,5	0,727	0,372	0,225
<i>Piptatherum miliaceum</i> (L.) Coss.	6,25	-	-	-
<i>Retama sphaerocarpa</i> (L.) Boiss.	6,25	-	0,023	-
<i>Lavandula latifolia</i> Medik.	3,75	-	0,023	-
<i>Myosotis arvensis</i> (L.) Hill.	3,75	-	-	-
<i>Dorycnium pentaphyllum</i> Scop.	2,5	0,364	0,093	-
<i>Colutea arborescens</i> L.	1,25	0,068	0,395	-
<i>Genista scorpius</i> (L.) DC.	1,25	0,318	0,093	-

Tabla 5. Proporción de especies sembradas en 2015 y su frecuencia en 2021.

Aproximadamente el 70 % de las especies sembradas en 2015 persistieron hasta el 2021.

Agropyron cristatum, *Festuca arundinacea* y *Melilotus officinalis* se hallaron en las tres zonas. Todas se sembraron con una proporción de 7,5 en la mezcla y han presentado unos niveles bastante elevados en comparación con el resto de especies que fueron sembradas. De hecho, *Festuca arundinacea* apareció en más de la mitad de los quadrats ($Fi > 0,5$) en las zonas A y B y *Melilotus officinalis* en más de la mitad en la zona A.

Onobrychis viciifolia, *Dorycnium pentaphyllum*, *Colutea arborescens* y *Genista scorpius* aparecieron en las zonas A y B, pero no en la C. A pesar de que *Onobrychis viciifolia* fue la segunda especie en siembra con mayor proporción no mostró valores de frecuencia altos. *Retama sphaerocarpa* y *Lavandula latifolia* solo se localizaron en la zona B, ambas con una frecuencia baja.

Lolium multiflorum var. westerwoldicum fue la especie con mayor proporción en la siembra y no se encontró en ninguna de las zonas. Tampoco se encontraron las especies *Agropyron desertorum*, *Piptatherum miliaceum* y *Myosotis arvensis*.

7. DISCUSIÓN

La restauración geomorfológica mediante el método GeoFluvTM ha demostrado ser eficaz en restauraciones mineras desde el punto de vista hidrológico y de la erosión (Zapico 2017). Sin embargo, hasta este proyecto no se había realizado una evaluación exhaustiva de la influencia de este método sobre la vegetación a medio plazo.

En el caso de la restauración de la mina El Machorro, además de la implementación de este tipo de restauración, se realizaron distintos tratamientos sobre el suelo. Hemos estudiado la influencia de esos distintos tipos de sustrato utilizados, ya que el tipo de sustrato es un factor determinante en la dinámica de los ecosistemas degradados e influye en el establecimiento de las comunidades vegetales (Simpson 2002).

Por un lado, la cobertura vegetal y el número de especies muestran resultados similares en las zonas A y B, las cuales cuentan con sustrato vegetal, y sustrato vegetal y enmienda orgánica respectivamente, y ambas zonas superan notoriamente los resultados de la zona C, cuyo sustrato está formado por un estéril limo-arenoso. Estos resultados coinciden con los de otros autores, que indican que las enmiendas sobre el sustrato desempeñan un papel importante en la restauración de las propiedades físicas, químicas y biológicas de este tipo de suelos altamente degradados (Caravaca et al. 2003).

Por otro lado, el 75% de estas zonas con mejores condiciones tenían una la cobertura superior al 50%, lo que, según estudios sobre suelos degradados y mineros en España, se estima que es una cobertura de herbáceas idónea para contribuir al control de la erosión y minimizar las pérdidas de suelo por erosión hídrica (Belmonte et al. 1999; Andrés y Jorba 2000; Loch 2000). Otros estudios en zonas mineras como el de Moreno de las Heras (2009) sitúa este umbral de cobertura óptima en el 30%, debajo del cual estima que se produce una transición hacia comunidades vegetales simples, ralas y poco productivas; en nuestro caso, incluso la zona con peor sustrato edáfico supera este umbral hasta en un 50% de los casos.

La existencia de una vegetación suficiente incluso en la zona con peor sustrato nos indica que el método GeoFluvTM ha sido eficaz. Sin embargo, las diferencias encontradas entre las zonas de mejor calidad edáfica frente a las que tenían peor calidad muestran que este método está muy condicionado por el tipo de tratamiento del suelo.

Por otro lado, hemos estudiado de manera particular la frecuencia y la cobertura de las especies encontradas.

En nuestro caso, las comunidades vegetales tenían características similares según la zona en la que se encontrasen. La zona A, con sustrato vegetal, estaba cubierta de manera densa y con comunidades más heterogéneas que el resto de zonas, siendo la única de las tres zonas con al menos un representante de cada familia. En el caso de la zona B, con sustrato vegetal y enmienda orgánica, existía un gran número de gramíneas como *Aegilops triuncialis*, *Agropyrum cristatum*, *Bromus hordeaceus* o *Vulpia myuros*. Y en el caso de la zona C el terreno era yermo y estaba dominado por cardos, principalmente del género *Cirsium*.

Exceptuando las especies sembradas, los géneros más abundantes y con mayor frecuencia en todas las zonas son *Medicago* y *Trifolium*, que pertenecen a la familia de las leguminosas (Fabaceae), son hierbas anuales, se asocian a usos forrajeros y tienen una gran amplitud ecológica. La familia de las gramíneas (Poaceae) es también una de las más abundantes en todas las zonas, con especies como *Bromus tectorum* y *Catapodium rigidum*, estas especies suelen encontrarse en prados, herbazales, márgenes de caminos y lugares alterados. La mezcla de gramíneas y leguminosas en suelos mineros es importante ya que representan dos tipos funcionales de plantas con roles distintos en la mejora de este tipo de terrenos. Las gramíneas, con su desarrollado sistema de raíces reducen la erosión y estabilizan los suelos y las leguminosas añaden nitrógeno al suelo y lo preparan para el establecimiento de otras especies vegetales propias de etapas de sucesión posteriores (Tilman et al. 1996; Sánchez et al. 2001). Otra familia que ha destacado, sobre todo en la zona C, es la de las compuestas (Asteraceae), que se encuentran de manera frecuente en zonas degradadas debido a su resistencia a condiciones abióticas desfavorables. En otras minas restauradas, como la mina As Pontes, esta familia ha demostrado su capacidad de colonización, representando junto con las leguminosas la familia con mayor riqueza específica (Gil y Costa 2003).

En cuanto a la evolución de las comunidades vegetales en el tiempo, los resultados de los parámetros estudiados en este proyecto son muy superiores frente al de Campos (2016), presentando un incremento del 330 % en la cobertura vegetal y de casi el 400% en el número de especies. Además, la diferenciación entre las distintas zonas ha sido más notable con el paso del tiempo. Sin embargo, hay que tener en cuenta que los procesos dinámicos poblacionales son lentos y que, mientras dicho estudio se realizó solo un año después de la revegetación, el presente se ha llevado a cabo seis años después.

Los efectos de la restauración con el método GeoFluv™ y el tratamiento del suelo son muy positivos y se mantienen en la actualidad, casi una década después, ya que con el paso del tiempo se ha producido un incremento de la cobertura y la riqueza de especies.

Por último, hemos evaluado la eficacia de la siembra realizada sobre la mina El Machorro. Las áreas mineras suelen tener bancos de semillas pobres y, aunque las fuentes de propágulos cercanas apoyen la revegetación natural mediante la dispersión de sus semillas, puede que no sea suficiente. En esos casos, añadir una mezcla de semillas aumenta el desarrollo de la vegetación (Carvalho et al. 2013). Además, en los casos de restauración se recomienda que esa mezcla contenga una alta proporción de especies para contribuir así a la diferenciación de la vegetación (Fleisher y Hufford 2020).

En general, los resultados de la siembra realizada en 2015 son favorables, ya que el 70% de las especies que fueron sembradas perduran a día de hoy. Entre ellas, *Agropyron cristatum*, *Festuca arundinacea* y *Melilotus officinalis* aparentemente tienen una mayor resistencia, ya que aparecieron hasta en la zona C, que tenía las peores condiciones.

Sin embargo, cuatro especies (*Agropyron desertorum*, *Piptatherum miliaceum*, *Lolium multiflorum var. westerwoldicum* y *Myosotis arvensis*) no se encontraron en ninguno de los puntos de muestreo, por lo que a pesar de las medidas que se tomaron para su restauración las especies no pudieron establecerse. Esto puede deberse a varias razones:

- La especie *Agropyron desertorum* no se encontró en la zona, pero *Agropyron cristatum*, que es una especie similar, sí. Esto puede deberse a que la primera es una especie con un rango altitudinal menor al de la zona (se encuentra normalmente a 200-400 metros y Poveda de la Sierra a 1300 m) y no es autóctona,

mientras que la segunda tiene un rango altitudinal hasta 2000 m sobre el nivel del mar y es autóctona.

- En cuanto a *Piptatherum milaceum*, es una especie autóctona que se encuentra hasta los 1200 m de altitud y que ha presentado distintos resultados en revegetaciones. Por ejemplo, mientras que en el artículo de Saavedra (1995) sobre terrenos degradados revegetados con la especie concluyeron que su emergencia fue escasa pero que llegaron a producir semilla, en la mina Santa Antonieta (Murcia) fue la especie que tuvo mayor éxito colonizador de las que fueron sembradas durante su restauración (Sánchez 2015).
- En el caso de *Lolium multiflorum var. westerwoldicum*, esta especie tiene un gran interés forrajero debido a su elevada producción, sin embargo, es una especie anual con una velocidad de establecimiento alta frente al de otras gramíneas, por ello, es desaconsejable incorporarlo en mezclas con praderas de larga duración ya que al año desaparecerá dejando un espacio vacío que ocuparán malas hierbas.
- *Myosotis arvensis* se sembró con una proporción muy baja, lo que puede explicar su bajo éxito de establecimiento a pesar de ser una especie es apta en revegetaciones de zonas degradadas.

En concreto, el entorno del PNAT alberga minas que continúan su explotación y que, ahora o en el futuro, llevarán a cabo restauraciones como ésta. Por esto, y a raíz de los resultados, podemos decir que la selección de especies que se hizo y su proporción es correcta, pero puede modificarse para ver una mejora en los resultados. Por ello recomendamos, por un lado, la investigación sobre los factores que pueden afectar a que las especies escogidas no hayan podido establecerse en este tipo de entornos y, por otro lado, el estudio sobre las proporciones utilizadas.

8. CONCLUSIONES

A lo largo de este trabajo hemos querido aportar evidencia científica sobre cómo se ha desarrollado la vegetación en la mina de caolín “El Machorro” tras ser restaurada con el método GeoFluv™ y el software Natural Regrade. Estos estudios son necesarios para evaluar y comprender cómo afectan a las especies vegetales las distintas acciones llevadas a cabo en restauraciones mineras, para así poder corregir errores y mejorar la eficiencia de las restauraciones venideras. En este caso, la actividad minera del entorno del PNAT continúa, y al tener las mismas condiciones y darse el mismo tipo de explotación, esperamos que los proyectos de restauración futuros vean de utilidad los datos aportados.

Las conclusiones son las siguientes:

1. La reconstrucción del relieve con el método GeoFluv™ no solo controla los procesos erosivos e hidrológicos, sino que además favorece la colonización y la evolución de la vegetación.
2. La riqueza y la cobertura vegetal han aumentado considerablemente en comparación con el último estudio sobre la vegetación de la zona hace 5 años
3. El tipo de tratamiento del suelo durante la restauración es un factor que influye sobre la riqueza y la cobertura de las especies herbáceas en zonas mineras restauradas, siendo la zona con sustrato estéril arenoso la que menor cubierta y riqueza vegetal ha presentado 9 años después de la restauración.
4. La siembra realizada en las labores de restauración de 2015 ha resultado ser eficaz, ya que hasta un 70% de las especies sembradas perduraron en el tiempo. Las únicas especies que no persistieron fueron *Lolium multiflorum var. westerwoldicum*, *Agropyron desertorum*, *Piptatherum miliaceum* y *Myosotis arvensis*.

9. AGRADECIMIENTOS

Quiero dar las gracias a mis dos tutores, Tíscar Espigares Pinilla y José Manuel Nicolau Ibarra, por su implicación y su ayuda durante la elaboración de este trabajo.

También quiero agradecer a Javier Pavón García por su ayuda con la identificación de las especies.

Finalmente quiero dar un agradecimiento especial a mis amigas de toda la vida, Julieta y Marta.

10. BIBLIOGRAFÍA

- AEMET 2021. Agencia Estatal De Meteorología. Recuperado de: <http://www.aemet.es/es/portada> (Último acceso en julio 2021).
- Alday, J. G., Marrs, R. H. y Martínez-Ruiz, C. 2013. Establecimiento y desarrollo de leñosas en restauraciones mineras. En: Martínez Ruiz, C., Lario Iza, F. J. y Fernández-Santos, B. (eds.), *Avances en la restauración de sistemas forestales. Técnicas de implantación*, pp 209-214. AEET-SECF.
- Andrés, P. y Jorba, M. 2000. Mitigation strategies in some motorway embankments (Catalonia, Spain). *Restoration Ecology*, 8 (3), 268-275.
- Artigas Iraegui, F. X. y Mestres Vallvé, J. M. 2009. *La restauración de actividades extractivas en medio forestal. Ejecución subsidiaria de fianzas por parte de la administración ambiental*. 5º Congreso Forestal Español. Montes y sociedad: Saber qué hacer.
- Belmonte Serrato, F., Romero Díaz, A., López Bermúdez, F. y Hernández Laguna, E. 1999. Óptimo de cobertura vegetal en relación a las pérdidas de suelo por erosión hídrica y las pérdidas de lluvia por interceptación. *Papeles de geografía*, 30, 5-15.
- Campos, S. A. 2016. *Evaluación de la revegetación y colonización natural en la mina de caolín “El Machorro” (Alto Tajo) con restauración geomorfológica GeoFluvTM*. Trabajo de Fin de Máster. Máster Universitario en Restauración de Ecosistemas. Universidad de Alcalá de Henares, Madrid.
- Caravaca, F., Figueroa, D., Aguacil, M. M., & Roldán, A. 2003. Application of composted urban residue enhanced the performance of afforested shrub species in a degraded semiarid land. *Bioresource Technology*, 90, 65-70.
- Carcavilla, L., Ruiz, R. y Rodríguez, E. 2011. *Guía Geológica del Parque Natural del Alto Tajo*. Instituto Geológico y Minero de España. En: Instituto Geológico y Minero de España y Organismo Autónomo Parques Regionales (eds.)

- Carvalho, A., Nabais, C., Roiola, S. R. y Rodríguez-Echeverría, S. 2013. Revegetation of abandoned copper mines: the role of seed Banks and soil amendments. *Web Ecology*, 13, 69–77.
- Castroviejo, S. 1997. The Flora Iberica proyect: results and problems. *Lagascalia*, 19(1-2): 371-380.
- Diario Oficial de Castilla la Mancha (DOCM) 1999. Decreto 204/1999, del 21-01-99, por el que se aprueba el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales del Alto Tajo y se inicia el procedimiento de declaración del Parque Natural del Alto Tajo, Monumento Natural del Nacimiento del Río Cuervo y de la Microreserva de Flora de los Prados Húmedos de Torremocha del Pinar. *Diario Oficial de Castilla-La Mancha* 61: 6473-6544.
- Ecologistas en Acción 2020. *Contra la minería, el extractivismo y los combustibles fósiles*. Recuperado de: <https://www.ecologistasenaccion.org/137061/contra-la-mineria-el-extractivismo-y-los-combustibles-fosiles/> (Último acceso en junio 2021).
- Estadística Minera de España (ESMIN) 2019. Gobierno de España. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.
- Ferrero, L. M., Montouto, O. y Herranz, J. M. 2006. *Flora Amenazada y de Interés del Parque Natural del Alto Tajo*. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha.
- Fleisher, K. R., & Hufford, K. M. 2020. Assessing habitat heterogeneity and vegetation outcomes of geomorphic and traditional linear-slope methods in post-mine reclamation. *Journal of Environmental Management*, 255, 109854.
- Gil, T. y Costa, M. 2003. Catálogo de la flora vascular de la escombrera de la mina de As Pontes de García Rodríguez (A Coruña, España). *Ecología*, 17, 161-176.
- Gilliam, F. S. 2007. The ecological significance of the herbaceous layer in forest ecosystems. *BioScience*, 57, 845- 858.

- Gómez Oria, D. y Rubio Blanco, D. 2000. Plan de ordenación de los recursos naturales y desarrollo sostenible del Alto Tajo. *Observatorio Medioambiental*, 3, 159-194.
- Hernando, N., Martín Moreno, C., Sánchez, L., Martín Duque, J. F., Sanz M. A. y Nicolau J. M. 2009. Hacia una Minería Sostenible en el entorno del Parque Natural del Alto Tajo. La escombrera experimental de la mina “El Machorro” (Poveda de la Sierra, Guadalajara). *Libro de Actas Conferencia Internacional de Minería Sostenible*. Santiago de Compostela. Cámara Oficial Minería de Galicia. A Coruña.
- Herrera Herbert, J. 2006. Capítulo 1. Clasificación y campo de aplicación de los métodos y sistemas de explotación a cielo abierto. *Métodos de minería a cielo abierto*. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Minas. (pp 7-8).
- Herrera Herbert, J. 2008. Capítulo 1. Medio ambiente y desarrollo sostenible en minería. *La protección medioambiental en Minería y el Desarrollo Minero Sostenible*. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Minas. (pp 7-8).
- Ibáñez Martínez, R. 2010. El Parque Natural del Alto Tajo. Espacios Naturales Protegidos. *Foresta*, 47-48, 212-215, Especial Castilla La Mancha.
- IBM 2021. IBM SPSS Statistics. Programas. Recuperado de: <http://ibm-spss-statistics.softonic.com/> (Último acceso 16 julio, 2021)
- Instituto Geológico y Minero de España (IGME) 2004. Capítulo 1. La minería y el medio ambiente. En: Instituto Geológico y Minero de España (eds.), *Manual de restauración de terrenos y evaluación de impactos ambientales en minería* (5ª ed., Serie: Guías y manuales Nª2, pp. 1-11).
- Instituto Geológico y Minero de España (IGME) 2018. 18 Caolín y arcillas caolínicas 2016. *Panorama minero 2017*. Instituto Geológico y Minero de España (pp 483-501)
- Instituto Geológico y Minero de España (IGME) 2021. Mapa Geológico de España, Escala 1:50.000. Instituto Tecnológico GeoMinero de España, Madrid.

- Instituto Nacional de Estadística, INE 2021. Recuperado de: <http://www.ine.es/> (Último acceso en junio 2021).
- Köppen, W. 1918. Klassifikation der klimare nach temperatur, niederschlag und jahreslauf. *Petermanns Geographische Mitteilungen*, 64, 193–203.
- Loch, R. J. 2000. Effects of vegetation cover on runoff and erosion under simulated rain and overland flow on rehabilitated site on the Meandu Mine. Tarong, Queensland. *Australian Journal of Soil Research*, 38, 299-312.
- López-Marcos, D., Turrión Nieves, M. B. y Martínez-Ruiz, C. 2019. Restauración en laderas mineras, una oportunidad para estudiar la sucesión ecológica en procesos de pendiente. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 45 (2), 107-118.
- Martín Duque, J. F., Nicolau, J. M., Martín Moreno, C, Sánchez, L., Ruiz, R., Sanz, M. A., Lucía, A. 2008. Geomorfología y gestión del Parque Natural del Alto Tajo (1). Condicionantes y criterios geomorfológicos para la restauración de minas de caolín. En: Benavente, J. y Gracia, F. J. (eds.), *Trabajos de Geomorfología en España* (Univ. Cádiz, 2006-2008, pp. 459-462). Martínez Encuadernaciones A.G., S.L.
- Martín Duque, J. F., Martín Moreno, C., Nicolau, J. M., Sanz, M. A. y Lucía, A. 2009. Impacto hidrogeomorfológico de las minas y escombreras de Peñalén (Guadalajara) sobre el Parque Natural del Alto Tajo. *Revista Cuaternario y Geomorfología*, 23 (3-4), 27-44.
- Martín Duque, J. F., y Bugosh, N. 2013. El remodelado del terreno en la restauración ecológica del espacio afectado por actividades mineras: del uso de criterios geomorfológicos al método GeoFluv. En: García A y Travieso JR (eds.), *Restauración Ecológica en Minería: de la teoría a la práctica*. (Fundación Ciudad de la Energía, Ponferrada, pp. 31-46)
- Martín Moreno, C., Martín Duque, J. F., Nicolau, J. M., Sánchez, L., Ruiz, R., Sanz, M. A., Lucía, A., Zapico, I. 2008. *A geomorphic approach for the ecological restoration of kaolin mines at the Upper Tagus Natural Park (Spain)*. 6th

- European Conference on Ecological Restoration. September 2008, Ghent, Belgium, pp. 1-4.
- Martínez Ruiz, C. y Fernández Santos, B. 2001. Papel de la hidrosiembra en la revegetación de escombreras mineras. *Informes de la Construcción*, 53, 27-37.
 - Moreno de las Heras, M., Nicolau, J. M. y Espigares, T. 2008. Vegetation succession in reclaimed coal-mining slopes in a Mediterranean-dry environment. *Ecological engineering* 34 (2), 168-178.
 - Parque Natural del Alto Tajo 2021. Recuperado de: <http://www.parquenaturalaltotajo.es/> (Último acceso en junio 2021).
 - Piha, M. I., Vallack, H. W., Reeler, B. M. y Michal, N. 1995. A low input approach to vegetation establishment on mine and coal ash wastes in semi-arid regions. 1. Tin mine tailings in Zimbabwe. *Journal of Applied Ecology*, 32, 372-381.
 - Real Decreto 975/2009, de 12 de junio, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras. *Boletín Oficial del Estado*, 143, de 13 de junio de 2009. <https://www.boe.es/buscar/pdf/2009/BOE-A-2009-9841-consolidado.pdf>
 - Requejo Liberal, J. y Blázquez Gómez, J. 2018. *¿Puede haber una nueva minería metálica aceptable ambiental y socialmente? Proyecto europeo infact. Avance de resultados sobre la aceptación social de la exploración de minerales metálicos.* Congreso Nacional del Medio Ambiente. CONAMA 2018.
 - Saavedra. M. 1995. Introducción al cultivo de especies herbáceas autóctonas para revegetación. *Congreso 1995 de la Sociedad Española de Malherbología*, 147-152.
 - Sánchez, J. E., Willson, T. C., Kizilkaya, K., Parker, E., and Harwood, R. R. 2001. Enhancing the Mineralizable Nitrogen Pool Through Substrate Diversity in Long Term Cropping Systems. *Soil Science Society of America Journal*, 65, 1442–1447.

- Sánchez Villaluenga, C. 2015. *Evolución de la calidad del suelo, disponibilidad de metales pesados y vegetación en un depósito minero de la sierra minera de Cartagena-La Unión tras su rehabilitación mediante fitoestabilización asistida*. Trabajo de fin de carrera. Universidad Politécnica de Cartagena, Murcia.
- Simpson T.B. 2002. An Open Approach to Ecosystem Change: Adopting a New Paradigm for Ecological Restoration and Land Management. *Ecological Restoration*, 20, 190-194.
- Tilman, D., Wedin, D. & Knops, J. 1996. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature*, 379, 718–720.
- Torroba, P. Zaldívar García, M. P., Fernández-Santos, B. y Martínez-Ruiz, C. 2013. Papel de los matorrales autóctonos en la expansión del bosque en minas de carbón restauradas en el norte de Palencia. *Avances en la restauración de sistemas forestales. Técnicas de implantación*, 81-87.
- Zapico, I. 2017. *Transporte de sedimentos y restauración geomorfológica en la zona minera del parque natural del Alto Tajo (Guadalajara, España)*. Tesis de doctorado, Universidad Complutense de Madrid, Madrid.
- Zapico, I., Martín Duque, J. F., Burgosh, N., Laronne, J. B., Ortega, A., Molina, A., Martín-Moreno, C., Nicolau, J. M., Sánchez Castillo, L. 2018. Geomorphic reclamation for reestablishment of landform stability at a watershed scale in mined sites: The Alto Tajo Natural Park, Spain. *Ecological Engineering*, 111, 100-116.
- Zulueta. Semillas para revegetación 2016. Recuperado de: www.zulueta.com (Último acceso 18 julio, 2021).